

LES PRAIRIES : UN ATOUT POUR LA QUALITÉ DE L'EAU, SOUS CONDITIONS DE GESTION (UNE SYNTHÈSE DES PRINCIPALES CONNAISSANCES)

Mise en situation

Un paysage prairial parcouru par un ruisseau aux eaux claires : l'imaginaire collectif, comme l'analyse de grands jeux de données, associe souvent prairies et eaux de surfaces de bonne qualité. Pourtant, la dégradation des eaux n'épargne pas les régions d'élevage herbager. Cet article explique les processus en jeu, éclairant les actions à conduire pour que les prairies soient des atouts pour la reconquête de la qualité des rivières.

Résumé

Parmi les nombreux services écosystémiques attribués aux prairies, celui de la préservation de la qualité de l'eau figure en bonne place, grâce entre autres à la permanence de la végétation prélevant des nutriments, à la rareté des traitements phytosanitaires, à la structuration du sol favorisant l'infiltration. Les territoires dominés par les prairies se sont avérés fournir des eaux de très bonne qualité, du moins tant que les pratiques d'utilisation de ces prairies permettent de recycler l'essentiel des minéraux mis en jeu, et que les infrastructures paysagères liées à l'élevage d'herbivores (par ex. les haies) sont présentes pour intercepter les flux de ruissellement.

Le présent article vise à synthétiser les principaux travaux traitant du rôle des prairies et de leurs sols sur la qualité de l'eau afin de recenser les conditions dans lesquelles bénéfices et risques s'expriment. Cela nous permet de rappeler les bonnes pratiques de gestion favorisant le maintien, voire la reconquête, d'une qualité de l'eau satisfaisante pour les milieux aquatiques et les besoins humains.

Summary

Grasslands are good for water quality when well managed : a review of main current knowledge.

Among the many ecosystem services attributed to grasslands, that of preserving water quality figures prominently, thanks in part to the permanence of the nutrient-uptaking vegetation, the scarcity of phytosanitary treatments and the soil structuring that favor infiltration. Areas dominated by grasslands have proved to provide very good quality water, at least as long as the management practices enable most of the minerals involved to be recycled, while landscape structures associated to livestock farming (e.g hedges) are present to intercept the run-off flows.

The aim of this article is to summarise the main works dealing with the role of grasslands and their soils on water quality, in order to identify the conditions under which benefits and risks are expressed. This will enable us to recall the good management practices that help maintain, or even regain, satisfactory water quality for aquatic environments and human needs.

Article accepté pour publication le 04 juillet 2024.

Auteurs

P. DURAND¹, F. VERTÈS¹

¹ INRAE, Institut Agro, SAS, 35000 Rennes

Auteur correspondant:

Patrick DURAND: patrick.durand@inrae.fr

Mots clés

Prairies, infiltration, ruissellement, azote, phosphore, bactéries fécales, produits vétérinaires, parcelles, paysage.

Key words

Grasslands, infiltration, runoff, nitrogen, phosphorus, faecal bacteria, veterinary drugs, plots, landscape.

Références de l'article

DURAND P., VERTÈS F. (2024). Les prairies : un atout pour la qualité de l'eau, sous conditions de gestion (une synthèse des principales connaissances), *Fourrages* 258, 103-114.

Introduction

Parmi les nombreux services écosystémiques attribués aux prairies, celui de la préservation de la qualité de l'eau figure en bonne place. La présence d'un couvert permanent favorisant l'infiltration et prélevant des nutriments sur une bonne partie de l'année, l'absence ou la rareté des traitements phytosanitaires, suggèrent en effet, et c'est souvent corroboré par l'observation, que les paysages dominés par des prairies sont mieux à même de fournir des eaux de bonne qualité. Dans le détail, les études sur les relations entre utilisation du sol et concentrations en polluants d'origine agricole montrent en général que prairies sont associées à des paramètres de meilleure qualité que les zones cultivées. Pourtant, des contre-exemples sont parfois mis en avant tels que les risques de contaminations bactériennes venus des fèces des animaux au pâturage, les risques accrus de lixiviation de nitrate dans certaines rotations incluant des prairies temporaires, les teneurs élevées en phosphore et en matières organiques dissoutes rapportées notamment dans les Iles Britanniques, pour ne citer qu'eux (Granger *et al.*, 2010a).

Le présent article vise à synthétiser les principaux travaux traitant de ce sujet afin de recenser les conditions dans lesquelles bénéfiques et risques s'expriment, ceci nous permettant de rappeler les bonnes pratiques de gestion favorisant le maintien, voire la reconquête, d'une qualité de l'eau satisfaisante pour les milieux aquatiques et les besoins humains. Nous évoquerons dans un deuxième temps les expériences, numériques notamment, permettant d'envisager les prairies comme un instrument de reconquête de la qualité des eaux en zone polluée ou fragile (bassins-versants côtiers « algues vertes »). Dans cet article, nous entendons « prairies » dans son sens commun, large, de surfaces agricoles principalement destinés à l'alimentation d'herbivores, composés majoritairement de poacées souvent associées à des légumineuses et en place pour plusieurs années.

La littérature sur les relations entre prairies et qualité de l'eau compose un corpus de plusieurs milliers de références. Par conséquent, cet article ne saurait constituer une revue de l'état de l'art exhaustive et équilibrée entre les différentes approches et conclusions. Nous assumons le parti pris de nous être basés sur nos connaissances des papiers séminaux, complétées au besoin sur les sujets moins connus (telles les contaminations par des bactéries ou molécules phytosanitaires/médicamenteuses) ou pour trouver des articles plus récents, avec des recherches ponctuelles dans les bases de données bibliométriques.

Les problèmes de mesure des risques de pollution liées aux prairies

Par rapport à une parcelle en culture, la prairie, notamment pâturée, est particulièrement difficile à caractériser en matière de flux d'eau et de contaminant. Le principal écueil est son hétérogénéité

forte : hétérogénéité de couvert végétal dans le cas de prairies multispécifiques, hétérogénéité spatio-temporelle des apports de fèces et de pissats, d'intensité de pâturage et de piétinement, ... (Cluzeau *et al.* 1992 ; Anger, 2002 ; Hutchings *et al.*, 2007). Cette hétérogénéité engendre une incertitude dont la réduction nécessiterait, au moins d'un point de vue théorique, de multiplier fortement les répliqués dans le temps et l'espace de mesures et/ou de prélèvements ponctuels, souvent au-delà du faisable (Addiscott 1996 ; Anger, 2002 ; Salette *et al.*, 2008). Anger (2002) conclut par exemple que « ... les résultats des sondages tarière pour doser l'azote minéral du sol sont à l'évidence inexacts même avec une pression d'échantillonnage > 70 sondages/ha. En comparaison ... les bougies poreuses sont plus convaincantes : mais même en tolérant un écart de +/- 20% ... et un intervalle de confiance de 95%, le nombre minimum d'échantillons calculé dans notre expérience devrait être augmenté à 146 et 265 bougies /ha pour les traitements de pâturage intensif et extensif, respectivement. Cette exigence serait rédhibitoire pour de nombreuses expériences sur le terrain ». Une alternative possible aux prélèvements ponctuels, lorsque les sols le permettent, est de se placer à une échelle plus intégrative, fraction de parcelle drainée isolée hydrologiquement, parcelle drainée ou micro-bassin versant (Addiscott 1996 ; Murphy *et al.*, 2024). Sur des sols hydromorphes ou très caillouteux, où l'on trouve préférentiellement des prairies, ces difficultés sont encore plus importantes (Addiscott, 1996 ; Hennart *et al.*, 2010) et les formes d'azote émises varient fortement entre ces deux types extrêmes, avec des pertes gazeuses par dénitrification (N₂ et N₂O) et des accumulations possibles d'ammonium en sols hydromorphes, tandis que dans les sols peu profonds ou bien drainants c'est la lixiviation de nitrate qui domine.

Murphy *et al.* (2024) ont synthétisé des résultats de lixiviation obtenus en Irlande à l'échelle du micro bassin-versant, l'enjeu étant de pouvoir relier une occupation des sols (prairie permanente gérée d'une certaine façon connue) à la qualité de l'eau à l'exutoire du cours d'eau. Beaucoup de travaux cherchent à mettre en évidence le rôle des prairies sur la qualité de l'eau à l'échelle de territoires plus grands, bassins versants de tailles diverses, voire régions (e.g. de Mello *et al.*, 2018, Dupas *et al.*, 2022, Casquin *et al.*, 2021, Meneses *et al.*, 2015). Mais la comparaison avec d'autres modes d'occupation du sol est délicate, car les facteurs confondants sont potentiellement importants. En effet, les territoires restant prairiaux de nos jours le sont souvent en raison d'un fort déterminisme pédo-climatique (par exemple en Irlande et aux Pays-Bas) qui induit des différences de comportement hydrologique et biogéochimique des bassins-versants, rendant difficile d'isoler l'effet du seul facteur d'usage des terres. Les études diachroniques (suivis du changement d'occupation des sols sur un même territoire) nécessitent quant à elles des temps de suivis très longs, en raison de l'effet mémoire des sols et des aquifères et de la variabilité climatique (Dupas *et al.*, 2020, Durand *et al.*, 2015, Strohmenger *et al.*, 2020).

Ces difficultés méthodologiques expliquent l'incertitude qui

entachent la plupart des études publiées et la variabilité de leurs résultats. Pour cette raison, cet article s'attachera plus à donner les clefs de compréhension des facteurs et processus régulant la qualité des eaux issues de prairies plutôt que de chercher à les quantifier précisément.

à la modalité « Pluvial ». Pour les UFL comme pour la MAT, l'espèce impacte beaucoup plus que la modalité hydrique. Les UFL moyens vont de 0.84 pour la luzerne à 0.96 pour le raygrass anglais, la MAT va de 18.9% pour le raygrass hybride à 21.5 % pour la luzerne.

Influence des prairies sur les voies de transferts de l'eau et des éléments associés

Des effets bénéfiques sur l'infiltration, mais pas toujours...

De nombreuses études, que ce soit en conditions naturelles ou sous simulateur de pluie, à l'échelle locale ou pour des petits bassins versants, montrent qu'en règle générale, la prairie limite le ruissellement et favorise l'infiltration des eaux (Dunne *et al.*, 1991; Walling, 2005; Zhang *et al.*, 2014). Les raisons avancées sont principalement l'augmentation de la rugosité du fait de la présence d'un couvert permanent et dense, et la structuration du sol du fait de la teneur en matière organique et de l'activité biologique des micro et macro-organismes (Weiler and Naef, 2003 ; Alaoui *et al.*, 2011), toutes deux en général plus élevées qu'en sols cultivés.

Les études évoquant les conditions ruisselantes sous prairies

ne sont pourtant pas rares (Haygarth *et al.*, 2005). À l'échelle locale, c'est surtout l'effet du compactage du sol lié au piétinement, avec pour conséquence une diminution de la capacité d'infiltration du sol, qui a été mis en évidence (Daniel *et al.*, 2002, McDowell *et al.*, 2003, Naeth *et al.*, 1991). Plus anciennement, les effets du surpâturage, qui à la fois compacte le sol et dégrade le couvert végétal, ont été dénoncés dans des contextes tropicaux très érosifs (Zhou, 2010), mais des exemples existent en zones tempérées, telles les hautes terres lozériennes accueillant en estive d'énormes troupeaux ovins jusqu'au XIX^e siècle (Allee P., 2003).

Un autre cas de prairies générant un ruissellement important est celui des terrains très argileux et hydromorphes, où le sous-sol très imperméable et les faibles reliefs se combinent pour créer une saturation en eau empêchant l'infiltration (Haygarth *et al.*, 2005).

Conséquences sur les types de polluants transférés

Suivant leur solubilité ou leur affinité avec le sol, les différents contaminants n'empruntent pas tous les mêmes voies de transfert (figure 1).

Là où le couvert et la structure du sol limitent le ruissellement, l'effet bénéfique sur les transferts de polluants non solubles, qui restent en surface et s'adsorbent sur les particules de sol, est évident et bien documenté (Walling, 2005). C'est d'ailleurs cet effet qui est recherché dans les bandes enherbées, dont l'efficacité pour limiter les transferts de particules et de phosphore particulaire est démontrée (Daniels and Gilliam, 1996; Magette *et al.*, 1989, Zhang *et al.*, 2010).

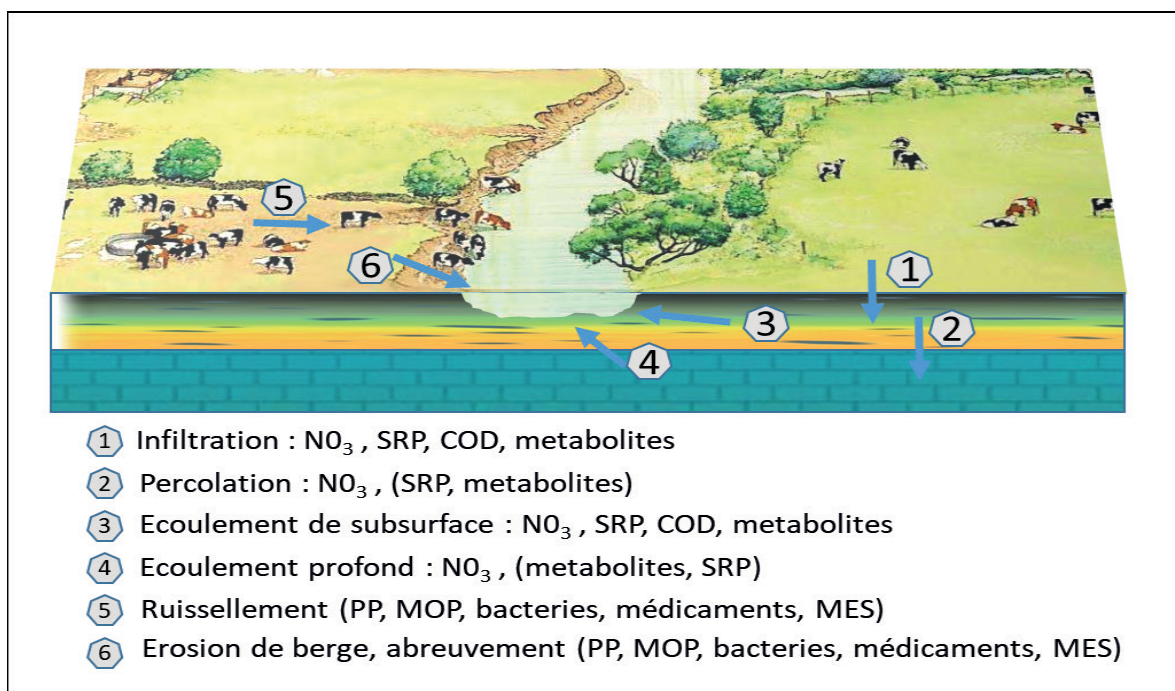


FIGURE 1: voies de transfert des différents polluants aquatiques en prairie. SRP : phosphore soluble réactif. PP : phosphore particulaire. COD : carbone organique dissous. MOP : matières organiques particulaires. MES : matières en suspension

FIGURE 1: Pathways of the main aquatic pollutants in grasslands. SRP: soluble reactive phosphorus. PP: particulate phosphorus. COD (DOC): dissolved organic carbon. MOP: particulate organic matter. MES: suspended sediment

Dans les cas où l'on observe des risques de ruissellement sur prairies pâturées, les principaux contaminants risquant d'être transférés sont le phosphore, l'azote organique, les bactéries fécales et les produits vétérinaires (Walling, 2005). Ce risque est d'autant plus présent quand les abords des cours sont mal protégés, le cas le plus emblématique étant celui où les animaux ont accès au cours d'eau. Dans ce cas particulier se rajoute le problème de l'érosion des berges et de l'augmentation de la charge en matières en suspension des cours d'eau (Walling, 2005, Vongvixay *et al.*, 2010).

Par contre, le fait de favoriser l'infiltration pourrait prédisposer la prairie aux pertes par voie soluble, notamment l'azote nitrique, le carbone organique dissous et le phosphore dissous. Nous allons passer en revue ces différents polluants potentiels dans les sections suivantes.

Il est utile de rappeler que les différents éléments minéraux mis en circulation par l'activité agricole en prairie sont couplées dans la plante mais en partie découplées par leur passage dans les animaux (figure 2, Vertès *et al.*, 2019), azote et potassium se retrouvant majoritairement dans l'urine tandis que le carbone et le phosphore le sont dans les bouses. Ce découplage et l'apport concentré par les impacts urinaires très locaux des animaux au pâturage génère la grande hétérogénéité de concentration observée dans les sols sous prairies.

Leurs devenir sont ainsi différents de ce qui se passe sous culture à l'échelle de la parcelle. Lorsqu'on passe à une échelle plus large (exploitation et paysage), la plus ou moins grande mobilité des différentes formes chimiques que prennent ses éléments se traduit par des circulations/transferts plus ou moins rapides et par des possibilités d'interception qui varient selon l'agencement des structures paysagères et le fonctionnement hydrologique.

Prairie et azote

La particularité du cycle de l'azote en prairie, par rapport à une culture, est que les flux bruts de minéralisation et d'organisation de l'azote sont bien supérieurs, tandis que la résultante (minéralisation ou d'immobilisation nette), dans le cas d'une prairie convenablement gérée et établie depuis assez longtemps, est analogue en prairies et cultures (Mary et Recous, 1994 ; Recous *et al.*, 1996 ; Booth *et al.*, 2005). Ceci explique qu'en cas de déséquilibres, par exemple lors de la destruction d'une prairie mise en culture, les flux résultants peuvent devenir très importants (Vertès *et al.*, 2007a). Par ailleurs, comme abordé ci-dessus, le passage par l'animal engendre le découplage des cycles des principaux éléments minéraux, les éléments solubles : N minéral et K se retrouvent pour l'essentiel dans les urines tandis que carbone et phosphore sont dans les

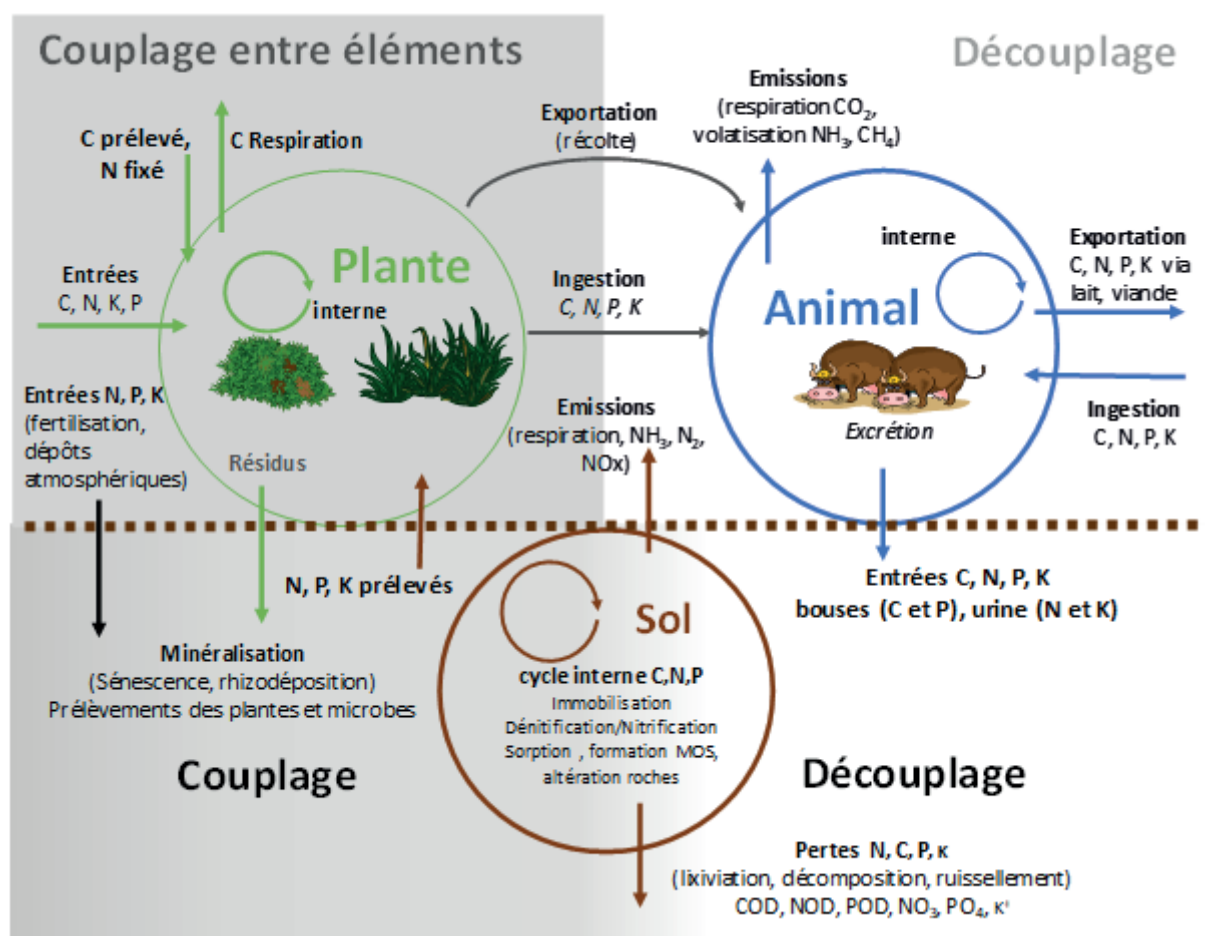


FIGURE 2 : Cycles simplifiés du carbone, de l'azote, du phosphore et du potassium dans un système prairial, montrant les couplages et découplage entre nutriments, les flux et les principaux processus sous-jacents (Vertès *et al.*, 2019, d'après Rumpel *et al.*, 2015 and Smith & Merbold, 2016)

FIGURE 2: Simplified carbon, nitrogen, phosphorus and potassium cycles in grasslands, showing coupling and decoupling processes

bouses. Les bactéries se retrouvent également dans les bouses, tandis que les médicaments peuvent se retrouver soit dans les unes soit dans les autres selon leur mode d'administration et leur mode d'action. Une autre particularité du cycle de l'azote en prairie est l'importance de la forme ammoniacale, notamment en conditions hydromorphes et acides.

Fertilisation et chargement

Les effets des pratiques de fertilisation et d'utilisation des prairies ont été largement abordés à l'Association Francophone des Prairies et Fourrages (par ex. Vertès *et al.* 2007b, Salette *et al.*, 2008 ; Vertès *et al.*, 2010, Cellier *et al.*, 2015), articles dont nous résumons ici quelques messages principaux. Les pratiques de fertilisation des prairies, ou l'abondance de légumineuse fixatrices d'azote, étant étroitement liées aux objectifs de production, donc au chargement animal qu'elles doivent supporter, il est logique de traiter les deux conjointement. On constate dans la majorité des études un effet seuil plus ou moins marqué : dans le contexte tempéré humide français, en deçà d'un seuil de fertilisation et/ou de chargement qu'on peut situer autour de 150-250 kg N/ha/an (de février à juin) et 450-550 UGB.jours de pâturage équivalent/ha/an, (Graux *et al.*, 2020), les pertes par lixiviation sont modérées. Au-delà de ce seuil, elles augmentent rapidement. Dans le cas de prairies pâturées, on peut invoquer un effet boule de neige : plus la prairie est riche en

azote, plus les retours par les urines sont aussi riches en azote, ce qui augmente l'excès de leurs apports localisés par rapport au besoin des plantes. La présence de légumineuses, dont l'azote minéral présent régule la fixation symbiotique puis le taux, permet à chargement équivalent de diminuer les pertes par lixiviation d'environ 10% (Ledgard *et al.*, 2009 ; Cellier *et al.*, 2015) ; le taux de légumineuses reste un facteur important de l'autonomie azotée, de la production et des risques de pertes de nitrate. Des taux très importants de légumineuses présentent des risques sanitaires pour les animaux (météorisation) et des risques de lixiviation élevés via les déjections, en cas de chargement important au pâturage : les choix variétaux sont une composante de gestion pour limiter ces risques, en évitant les trèfles très agressifs.

Murphy *et al.* (2024) affinent l'effet des types de sols sur les pertes par lixiviation en Irlande sous prairies de graminées, confirmant les faibles pertes observées sous prairies de fauche recevant moins de 250-300 kgN/ha/an en l'absence d'accident climatique, en particulier de sécheresses intenses. L'effet cumulé du double apport N (fertilisation et recyclage via les déjections) et de l'hétérogénéité spatiale des apports par les déjections sous prairies pâturées se traduit par des pertes élevées en sols drainant (Figure 3). Lorsque les sols sont moins drainants ou hydromorphes, les pertes de nitrates diminuent voire s'annulent, le processus de dénitrification prenant alors le pas sur la nitrification.

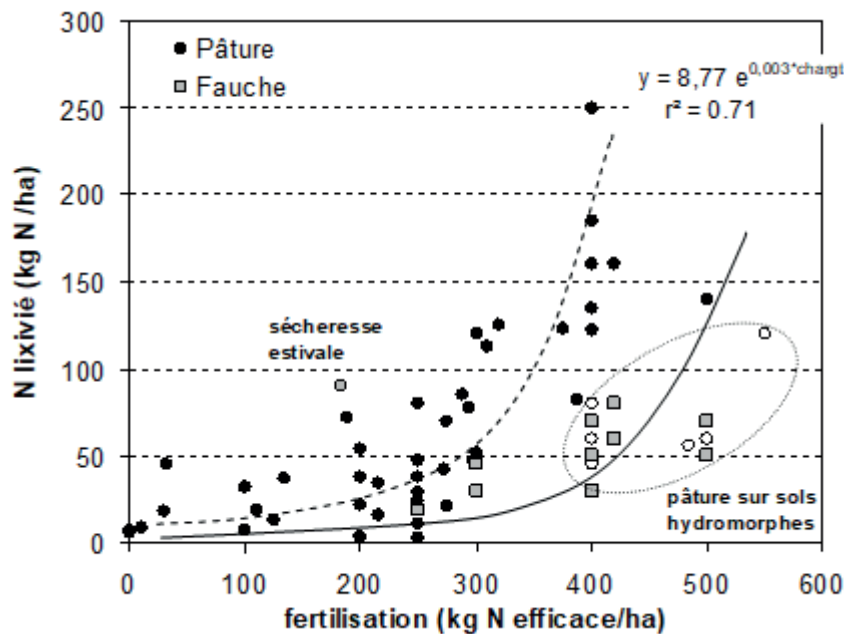


FIGURE 2 : Effet de la fertilisation* (ou du chargement) sur les pertes de nitrate par lixiviation. Les ronds blancs correspondent à des prairies temporaires pâturées (sols sains), les ronds noirs à des prairies permanentes sur sols hydromorphes et les carrés gris à des prairies de fauche (d'après Vertès *et al.*, 2019.)

* On considère ici que les chargements sont adaptés à l'herbe produite, que l'azote utilisé pour cette croissance provienne de la minéralisation du sol et de la fertilisation apportée ou de la fixation symbiotique des légumineuses. L'ensemble des points expérimentaux correspond à des situations à drainage élevé, les pertes dépendant à la fois de l'azote présent sous forme nitrique pendant la période de drainage, de l'immobilisation éventuelle par les couverts végétaux et sols et de la lame drainante.

FIGURE 3: Effect of fertilization (or grazing intensity) on the nitrate drainage loss. Black dots stand for grazed temporary grasslands (well drained soils), empty dots stand for grazed permanent grasslands (hydromorphic soils) and grey squares, for mown grasslands

Destruction des prairies

Comme évoqué précédemment l'importance des flux bruts de minéralisation et immobilisation génère de fortes émissions d'azote minéral dès lors que l'immobilisation par les plantes et les micro-organismes dans la rhizosphère est interrompue par la destruction de la prairie, qu'elle soit chimique ou par travail du sol. Cette minéralisation d'azote est à la base du 'ley-farming' proposé par les anglais dès le XIX^e siècle, la culture suivante valorisant une fourniture « gratuite » d'azote par le sol. Les quantités libérées, qui varient de quelques dizaines à centaines de kg d'N/ha, augmentent avec l'âge de la prairie sont supérieures après prairies pâturées vs fauchées (COMIFER, 2013). Ces effets sont peu liés au bilan N sur la durée de vie de la prairie, mais plus affectés par les pratiques durant les mois précédant la destruction (Laurent *et al.* 2004 ; Vertès *et al.*, 2007a). L'effet réducteur de la fauche sur les quantités d'azote minéralisé est important (jusqu'à -70% de la minéralisation après prairie toujours pâturée) après les prairies de graminées pures alors qu'il n'est pas significatif après les prairies riches en légumineuses (COMIFER, 2013).

La cinétique de minéralisation d'azote a été caractérisée en fonction des « jours normalisés », unité très utilisée en modélisation qui permet de s'affranchir des différences de températures et humidités des sols entre saisons (COMIFER 2013, Duru *et al.*, 2017), et la fourniture moyenne d'azote aux cultures suivantes est ainsi quantifiée pour le raisonnement de la fertilisation dans les cultures en rotation, afin de valoriser au mieux cet azote « gratuit » et de réduire les risques de pertes. De façon générale la valorisation est optimale pour les cultures de printemps (maïs, betterave fourragère, céréales de printemps) par contraste avec des céréales d'hiver sous lesquelles on mesure des pertes par lixiviation élevées, ou même colza, qui vient assez mal après une prairie (Laurent *et al.*, 2005). La durée et l'intensité de cet arrière-effet prairie est de 1 an (prairies 2-3 ans) à 2 voire 3 ans (prairies pâturées de plus de 7-8 ans). Les arrière-effets des prairies sur les sols, en particulier sur leur matière organique, sont bien plus durables et peuvent être significatifs pendant des décennies, modifiant les parts de MO stable et labile (Clivot *et al.*, 2019).

L'enjeu de bénéficier de l'azote fourni et de minimiser les pertes a conduit des chercheurs (Unité expérimentale de Mirecourt, Puech *et al.*, 2023) et des agriculteurs (Leray, 2014) à imaginer des stratégies optimisant l'utilisation de l'azote minéralisé. Chez des éleveurs très herbagers, par exemple dans les réseaux Civam, l'objectif est parfois d'éviter d'avoir à refaire les prairies (Petit *et al.*, 2019) : les conditions de vieillissement dans différents contextes pédoclimatiques de l'Ouest ont ainsi fait l'objet de recherches participatives récentes (Gastal *et al.*, 2022 ; Vertès *et al.*, 2022, Carrère *et al.*, 2022) montrant des alternatives au renouvellement systématique au bout de 4 ou 5 ans : ces travaux ont quantifié l'évolution des productions et de la flore des prairies au cours de leur vieillissement et montré que dans la plupart des situations de plaines du Grand-Ouest un nouvel équilibre entre espèces semées et espèces spontanées s'établit, permettant de satisfaire les objectifs des éleveurs.

Le cas de l'ammonium

Il est bien connu que l'oxydation de l'ammonium, première étape de la nitrification, est limitée en condition acide et/ou anaérobie. De fait, de fortes accumulations d'ammonium ont parfois été mesurées dans des prairies naturelles non fertilisées sujettes à de forts dépôts atmosphériques (« pluies acides ») (Bhatti *et al.*, 2014) et dans des prairies hydromorphes fertilisées à l'azote ammoniacal (Scholefield and Stone, 1995). Le devenir de cet azote est incertain et mal documenté, les publications sur le sujet sont rares. En sols acides ou à capacité d'échange limitée, l'ammonium n'est pas entièrement adsorbé et peut migrer en profondeur, et il est fort possible qu'il rejoigne les cours d'eau (Riaz *et al.*, 2008). Certains pics rapides de concentration en crue pourraient lui être attribués. Si sa transmission est plus lente et graduelle, il est fort probable qu'il se transforme rapidement en nitrate dans le cours d'eau et ne soit pas détectable en tant que tel. Il peut bien sûr aussi être assimilé par la végétation ou la microflore du sol, voir transformé en N₂ par annamox, une voie de transformation bien documentée dans les sédiments marins mais très mal connue, et réputée faible dans les sols (Yao *et al.*, 2023).

Prairie et phosphore

Peu d'études françaises se sont intéressées aux pertes de phosphore sous prairies, alors que c'est un sujet très sensible dans d'autres pays, tels que l'Irlande, le Royaume uni ou la Nouvelle-Zélande. Dans ces pays, des travaux considèrent les prairies exploitées comme des sources de phosphore équivalentes, voire supérieures aux terres arables, notamment lorsqu'on considère le phosphore bio-disponible. En effet, les prairies exportent préférentiellement du phosphore soluble ou sous forme de colloïdes via la lixiviation ou les macropores biogéniques. Le lien avec les pratiques de fertilisation est rarement fait dans la littérature, ou incomplètement (sans prendre en compte les apports par les déjections, par exemple). On peut toutefois faire l'hypothèse, avec Haygarth *et al.* (1998), qu'en systèmes intensifs le bilan de phosphore est plutôt excédentaire et que les sols sont plutôt riches. En tout état de cause, s'il existe un lien assez direct entre risque de perte et richesse du sol en phosphore particulaire, c'est loin d'être le cas pour le phosphore soluble (Haygarth and Jarvis, 1997), dont les mécanismes de production sont complexes et multifactoriels.

La caractéristique des pollutions diffuses en phosphore issu de prairies est donc plutôt d'avoir un bruit de fond assez soutenu et des pics en crues faibles, voire de la dilution, contrairement à ce qui se passe en parcelles labourées (Mellander *et al.* 2016, Weihrauch et Weber, 2020). Ce n'est bien sûr pas forcément le cas dans les contextes de prairies propices au ruissellement, évoqués plus haut (Haygarth et Jarvis, 1995, Haygarth *et al.*, 2005). Le cas des prairies en sols hydromorphes de bas de versant est particulièrement critique, car il cumule plusieurs facteurs de risques, à savoir (1) l'accumulation de colluvions enrichis en phosphore particulaire (2) des conditions ruisselantes par saturation du sol en surface (3) la mobilisation de phosphore soluble par dissolution des phases

porteuses en période anoxique et (4) la proximité au cours d'eau. C'est pourquoi ces zones ont été identifiées comme principales sources de phosphore quelques études (e.g. Dupas *et al.*, 2015).

Prairie et autres pollutions chimiques

Peu d'études mentionnent les risques de transfert de pesticides par les prairies. C'est compréhensible, car ces risques sont considérablement plus faibles que des sols labourés ou dédiés à la production horticole étant donné que (1) les traitements y sont bien moins fréquents (Chayre et Pointereau, 2022) (2) l'essentiel des transferts de pesticides ayant lieu en conditions ruisselantes, la plupart des prairies ne les favorisent pas. De fait, les travaux pouvant se rapporter à ce thème mentionnent plutôt le rôle favorable des prairies, à la fois en tant que surfaces recevant peu de traitement et en tant que potentiels puits retenant les contaminants des parcelles en amont. Une exception à la règle existe mais ne concerne pas les prairies à vocation fourragère : il s'agit des parcours de golf, pelouses souvent très fortement traitées.

À l'inverse, les prairies sont potentiellement sources de contaminants chimiques provenant des animaux au pâturage, en l'occurrence des produits vétérinaires qu'ils reçoivent et qui peuvent être présents dans leurs fèces. Un cas particulièrement préoccupant est celui des vermifuges de type avermectine, qui sont fortement écotoxiques sur la faune tant terrestre qu'aquatique, et dont la contamination affecte jusqu'aux zones de parcours extensifs en montagne (Vecchio, 2023).

Prairie et contaminations biologiques

Les prairies, tout comme les cultures recevant des effluents d'élevage, sont potentiellement sources de microorganismes pathogènes contenus dans les fèces (coliformes, salmonelle...) (Granger *et al.*, 2010). Le facteur déterminant est la présence de voies d'écoulement rapides (ruissellement ou macropores) (Trévisan *et al.*, 2010 ; Vertès *et al.*, 2009), les microorganismes étant généralement retenus dans le sol en cas d'infiltration. De nombreuses études sur des bassins versants ruraux relient statistiquement l'abondance de tels organismes dans l'eau au pourcentage de surfaces en pâture, notamment si celles-ci bordent le cours d'eau (de Mello *et al.*, 2018 ; Meneses *et al.*, 2015). Là encore, la possibilité d'accès des animaux au cours d'eau est un facteur aggravant. Trévisan *et al.* (2010) modélisent les trajectoires de ruissellement des bactéries fécales en alpages, donnant des éléments pour gérer les zones de séjour des troupeaux afin de limiter les risques d'atteintes aux cours d'eau. Lorsque les bassins versants incluent de l'habitat, la problématique est la discrimination la source animale de la source humaine, possible grâce notamment à des marqueurs biochimiques (Ahmed and Katouli, 2008, Kay *et al.*, 2010, Granger, 2010).

Le cas des matières organiques dissoutes (MOD)

Les prairies, notamment en sols acides et hydromorphes, sont sources de carbone et d'azote organique dissous. Si, dans le sol,

une proportion importante de cette MOD est de poids moléculaire faible et participe activement à la dynamique microbienne et à la nutrition des plantes, ce sont les fractions à poids moléculaire plus élevé, moins réactives, qui sont en général transférées hors du sol (Jones *et al.*, 2004). La matière organique directement issue des déjections animales est en général transformée plutôt que transférée telle quelle, sauf en cas de ruissellement direct (Wachendorf *et al.*, 2005). Lorsque les circulations d'eau sont verticales et profondes, cette MO est généralement adsorbée dans les régolithes (entre la base de l'horizon racinaire et la roche saine) et n'atteint que peu les nappes souterraines. Par contre, en cas de circulations superficielles, elle va directement au cours d'eau. Les conséquences environnementales sont en générales limitées, car cette MO est soit très stable, soit facilement métabolisée dans les rivières car en concentration limitée. Par contre, la présence de MO stable peut occasionner des problèmes et des surcoûts pour la potabilisation. C'est un phénomène difficilement évitable.

Enseignements pour la gestion

Les résultats précédents montrent que des pratiques adaptées, qui sont bien souvent avantageuses pour l'éleveur à d'autres points de vue, peuvent assez facilement limiter les risques de transfert de la plupart des polluants.

Gestion du pâturage

On a vu qu'une bonne gestion du pâturage, avec un chargement adapté, dans le temps et l'espace, à la productivité et à la portance des sols permettait de limiter considérablement les fuites de polluants solubles et non solubles. Il en va de même pour la fertilisation, avec des recommandations de doses et dates d'apport disponibles (COMIFER, 2013, Duru *et al.*, 2017, documents régionalisés des GREN et structures de conseil). La grande majorité des prairies semées l'étant en mélanges bi ou multi-espèces, avec des légumineuses qui peuvent assurer une autonomie azotée et une bonne disponibilité en protéines pour les animaux, le pâturage doit également concourir à l'équilibre entre graminées et légumineuses. Cet équilibre est instable et son évolution cyclique (sous influence de la disponibilité en azote du sol, elle-même pilotée par l'abondance des légumineuses) a été montrée par Schwinning et Parsons (1996). Bien que ce « cycle » et les facteurs climatiques importants, tels chaleur et disponibilité en eau, soient peu contrôlables (les « années à trèfle »), les éleveurs peuvent limiter les risques de gestion inadaptée. Un piétinement trop intense en sol peu portant peut abimer le couvert, en particulier le trèfle, compacter le sol et augmenter les risques de pertes d'azote (Cluzeau *et al.*, 1992 ; Centeri, 2022). Éviter de pâturer les prairies en automne et hiver avec un chargement élevé (offrir de grandes surfaces aux animaux) contribue à limiter fortement les risques à la fois de pertes directes et de dégradation des sols et couverts végétaux. Enfin remplacer le pâturage par de la fauche dans les mois précédents une destruction de prairie s'est avéré efficace pour limiter les risques de lixiviation (Laurent *et al.*, 2002 ; COMIFER, 2013). Il faut enfin rappeler l'intérêt de valoriser

la complémentarité entre parcelles d'une même exploitation, une prairie trop humide ou séchante devenant un atout d'adaptation pour nourrir les troupeaux lors d'années trop sèches ou pluvieuses, respectivement.

Durée de vie des prairies et gestion du retournement

Bien évidemment, ces bonnes pratiques permettent aussi de ralentir le « salissement » des prairies et d'allonger leur durée de vie. Les principales causes de destruction des prairies sont : les bénéfices attendus pour la culture suivante (souvent du maïs dans la pratique avec de fortes productions sans apport fertilisant), le déclin de la production et/ou des taux de légumineuses, la régression des espèces semées et leur remplacement par d'autres espèces, moins productives, l'envahissement par des espèces indésirables (*Rumex* sp., *Renoncles* sp, ...). Il faut également pointer que les réglementations européennes et françaises, mises en œuvre pour préserver les surfaces en prairies permanentes, ont engendré des pratiques de retournement systématique des prairies semées avant la 6ème année pour éviter le passage des parcelles concernées dans la catégorie agreste « prairie permanente » et une éventuelle dévalorisation de ces ha de SAU. Le retournement des prairies évoqué ci-dessus reste un moment critique d'un point de vue des risques de pertes en azote (et carbone). Limiter ces risques peut se raisonner à l'échelle du système (allongement de la durée de vie, échelonnement des retournements sur la sole prairiale) et à l'échelle de la pratique en elle-même : des essais en fermes commerciales ou expérimentales (Leray, 2014 ; Deleau *et al.*, 2022; Puech et Stark, 2023) ont misé sur des couverts intermédiaires (parfois dits « étouffants ») permettant de valoriser l'azote libéré au printemps avant d'implanter une céréale d'hiver à moindre risque. La succession prairie – betterave fourragère s'est avérée très intéressante pour valoriser l'azote libéré (Morvan *et al.*, 2002)

tandis que des essais de semis de maïs sur prairies (désherbage local en ligne) se sont avérés difficiles à gérer en contexte pédoclimatique favorable à la reprise du couvert prairial. Dans tous les cas, une destruction en fin d'hiver suivie d'une culture de printemps (céréales dans les pays nordiques, maïs ou betterave dans le Grand Ouest (France) permet une meilleure valorisation de l'azote minéralisé et la réduction des pertes vers les nappes.

Les prairies, levier de remédiation de la pollution aquatique ?

L'augmentation de la surface en prairie aux dépens des cultures annuelles est un moyen souvent mis en avant pour la reconquête de la qualité de l'eau, notamment dans les aires d'alimentation de captages et les bassins versants à algues vertes. Faire un bilan précis de l'efficacité de cette mesure serait une tâche complexe qui dépasse l'ambition de ce travail. En effet, elle s'inscrit souvent dans un plan d'action comportant d'autres mesures, sa mise en place est progressive et pas toujours documentée précisément, engagement et réalisation ne se superposant pas forcément, etc. À défaut, nous présenterons ici quelques résultats de travaux de modélisation permettant de tester les effets de différents scénarios « place et gestion des prairies » dans des bassins-versants, qui permettent de tirer quelques renseignements utiles pour l'action.

Il convient d'abord de préciser, compte tenu de ce qui a été écrit plus haut, que ce type de mesure n'a de sens que si les surfaces converties le sont au profit de prairies permanentes gérées de façon relativement extensive, soit en fauche exclusive avec une fertilisation limitée, soit en pâturage peu intensif. Dans les scénarios modélisés il s'agit de prairies non fertilisées fauchées, comme pratiqué pour la protection des zones de captages, afin de maximiser le contraste entre scénarios. A cette condition, selon leur position dans le paysage, les parcelles converties peuvent théoriquement avoir deux effets (Figure 4) :

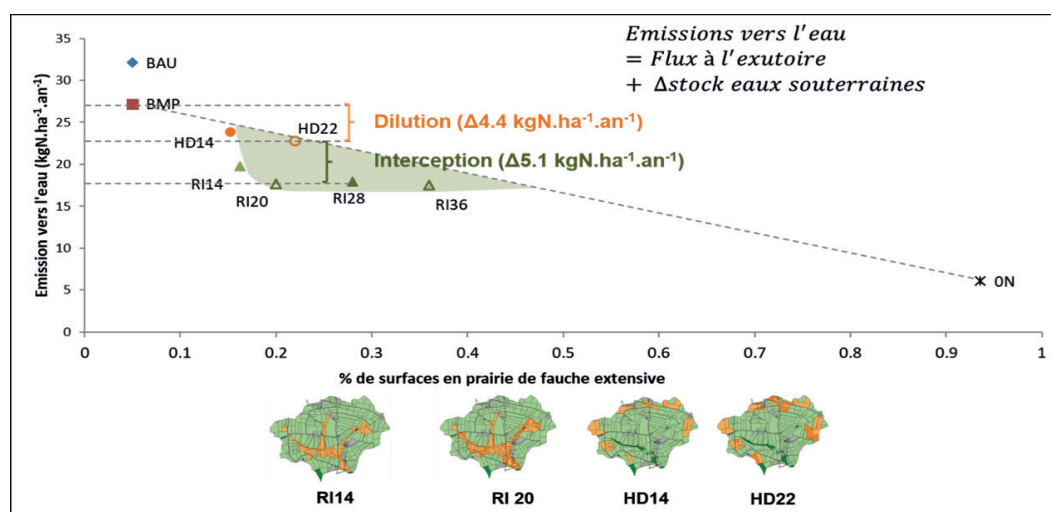


FIGURE 4 : Relation entre pertes nitrates et pourcentage de surfaces converties en prairies permanentes fauchées et non fertilisées dans le bassin versant de Kervidy-Naizin, simulée avec le modèle TNT2. BAU : scénario pratiques actuelles ; BMP : pratiques de fertilisation et de couverture hivernale optimisées ; HDxx : conversion de xx% de surface, localisée en haut de versant ; RIxx : conversion de xx% de surface, localisée en bas de versant ; ON : conversion de la totalité de la SAU du bassin versant (d'après Casal *et al.*, 2019)

FIGURE 4: Relationship between nitrate loss and percentage of the catchment's area converted into unfertilized and mown grasslands in the Kervidy-Naizin catchment, simulated by TNT2 model. BAU: reference scenario (business as usual). BMP: best management practices. HDxx: conversion of xx% area, located upslope. RIxx: conversion of xx% area, located downslope. ON: conversion of 100% of the catchment's area

- Un effet de « dilution », lié au fait que l'on crée une surface qui va produire de l'eau moins chargée que les autres, et va donc venir diluer les concentrations dans le cours d'eau drainant le paysage considéré. Cet effet va exister quel que soit la localisation de la parcelle.

- Un effet d'« interception », car ces parcelles recevant des eaux plus chargées en provenance de l'amont et piéger les polluants qu'elles contiennent. Si cet effet est bien connu pour les polluants transportés par ruissellement, il est aussi possible, sous certaines conditions, pour les polluants solubles. Pour cela, il faut que les transferts de sub-surface aient en partie lieu dans le sol pendant la phase active de la végétation. Dans le meilleur des cas, cet effet supplémentaire pourrait doubler l'efficacité de la conversion de surface.

En pratique, les 2 effets sont significatifs (Casal *et al.*, 2019) avec une efficacité supérieure de la localisation en bordure des cours d'eau. L'efficacité d'interception varie avec la possibilité d'échange entre l'eau de la zone racinaire et l'eau de la nappe, liée à la configuration du terrain. Remarquons que la conversion de la SAU en prairies permanentes fauchées ou pâturées de façon extensive est aussi recommandée sur les surfaces de bas-fonds à sols hydromorphes pour la préservation de la biodiversité animale et végétale.

Pour le phosphore, les pesticides et les bactéries, compte tenu des risques liés aux transferts rapide, il est en revanche plutôt recommandé de localiser les prairies en position topographique intermédiaire pour segmenter un versant et favoriser l'infiltration.

En conséquence, si l'augmentation de la surface prairiale présente peu de risque de dégrader la qualité de l'eau, il importe de l'assortir de recommandations de gestion, voire de localisation selon les polluants considérés.

Ainsi, la plupart des travaux convergent pour démontrer que les prairies impactent moins la qualité de l'eau que les rotations de cultures annuelles et peuvent être un atout pour préserver ou reconquérir la bonne santé des écosystèmes aquatiques. Les cas contraires sont souvent associés à des pratiques inadaptées ou trop intensives. Malheureusement, les évolutions à l'œuvre dans les régions d'élevage ne vont pas dans le sens d'un maintien et a fortiori d'une augmentation de la sole en prairies bien gérée. La baisse du nombre d'exploitations et du cheptel bovin, l'augmentation de la taille exploitations et des troupeaux dans celles qui demeurent, fragilisent ou compliquent la conduite des systèmes herbagers et conduisent souvent à des chargements élevés. La mécanisation de la traite avec des robots participe de cette tendance, qui incite les éleveurs à garder les animaux autour des bâtiments. L'augmentation de la fréquence et de l'extension des conditions estivales séchantes liées au changement climatique, sont autant de signaux négatifs fragilisant la place des prairies dans les systèmes fourragers.

Néanmoins des travaux récents ont montré la compatibilité entre robot et système herbager (ferme expérimentale de Trévarez, projet Bas Carbone, <https://bretagne.chambres-agriculture.fr/chercheur-etudiant/nos-projets-de-recherche/elevage/bovins/>

strace2/), l'intérêt de races laitières croisées plus légères pour limiter les dégâts au pâturage, la possibilité de faire vieillir des prairies, évitant ainsi sols nus et risques de lixiviation d'azote post-destruction. Durand et Bloor (2022) ont également montré la forte résilience de prairies aux sécheresses estivales, tandis que Martin *et al.*, (2019) ont synthétisé la diversité des places et rôles de différents types de prairies sur la qualité de l'eau et des sols. Les approches « systèmes » montent en puissance, alimentées par les connaissances sur les processus aux échelles plus fines.

Seule une politique volontariste mettant en synergie tous les leviers favorables à l'élevage herbager pourrait permettre de contrer ces signaux négatifs et redonner de l'élan à ces systèmes agroécologiques, dont les pratiques peuvent être source d'inspiration pour des systèmes conventionnels à la fois fragiles économiquement et peu performants sur le plan environnemental (par ex. Devienne *et al.*, 2022 <https://www.creseb.fr/projet-iseca2/>). Là encore les soutiens politiques et financiers, la formation et l'accompagnement des agriculteurs, la réduction des signaux contradictoires (ministères promouvant l'agroécologie, PAC et environnement agro-industriel accompagnant l'intensification) (Levain *et al.*, 2014) sont essentiels pour stimuler les transitions vers des systèmes durables et résilients, dont les systèmes herbagers (Geffroy *et al.*, 2022 ; Huguenin-Elie *et al.*, 2023).

Conclusions et perspectives

La littérature internationale s'accorde à conclure l'effet bénéfique des prairies sur la qualité de l'eau du fait de la rareté des traitements phytosanitaires et de ses capacités d'infiltration et de filtration des écoulements de surface. Pour la pollution azotée, cet effet bénéfique est toutefois conditionné par l'adoption de bonnes pratiques de gestion de la fertilisation, du pâturage et de la destruction dans le cas des prairies temporaires. Pour la pollution phosphorée et bactérienne, il importe notamment d'éviter les voies d'écoulement rapide vers le réseau hydrographique, par ruissellement ou drainage artificiel. Enfin, les prairies humides sont souvent source de carbone organique dissous du fait de phénomènes naturels peu contrôlables.

De nombreuses inconnues ou quantifications incertaines subsistent toutefois, notamment sur le cycle de l'azote dans les prairies hydromorphes, sur les transferts de phosphore soluble et de micropolluants organiques liés aux produits médicamenteux. Des recherches complémentaires sur ces points seraient utiles pour renforcer l'argumentaire en faveur leur maintien dans les régions à forts enjeux de qualité de l'eau, au vu de la tendance actuelle de régression des prairies.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Addiscott, T.M., (1996). Measuring and Modelling Nitrogen Leaching: Parallel Problems. *Plant Soil* 181, 665–670. https://doi.org/10.1007/978-94-011-5450-5_108.
- Ahmed, W., Katouli, M., (2008). Phenotypic variations of enterococci in surface waters: analysis of biochemical fingerprinting data from multi-catchments. *Journal of Applied Microbiology*, 105(2): 452-458. DOI:10.1111/j.1365-2672.2008.03763.x
- Alaoui, A., Caduff, U., Gerke, H.H., Weingartner, R., (2011). Preferential Flow Effects on Infiltration and Runoff in Grassland and Forest Soils. *Vadose Zone Journal*, 10(1): 367-377. DOI:10.2136/vzj2010.0076
- Allée, P. (2003). Dynamiques hydrosédimentaires actuelles et holocènes dans les systèmes fluviaux de moyenne montagne (Limousin, hautes Cévennes, Maures) HDR : Contribution à l'étude des discontinuités spatiotemporelles dans le fonctionnement du système bassin versant. Géographie. Université de Limoges.
- Anger, M., (2002). Nitrate leaching from intensively and extensively grazed grassland measured with suction cup samplers and sampling of soil mineral-N II Variability of NO₃ and NH₄ values and degree of accuracy of the measurement methods. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165, 648–657.
- Bhatti, A., McClean, C.J., Cresser, M.S., (2014). What limits soil N-cycling and potential losses under grassland at Hob Moor, York, UK? *Geoderma*, 232: 619-627. DOI:10.1016/j.geoderma.2014.06.019
- Booth M. S., Stark J. M., Rastetter E., (2005). Controls on nitrogen cycling in terrestrial ecosystems: a synthetic analysis of literature data. *Ecological Monographs* 75, 139-157.
- Carrère P., Gastal F., Pierre P., Vertès F., (2022). « Longévité / Pérennité / Durabilité des prairies ? La pérennité des prairies – du concept à son opérabilité pour l'éleveur ». *Fourrages* 250, 3-12
- Casal L., P. Durand; N. Akkal Corfini; C. Benhamou; F. Laurent; J. Salmon Monviola; S. Ferrant; A. Probst; J.L. Probst; F. Vertès. (2019). Mitigation of stream nitrate pollution by land management in contrasted landscapes. *Nutrient Cycling in Agroecosystem*, 114, 1-17
- Casquin A., Dupas R., Gu S., Couic E., Gruau G., Durand P., (2021). The influence of landscape spatial configuration on nitrogen and phosphorus exports in agricultural catchments. *Landscape Ecology*, Volume 36, pages 3383–3399.
- Cellier P., Schneider A., Thiébeau P., Vertès F., (2015). Impacts environnementaux de l'introduction de légumineuses dans les systèmes de production. In « Les légumineuses pour des systèmes agricoles et alimentaires durables », A. Schneider, C. Huyghe (coord.), Editions Quae, 220-251
- Centeri, C. (2022). Effects of Grazing on Water Erosion, Compaction and Infiltration on Grasslands. *Hydrology*, 9, 34. <https://doi.org/10.3390/hydrology9020034>
- Chayre, A., Pointereau, P. (2022). Plateforme Adonis, Première évaluation sur l'usage territorialisé des pesticides en France métropolitaine, Solagro, Juin 2022, <https://vu.fr/QkYp>.
- Clivot H., Mouny J.C., Duparque A., Dinh J.L., Denoroy P., Houot S., Vertès F., Trochard R., Bouthier A., Sagot S., Mary B., (2019). Modeling soil organic carbon evolution in long-term arable experiments with AMG model. *Environmental Modelling & Software*, 118, 99-113.
- Cluzeau D., Binet F.; Vertès F.; Simon J.C.; Rivière J.M.; Tréhen P., (1992). Effects of intensive cattle trampling on soil plant earthworms system in 2 grassland types. *Soil Biology & Biochemistry*, 24(12): 1661-1665.
- COMIFER (2011). Calcul de la fertilisation azotée: Guide méthodologique pour l'établissement des prescriptions locales, Cultures annuelles et prairies (ré-édité 2013)
- Daniel, J.A., Potter, K., Altom, W., Aljoe, H., Stevens, R., (2002). Long-term grazing density impacts on soil compaction. *Transactions of the ASAE*, 45(6): 1911-1915.
- Daniels, R.B., Gilliam, J.W., (1996). Sediment and chemical load reduction by grass and riparian filters. *Soil Science Society of America Journal*, 60(1): 246-251.
- De Mello, K., Valente, R.A., Randhir, T.O., dos Santos, A.C.A., Vettorazzi, C.A., (2018). Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. *Catena*, 167: 130-138. DOI:10.1016/j.catena.2018.04.027
- Deleau D., Gigot C., Moquet M., Morin P., Pierre P., Schetelat S., (2022). Rénovation des prairies : comment se passer du glyphosate et du labour ? *Fourrages*, 250, 95-104.
- Dunne, T., Zhang, W.H., Aubry, B.F., (1991). Effects of rainfall, vegetation and micro-topography on infiltration and runoff. *Water Resources Research*, 27(9): 2271-2285. DOI:10.1029/91wr01585
- Dupas R., Ehrhardt S., Musolff A., Fovet O., Durand P., (2020). Long-term nitrogen retention and transit time distribution in agricultural catchments in western France. *Environmental Research Letters*, 15 (11), 115011
- Dupas, R., Gascuel-Oudou, C., Gilliet, N., Grimaldi, C., Gruau, G., (2015). Distinct export dynamics for dissolved and particulate phosphorus reveal independent transport mechanisms in an arable headwater catchment. *Hydrological Processes*, 29(14): 3162-3178. DOI:10.1002/hyp.10432
- Dupas, R., Mellander, P.E., Gascuel-Oudou, C., Fovet, O., McAleer, E.B., McDonald, N.T., Shore, M., Jordan, P., (2017). The role of mobilisation and delivery processes on contrasting dissolved nitrogen and phosphorus exports in groundwater fed catchments. *Sci. Total Environ.* 599–600, 1275–1287.
- Durand J-L., Bloor J., (2022). Influence des aléas ponctuels sur la pérennité et la productivité des prairies. *Fourrages*, 250, 79-88
- Durand P., Moreau P., Salmon-Monviola, J., Ruiz L., Vertès F., Gascuel-Oudou C. (2015). Modeling the interplay between N cycling processes and mitigation options of nitrate pollution in farming catchments. *The Journal of Agricultural Science*, 153, 6, 959 – 974
- Duru M., Vertès F. (2017). Raisonnement de la fertilisation des prairies. In « Guide de la fertilisation raisonnée » du Comifer, B Colomb (coord.). *Edition France Agricole - COMIFER*, 377-390
- Eriksen, J., Ledgard, S., Lou, J., Schils, R., Rasmussen, J., (2010). Environmental impacts of grazed pastures. *Grassland Science in Europe*, 880–890.
- Fenton, O., Mellander, P.E., Daly, K., Wall, D.P., Jahangir, M.M.R., Jordan, P., Hennessey, D., Huebsch, M., Blum, P., Vero, S., Richards, K.G., (2017). Integrated assessment of agricultural nutrient pressures and legacies in karst landscapes. *Agric. Ecosyst. Environ.* 239, 246–256.
- Fenton, O., Schulte, R.P.O., Jordan, P., Lalor, S.T.J., Richards, K.G., (2011). Time lag: A methodology for the estimation of vertical and horizontal travel and flushing timescales to nitrate threshold concentrations in Irish aquifers. *Environ. Sci. Policy* 14, 419–431.
- Gastal, F., Decau, M.L., Tedesco, E., (2022). Dynamics of NPK nutrition and production of temporary grasslands in rotation with annual crops: lessons from 15 years of monitoring on the Lusignan observatory system. *Fourrages* (250): 49-61.
- Geffroy K., Auberger J., Busnot S., Carof M., Jacquot A.L., Novak S., Parnaudeau V., Puech T., Vertès F., Viaud V., Wilfart A., Godinot O., (2022). A multicriteria method to evaluate the resilience of grass-based dairy farms to climate change in Brittany. In 'Grassland at the heart of circular and sustainable food systems', *Grassland Science in Europe*, 27, 400-402
- Goyette J-O, Bennett EM, Maranger R., (2018). Differential influence of landscape features and climate on nitrogen and phosphorus transport throughout the watershed. *Biogeochemistry* 142:155-174.
- Granger, S.J. et al., 2010a. Towards a holistic classification of diffuse agricultural water pollution from intensively managed grasslands on heavy soils. In: Sparks, D.L. (Ed.), *Advances in Agronomy*, Vol 105. Advances in Agronomy. Elsevier Academic Press Inc, San Diego, pp. 83-115.
- Granger, S.J. et al., (2010b). Assessing multiple novel tracers to improve the understanding of the contribution of agricultural farm waste to diffuse water pollution. *Journal of Environmental Monitoring*, 12(5): 1159-1169.

- Graux A-I., Resmond R., Casellas E., Delaby L., Faverdin P., Le Bas C., Ripoché D., Ruget F., Théron O., Vertès F., Peyraud J-L., (2020). High-resolution assessment of French grassland dry matter and nitrogen yields, *European Journal of Agronomy*, 112, doi.org/10.1016/j.eja.2019.125952
- Haygarth, P.M., Chapman, P.J., Jarvis, S.C., Smith, R.V., (1998). Phosphorus budgets for two contrasting grassland farming systems in the UK. *Soil Use and Management*, 14: 160-167.
- Haygarth, P.M., Condon, L.M., Heathwaite, A.L., Turner, B.L., Harris, G.P., (2005). The phosphorus transfer continuum: Linking source to impact with an interdisciplinary and multi-scaled approach. *Science of the Total Environment*, 344(1-3): 5-14. DOI:10.1016/j.scitotenv.2005.02.001
- Haygarth, P.M., Jarvis, S.C., (1997). Soil derived phosphorus in surface runoff from grazed grassland lysimeters. *Water Research*, 31(1): 140-148. DOI:10.1016/S0043-1354(99)80002-5
- Hennart, S., Lambert, R., Oger, R., Stilmant, D., (2010). Sampling scheme to quantify nitrogen leaching risk in grazed grassland: Which scheme for which accuracy? *Biotech. Agron. Soc. Environ.* 14, 39-46.
- Hutchings N.J., J.E. Olesen, B.M. Petersen, J. Berntsen, (2007). Modelling spatial heterogeneity in grazed grassland and its effects on nitrogen cycling and greenhouse gas emissions. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 121, 153-163
- Jones, D.L., Shannon, D., Murphy, D.V., Farrar, J. (Farrar, J. (2004). Role of dissolved organic nitrogen (DON) in soil N cycling in grassland soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 36 (5), 749-756,
- Kay, D. et al., (2010). Microbial water pollution: A screening tool for initial catchment-scale assessment and source apportionment. *Science of the Total Environment*, 408(23): 5649-5656. DOI:10.1016/j.scitotenv.2009.07.033
- Kronberg, S., Recous, S. (Eds.), *Agroecosystem Diversity: Reconciling Contemporary Agriculture and Environmental Quality*. Elsevier, Academic Press, 15-34. ISBN: 978-0-12-811050-8
- Laurent F., Kerveillant P., Vertès F., Mary B. and Recous S., (2004). Effet de la destruction de prairies pâturées sur la minéralisation de l'azote : approche au champ et propositions de quantification. Synthèse de 7 dispositifs expérimentaux. Research Report Arvalis - INRA - Chambres d'agriculture de Bretagne, 76 p.
- Ledgard, S., Schils, R., Eriksen, J., Luo, J., (2009). Environmental impacts of grazed clover/grass pastures. *Ir. J. Agric. Food Res.* 48, 209-226.
- Leray F., (2014). Un groupe d'éleveurs innove pour renouveler les prairies en limitant les fuites d'azote. In Allezard et al. Foisonnement de l'innovation agricole. *Fourrages*, 217, 37-46
- Levain A., Vertès F., Ruiz L., Delaby L., (2014). Articuler injonction au changement et processus d'innovation dans un territoire à fort enjeu écologique : regards croisés sur une expérience d'accompagnement. *Fourrages*, 217, 69-78
- Magette, W.L., Brinsfield, R.B., Palmer, R.E., Wood, J.D., (1989). Nutrient and sediment removal by vegetated filter strips. *Transactions of the ASAE*, 32(2): 663-667.
- Mary B., Recous S., (1994). Measurement of nitrogen mineralization and immobilization fluxes in soil as a means of predicting net mineralization. *European Journal of Agronomy* 3, 291-300.
- McDowell, R.W. et al., (2003). Influence of soil treading on sediment and phosphorus losses in overland flow. *Australian Journal of Soil Research*, 41(5): 949-961. DOI:10.1071/sr02118
- Meneses, B.M., Reis, R., Vale, M.J., Saraiva, R., (2015). Land use and land cover changes in Zezere watershed (Portugal) - Water quality implications. *Science of the Total Environment*, 527: 439-447. DOI:10.1016/j.scitotenv.2015.04.092
- Moreau, P.; Ruiz, L.; Mabon, F.; Raimbault, T.; Durand, P.; Delaby, L.; Devienne, S.; Vertès, F. (2012). Reconciling technical, economic and environmental efficiency of farming systems in vulnerable areas. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 147: 89-99 dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.06.005
- Morvan T., Ruiz L. et Alard V., (2000). Intérêt environnemental de la betterave fourragère. *Fourrages* 163, 315-322
- Murphy D.J., P. Dillon b, M. O' Donovan b, L. Shalloo b, E. Ruelle, (2024). Nitrate leaching on Irish grassland dairy farms: A review. *European Journal of Agronomy* 153 (2024) Available online 8 December 2023
- Naeth, M.A., Chanasyk, D.S., Rothwell, R.L., Bailey, A.W., (1991). Grazing impacts on soil-water in mixed prairie and fescue grassland ecosystem of Alberta. *Canadian Journal of Soil Science*, 71(3): 313-325. DOI:10.4141/cjss91-031
- Necpalova, M., Fenton, O., Casey, I., Humphreys, J., (2012). N leaching to groundwater from dairy production involving grazing over the winter on a clay-loam soil. *Sci. Total Environ.* 432, 159-172.
- Péres G., Hoeffner K., Cluzeau D., Decau M.-L., Gastal F., Legras M., Louault F., Vertès F., (2022). Sol et pérennité des prairies : un cercle vertueux ». *Fourrages* 250, 39-47
- Petit T., Martel G., Vertès F., Couvreur S., (2019). Long-term maintenance of grasslands on dairy farms is associated with redesign and hybridisation of practices, motivated by farmers' perceptions. *Agricultural Systems*, 173, 435-448
- Puech T., Stark F. (2023) Diversification of an integrated crop-livestock system: Agroecological and food production assessment at farm scale. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 344 (2023) 108300
- Rasmussen J., Søegaard K., Pirhofer-Walzl K., Eriksen J., (2012). N₂-fixation and residual N effect of four legume species and four companion grass species. *Europ. J. Agronomy* 36, 66- 74
- Recous S., Loiseau P., Machet J-M., Mary B., (1996). Transformations et devenir de l'azote de l'engrais sous cultures annuelles et sous prairies. Colloque, Nov 1996, Reims. in "Controlling Nitrogen Concentration in Agroecosystems, COLLOQUES DE L'INRA, 83, 105-120
- Riaz, M., Mian, I.A., Cresser, M.S., (2008). Extent and causes of 3D spatial variations in potential N mineralization and the risk of ammonium and nitrate leaching from an N-impacted permanent grassland near York, UK. *Environmental Pollution*, 156(3): 1075-1082. DOI:10.1016/j.envpol.2008.04.023
- Salette J., Vertès F., Simon J. C., Giovanni R., Grignani C., Corson M., Durand P., Peyraud J-L., Jannot P., Pflimlin A., Cavallero A., Leclerc H., Durand M-P., (2008). Les risques de pollution nitrique dans les systèmes prairies - élevages bovin: la diversité face à la norme. *Comptes Rendus de l'Académie d'Agriculture de France*, 94 (3), 3-24
- Scholefield, D., Stone, A., (1995). [Nutrient losses in runoff water following application of different fertilisers to grassland cut for silage], *Agriculture Ecosystems & Environment*, pp. 181-191
- Scholefield, D., Tyson, K.C., Garwood, E.A., Armstrong, A.C., Hawkins, J., Stone, A.C., (1993). Nitrate leaching from grazed grassland lysimeters: effects of fertilizer input, field drainage, age of sward and patterns of weather. *J. Soil Sci.* 44, 601-613.
- Schwinning S., Parsons A.J., (1996). « Analysis of the coexistence mechanisms for grasses and legumes in grazing systems ». *Journal of Ecology* (Oxford) 84, 799-813
- Strohmeier L., Fovet O., Akkal-Corfini N., Fauchoux M., Dupas R., Durand P., Gruau G., Hamon Y., Jaffrézic A., Minaudo C., Petitjean P., Gascuel-Oudoux C. (2020). Multitemporal Relationships Between the Hydroclimate and Exports of Carbon, Nitrogen, and Phosphorus in a Small Agricultural Watershed. *Water Resources Research*, 56 (7), e2019WR026323
- Trévisan D., Quetin P., Prigent-Combaret C., Poulenard J., Mérot P., Dorioz J.M. (2010). Mapping of critical source areas for diffuse fecal bacterial pollution in extensively grazed watersheds. *Water Research*, 44 (13), 3847-3860
- Vecchio, M-A, (2023). Impacts environnementaux des médicaments de la famille des avermectines et assimilées. Thèse UCB Lyon 1, Médecine-Pharmacie.
- Vellinga, T.V., Van Der Putten, A.H.J., Mooij, M., (2001). Grassland management and nitrate leaching, a model approach. *NJAS - Wageningen. J. Life Sci.* 49, 229-253.
- Vertès F., Gastal F., Delaby L., Delagarde R., Dieulot R., Falaise D., Woiltock A.,

- Pierre P. (2022). Trajectoires et déterminants de la pérennité de prairies semées dans le Grand-Ouest de la France. *Fourrages* 250, 25-38
- Vertès F., Hatch D., Velthof G., Taube F., Laurent F., Loiseau P., Recous S., (2007a). Short-term and cumulative effects of grassland cultivation on nitrogen and carbon cycling in ley-arable rotations. In "Permanent and temporary grassland: plant, Environment and Economy", A. de Vliegler and L. Carlier (eds.), *Grassland Science in Europe*, 12, 227-246
- Vertès F., Simon JC., Laurent F., Besnard A., (2007b). Prairies et qualité de l'eau Evaluation des risques de lixiviation d'azote et optimisation des pratiques. *Fourrages*, 192, 423-440.
- Vertès F., Trévisan D., Gascuel-Odoux C., Dorioz JM., (2009). Capacities and limits of two French grassland systems (intensive and extensive) to comply with WFD - Developing tools to improve grassland management. *Teaman*, 7, 161-173
- Vertès, F., Delaby, L., Klumpp, K., Bloor, J., (2019). C-N-P Uncoupling in Grazed Grasslands and Environmental Implications of Management Intensification. In: Lemaire, G., Carvalho, P.C.D.F., Kronberg, S., Recous, S. (Eds.), *Agroecosystem Diversity: Reconciling Contemporary Agriculture and Environmental Quality*. Elsevier, Academic Press, pp. 15-34.
- Vertès, F.; Benoît, M.; Dorioz, J-M. (2010). Couverts herbacés pérennes et enjeux environnementaux (en particulier eutrophisation) : atouts et limites, *Fourrages*, 202, 83-94
- Vongvixay, A. et al., (2010). Analysis of suspended sediment concentration and discharge relations to identify particle origins in small agricultural watersheds. *Sediment Dynamics for a Changing Future*, 337: 76-83.
- Wachendorf, C., Taube, F., Wachendorf, M. (2005). Nitrogen leaching from ¹⁵N labelled cow urine and dung applied to grassland on a sandy soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 73 (1), 89-100
- Walling, D.E., (2005). Tracing suspended sediment sources in catchments and river systems. *Science of the Total Environment*, 344(1-3): 159-184. DOI:10.1016/j.scitotenv.2005.02.011
- Weihrauch, C., Weber, C.J., (2020). Phosphorus enrichment in floodplain subsoils as a potential source of freshwater eutrophication. *Science of the Total Environment*, 747: 12.
- Weiler, M., Naef, F., (2003). An experimental tracer study of the role of macropores in infiltration in grassland soils. *Hydrological Processes*, 17(2): 477-493. DOI:10.1002/hyp.1136
- Yao, Y. et al., (2023). [Global variations and controlling factors of anammox rates], *Global Change Biology*, pp. 3622-3633. DOI:10.1111/gcb.16715
- Zhang, X., Yu, G.Q., Li, Z.B., Li, P., (2014). Experimental Study on Slope Runoff, Erosion and Sediment under Different Vegetation Types. *Water Resources Management*, 28(9): 2415-2433. DOI:10.1007/s11269-014-0603-5
- Zhang, X.Y., Liu, X.M., Zhang, M.H., Dahlgren, R.A., Eitzel, M., (2010). A Review of Vegetated Buffers and a Meta-analysis of Their Mitigation Efficacy in Reducing Nonpoint Source Pollution. *Journal of Environmental Quality*, 39(1): 76-84. DOI:10.2134/jeq2008.0496
- Zhou, Z.C., Gan, Z.T., Shangguan, Z.P., Dong, Z.B., (2010). Effects of grazing on soil physical properties and soil erodibility in semiarid grassland of the Northern Loess Plateau (China). *Catena*, 82(2): 87-91.