



HAL
open science

Peut-on limiter les pollutions azotées en prairie permanente en jouant sur la période d'épandage des effluents d'élevage ?

Anne-Isabelle Graux, Romain Lardy, Vincent Manneville, Pascal P. Carrère

► To cite this version:

Anne-Isabelle Graux, Romain Lardy, Vincent Manneville, Pascal P. Carrère. Peut-on limiter les pollutions azotées en prairie permanente en jouant sur la période d'épandage des effluents d'élevage ?. Fourrages, 2013, 214, pp.149-158. hal-02647207

HAL Id: hal-02647207

<https://hal.inrae.fr/hal-02647207>

Submitted on 29 May 2020

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

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

Copyright

Peut-on limiter les pollutions azotées en prairie permanente en jouant sur la période d'épandage des effluents d'élevage ?

A.-I. Graux¹, R. Lardy¹, V. Manneville², P. Carrère¹

Le respect des exigences environnementales en matière de qualité des eaux exige la mise en place de programmes d'action efficaces concernant l'épandage des effluents d'élevage. La démarche de modélisation présentée ici apporte des informations sur les périodes d'interdiction à respecter, l'importance de la nature de l'effluent et des conditions pédoclimatiques.

RÉSUMÉ

En relation avec le nouveau programme d'action national mis en œuvre pour réduire la pollution des eaux, la lixiviation du nitrate sous prairie permanente a été modélisée pour différents modes d'exploitation de l'herbe et dates d'épandage (en automne et hiver), dans 3 situations pédoclimatiques. Afin de limiter le transfert du nitrate vers l'eau, il serait préférable de faire débuter dès octobre la période d'interdiction de l'épandage des lisiers, en particulier dans les régions humides et chaudes en automne (nitrification des formes ammoniacales). En interdisant les épandages dès septembre, les émissions d'oxyde nitreux et d'ammoniac seraient également réduites. A contrario, l'épandage de fumier de bovins et d'effluents peu chargés s'accompagne de risques modérés pour l'environnement.

SUMMARY

Is it possible to minimize nitrogen pollution in permanent grassland by selecting the best timing for manure spreading?

As part of the national programme recently implemented for reducing water pollution, the lixiviation of nitrogen in the soil of permanent grassland was modeled based on the different utilizations of grass and dates for manure spreading (in the autumn and in the winter), in 3 pedoclimatic conditions. In order to minimize nitrogen lixiviation, the banning period for manure spreading should apply from the beginning of October (especially in areas where the weather is warm and humid in the autumn). If manure spreading was banned as early as September, emissions of nitrous oxide and ammonia would also be reduced. Risks for the environment remain moderate for manure and effluents containing low levels of nitrogen.

La **directive Nitrates** (n° 91/676/CEE) impose aux Etats membres de l'Union Européenne d'identifier des zones vulnérables à la pollution par le nitrate d'origine agricole et de mettre en place, tous les quatre ans, des programmes d'action visant à prévenir et réduire ce risque. La France a publié en décembre 2011 un arrêté détaillant son **nouveau programme d'action à mettre en œuvre à partir de 2012** (JORF, 2011) dans 18 134 communes (73 départements) identifiées comme zones vulnérables en 2007. Ce programme concerne tout

ou partie des six bassins hydrographiques (Adour - Garonne, Artois - Picardie, Loire - Bretagne, Rhin - Meuse, Rhône - Méditerranée - Corse, Seine - Normandie) régissant la politique de l'eau en France métropolitaine. Il détaille, notamment, les périodes minimales d'interdiction d'épandage des fertilisants azotés ainsi que les limitations quantitatives de l'épandage des fertilisants afin de garantir l'équilibre de la fertilisation azotée. Les périodes minimales d'interdiction d'épandage des effluents organiques y diffèrent suivant l'occupation du sol et le ratio

AUTEURS

1 : INRA, UR874 Ecosystème prairial, 5, chemin de Beaulieu, F-63039 Clermont-Ferrand ; anne-isabelle.graux@rennes.inra.fr

2 : Institut de l'Élevage, Service Environnement, 9, allée Pierre de Fermat, F-63170 Aubière

MOTS CLÉS : Ammoniac, automne, bovin, environnement, facteur climat, fertilisation organique, fumier, gaz à effet de serre, lessivage, lisier, mode d'exploitation, modélisation, nitrate, politique agricole, pollution de l'air, pollution de l'eau, porc, prairie, prairie permanente, qualité de l'eau.

KEY-WORDS : Agricultural policy, air pollution, ammonia, Autumn, cattle, climatic factor, environment, greenhouse - effect gas, grassland, leaching, manure, modelling, nitrate, organic fertilisation, permanent pasture, slurry, swine, type of management, water pollution, water quality.

RÉFÉRENCE DE L'ARTICLE : Graux A.-I., Lardy R., Manneville V., Carrère P. (2013) : "Peut-on limiter les pollutions azotées en prairie permanente en jouant sur la période d'épandage des effluents d'élevage ?", *Fourrages*, 214, 149-158.

C/N de l'effluent. Concernant les prairies de plus de 6 mois, incluant les prairies permanentes, l'arrêté prévoit une interdiction de l'épandage des effluents organiques de type I (C/N > 8) du 15 décembre au 15 janvier et de type II (C/N ≤ 8) du 15 novembre au 15 janvier. L'épandage d'effluents peu chargés est quant à lui autorisé quelle que soit la période de l'année dans la limite de 20 kg N efficace/ha. Ces périodes d'interdiction ne s'appliquent pas à l'excrétion des animaux au pâturage. **La Commission Européenne (CE) a jugé les périodes d'interdiction et les restrictions concernant l'épandage des effluents d'élevage proposées dans ce programme inappropriées et insuffisantes**, ce qui l'a conduite à assigner la France devant la Cour Européenne de Justice le 27 février 2012. En outre, elle pointe du doigt une insuffisante désignation d'une dizaine de secteurs qu'elle juge vulnérables. La France s'est engagée à revoir la délimitation des zones vulnérables avant la fin 2012 à partir des résultats de la campagne 2011 de surveillance de la qualité des eaux.

Les facteurs et les mécanismes impliqués dans la lixiviation du nitrate d'origine agricole ont été largement étudiés depuis une trentaine d'année. **De nombreuses études se sont déjà intéressées aux prairies**, montrant une forte dépendance de la lixiviation du nitrate aux pratiques (mode d'exploitation de l'herbe, pratiques de fertilisation) ainsi qu'aux conditions pédoclimatiques (SIMON *et al.*, 1997 ; LAURENT *et al.*, 2000 ; DI et CAMERON, 2002). Il en ressort que les prairies fauchées présentent des risques de pollution nitrique modérés et plus faibles que les prairies pâturées (RYDEN *et al.*, 1984 ; SIMON *et al.*, 1989). Ce risque est également plus important sous prairie temporaire que sous prairie permanente, le retournement des prairies à l'automne augmentant sensiblement le risque de lixiviation à cette période (SHEPHERD *et al.*, 2001). La capacité de rétention des sols associée à des périodes de fortes pluviométries est également déterminante (STOUT *et al.*, 1997). La quantité totale d'azote minéral et organique apportée et son fractionnement dans l'année sont aussi naturellement à considérer (DI et CAMERON, 2002). Une étude récente (SMITH *et al.*, 2002), menée au Royaume-Uni, s'est intéressée à l'effet d'un épandage d'automne - hiver sur la lixiviation du nitrate, montrant qu'un épandage de lisier à raison de 200 kg N/ha sur une prairie implantée sur un sol drainant s'accompagnait de plus fortes pertes nitriques lorsqu'il avait lieu de septembre à novembre plutôt qu'entre décembre et janvier. En revanche, à notre connaissance, **aucune étude ne fournit encore d'estimation de la lixiviation annuelle du nitrate sous prairie permanente**, en réponse à différentes dates d'épandage en automne - hiver, pour les différents effluents couramment épandus et dans les conditions pédoclimatiques des zones actuellement vulnérables en France.

Cette étude s'appuie sur une **démarche de modélisation** permettant de tester, sous différents pédoclimats et pour différents modes d'exploitation de l'herbe, l'influence de la date d'épandage et du type d'effluent sur les pertes de nitrate sous prairies permanentes. Les sorties

du modèle constituant, en l'absence de données de terrain suffisantes, des éléments factuels **permettant de discuter les périodes d'interdiction d'épandage adoptées par la France**. Nous intégrons également les pollutions de l'air résultant des émissions d'oxyde nitreux (N₂O) et d'ammoniac (NH₃) qui suivent l'épandage des effluents d'élevage et interagissent avec les quantités d'azote potentiellement lessivables.

1. Matériel et méthodes

■ Le modèle PaSim

PaSim est un modèle mécaniste de simulation des prairies permanentes ou semées initialement développé par RIEDO *et al.* (1998). Ce modèle a été développé, évalué et utilisé dans le cadre de nombreux programmes de recherche (par ex. VUICHARD *et al.*, 2007b ; GRAUX *et al.*, 2011, 2012). **PaSim représente les flux de matière et d'énergie au sein du système sol - végétation - animal en réponse aux conditions pédoclimatiques et aux pratiques agricoles**. Ce fonctionnement est simulé pour une ou plusieurs années climatiques enchaînées et prend en compte les pratiques de fertilisation minérale ou organique, d'irrigation, de retournement du sol et d'exploitation de l'herbe par la fauche et / ou le pâturage. La conduite de la fauche, de la fertilisation minérale et de l'irrigation, ainsi que la proportion des surfaces destinées à la fauche et au pâturage (pour un équilibre entre ressources et besoins fourragers à l'échelle du système fourrager) peuvent être prescrits ou bien optimisés par le modèle (VUICHARD *et al.*, 2007a ; GRAUX, 2011). Les simulations sont limitées à **l'échelle de la parcelle** (les variables sont exprimées par m²) et **les animaux ne sont pris en compte qu'au pâturage** (les périodes à l'étable ne sont pas simulées par le modèle). La végétation est représentée par une plante moyenne composée d'un compartiment racinaire et de trois compartiments aériens (limbes, tiges et gaines, épis), déclinés chacun en 4 sous-compartiments d'âges différents. Le carbone assimilé par photosynthèse est alloué dynamiquement aux compartiments de la plante et peut sortir du système par respiration de l'écosystème et par production de méthane entérique par les herbivores, ainsi que *via* les exportations liées à la fauche et à la production de lait. L'azote est apporté au sol *via* la déposition d'ammoniac (Dépos.), l'apport de fertilisants azotés minéraux et / ou l'épandage d'effluents organiques, la fixation d'azote symbiotique (Fixat. symb.) par les légumineuses, les restitutions animales au pâturage ainsi que par la minéralisation de l'azote organique (Minér.) (figure 1). La fixation d'azote symbiotique est modélisée en faisant l'hypothèse que la fraction de légumineuses reste constante durant l'année. L'azote minéral du sol, disponible pour la croissance de la végétation par absorption racinaire (Absor.), peut être réduit par immobilisation microbienne (Immob.), par lixiviation (Lixiv.), par volatilisation de NH₃ (Volat.) et *via* les processus de nitrification (Nitrif.) et / ou dénitrification (Dénit.) qui conduisent à la production de N₂O. Dans la version de PaSim utilisée ici (version

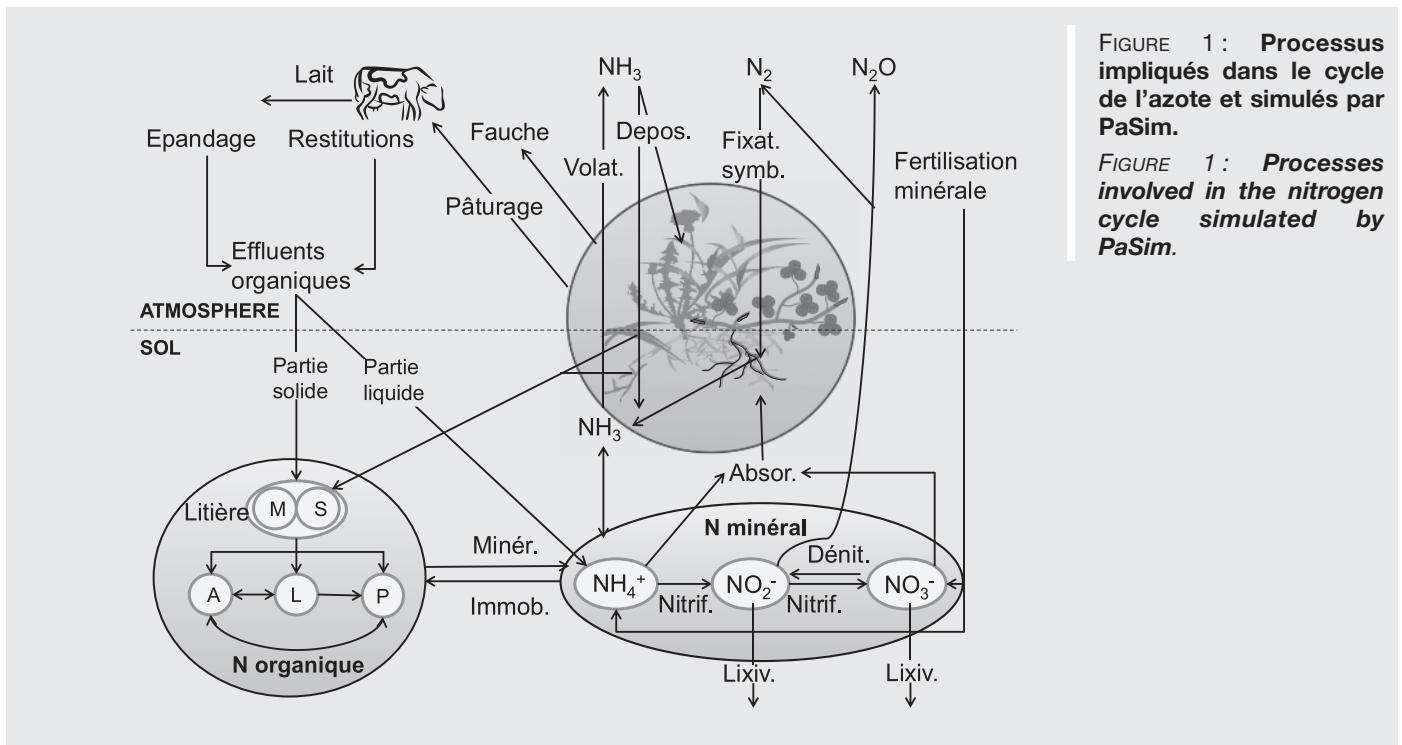


FIGURE 1 : Processus impliqués dans le cycle de l'azote et simulés par PaSim.

FIGURE 1 : Processes involved in the nitrogen cycle simulated by PaSim.

5.3, IDDN.FR.001.220024.000.R.P.2012.000.10000), la représentation des interactions entre les performances animales et les cycles biogéochimiques a été améliorée (GRAUX *et al.*, 2011).

■ Modélisation des flux d'azote

Dans PaSim, la représentation des processus biophysiques du sol repose sur les formalismes du **modèle Century** (PARTON *et al.*, 1988), **améliorés** par SCHMID *et al.* (2001) pour la simulation des **émissions de N_2O** , puis par RIEDO *et al.* (2002) pour la simulation des **échanges de NH_3** entre l'atmosphère et le système sol - végétation. L'azote organique est compartimenté en cinq pools qui se décomposent plus ou moins rapidement : Métabolique (M), Structurel (S) (l'ensemble M & S correspondant à la litière en décomposition), Actif (A), Lent (L) et Passif (P) (figure 1). Cette décomposition alimente, avec les apports d'engrais minéraux, la déposition de NH_3 et la fixation symbiotique, le pool d'azote minéral du sol, composé d'un pool d'ammonium (NH_4^+) et de nitrate (NO_3^-). L'azote issu des effluents organiques épandus ou restitués par les animaux au pâturage alimente le pool de NH_4^+ (partie liquide de l'effluent) ainsi que la litière en décomposition (partie solide de l'effluent) (RIEDO *et al.*, 1999). La proportion de l'azote organique sous forme solide alloué au pool métabolique est majoritaire (70 % et 80 % dans le cas du fumier et du lisier, respectivement) par rapport à ce qui est alloué au pool structurel. **La partie liquide de l'effluent est directement nitrifiable / dénitrifiable / volatilisable et constitue un risque immédiat pour l'environnement, alors que sa partie solide doit être préalablement minéralisée.** La nitrification de l'ammonium du sol sous forme de nitrate y est modélisée selon une réaction de premier ordre qui tient compte des effets de la température et du contenu en eau du sol, la nitrifi-

cation étant maximale à 30°C et lorsque le sol est légèrement en dessous de la capacité au champ (SCHMID *et al.*, 2001). La dénitrification (Dénit.) est proportionnelle à la respiration associée à la décomposition de la matière organique du sol, et intervient principalement lorsque le contenu en eau du sol dépasse la capacité au champ (avec un maximum lorsque le sol est saturé en eau). Elle est modélisée selon une réaction en trois étapes impliquant le nitrite (NO_2^-) et le N_2O comme intermédiaires. **PaSim permet ainsi de représenter l'augmentation des émissions de N_2O associée à l'augmentation de la concentration en nitrate du sol, mais également leur diminution liée à des conditions non favorables à la dénitrification.** Le N_2O émis vers l'atmosphère est ensuite calculé à partir d'un modèle tenant compte des résistances à la diffusion du N_2O dans le sol et dans l'air. **La lixiviation du nitrate est calculée comme le produit de la concentration en nitrate du sol (N_{nit}) par le flux d'eau drainé (F_D).** La dynamique journalière de N_{nit} intègre les entrées (Nitrif. + Dépos.) et les sorties (Lixiv. + Absor. + Immob. + Dénitrif.). Le calcul de F_D au niveau du dernier horizon de sol dépend du contenu en eau et de la conductivité hydraulique du sol (loi de Darcy). Contrairement au modèle Century où **les flux d'ammoniac** sont proportionnels à la minéralisation de l'azote organique du sol, ces flux **sont modélisés** dans PaSim à l'aide d'un modèle (RIEDO *et al.*, 2002) qui représente les échanges bidirectionnels de l'atmosphère avec la cuticule des feuilles, les tissus végétaux (*via* les stomates) ainsi qu'avec la surface du sol.

■ La conduite des prairies simulées

PaSim a été utilisé pour simuler les flux d'azote, et en particulier la lixiviation du nitrate, dans le cas de **prairies permanentes productives** à dominante de ray-grass

Effluents	C/N (kg C/kg N)	F _{liq} (-)	Q (kg N/ha/an)
Fumier de bovins (FB)	18,62	-	203
Lisier de bovins (LB)	12,0	0,901	122,5
Lisier de porcs (LP)	4,76	0,932	145
Effluents peu chargés (EPC)	3,40	0,997	15

TABLEAU 1 : Description des effluents organiques (ratio C/N, fraction liquide pondérale (F_{liq})) et des quantités épandues (Q) sur les prairies simulées.

TABLE 1 : Description of organic effluents (C/N ratio, liquid fraction (F_{liq})) and quantities spread (Q) on simulated grassland.

anglais, contenant 15 % de légumineuses (trèfle blanc). Ces prairies sont **uniquement pâturées** (prairies P) durant 6 périodes de 15 jours dans l'année (01/04-15/04, 01/05-15/05, 01/06-15/06, 01/07-15/07, 01/08-15/08 et 31/08-14/09), **ou bien fauchées** en foin début juin **puis pâturées** en été - automne (prairies FP, avec 2 périodes de pâturage : 01/07-15/07 et 15/08-01/09). Par simplicité, le chargement animal instantané est fixé à 2 UGB/ha/j. La pression animale équivaut donc à 180 UGB j/ha/an dans le cas des prairies P et à 60 UGB j/ha/an dans le cas de prairies FP. Les prairies sont pâturées par des lots de **vaches laitières vêlant début novembre** et produisant en moyenne 32 l de lait par jour par vache au pic de lactation. Les vaches sont supposées en bon état corporel (note d'état de 3) et pèsent 635 kg en moyenne à la mise à l'herbe.

Les prairies reçoivent, au choix, **des effluents de type I** (C/N > 8 : fumier, FB, et lisier de bovins, LB), **de type II** (C/N ≤ 8 : lisiers de porcs, LP), **ou bien des effluents peu chargés** (EPC) (tableau 1). Les quantités apportées (Q) se veulent représentatives des pratiques agricoles actuelles (AGRESTE, 2010). Nous avons simulé des **épandages d'effluents à 6 dates** (15/09, 15/10, 15/11, 15/12, 15/01 et 15/02), qui correspondent aux **périodes d'interdiction réglementaires, élargies d'un mois avant et après** la date de début et de fin de la période. Afin d'estimer l'influence de l'épandage des effluents d'élevage sur la lixiviation annuelle du nitrate, nous avons également simulé des prairies P et FP ne recevant aucun apport d'effluent dans l'année (prairies témoin). Dans le cas où la disponibilité en herbe est insuffisante à la date du début de la période de pâturage, le modèle attend la période de pâturage suivante. De même, si les animaux sont au pâturage et si l'herbe devient insuffisante, leur sortie de la parcelle peut être anticipée.

■ Les conditions pédoclimatiques de l'étude

Les simulations ont été réalisées en **3 sites représentatifs de grands bassins de production français et de conditions climatiques contrastées** : Rennes (climat océanique), Mirecourt (climat semi-continentale) et Theix (climat de moyenne montagne) (tableau 2). **La variabilité climatique est prise en compte** dans les simulations en considérant des séries climatiques observées sur une période d'une trentaine d'années (1971-2006). Les caractéristiques d'un **sol représentatif** de ceux trouvés dans chacun des sites d'étude ont été extraites du Réseau de Mesures de la Qualité des Sols. Le choix du sol a également tenu compte de sa proximité géographique avec la localisation de la station météorologique. Chacun de ces trois sols a une profondeur de 80 cm et possède une réserve utile (RU) proche de 150 mm. Ces sols sont moyennement riches en matière organique avec un stock initial en C de l'ordre de 100-150 t C/ha.

■ L'analyse des résultats

La variabilité inter et intra-annuelle de la lixiviation du nitrate, des émissions d'ammoniac et d'oxyde nitreux a été analysée pour les différentes conditions pédoclimatiques et modes d'exploitation simulés. La variabilité interannuelle des variables étudiées, associée à chacune des dates d'épandage testées, est présentée sous la forme de « boîtes à moustaches » par site, type d'effluent et mode d'exploitation de l'herbe. Cette analyse non paramétrique de la variabilité permet de représenter graphiquement la distribution de valeurs prédites.

La dynamique intra-annuelle moyenne est également illustrée sous la forme de courbes correspondant aux valeurs moyennes de la lixiviation journalière du nitrate sur la période 1970-2006.

Afin de quantifier le risque de pollution des eaux par le nitrate d'origine agricole, nous avons calculé les teneurs en nitrate des eaux drainées simulées par le modèle. Sur la base d'une évaluation de la proportion de jours présentant des teneurs en nitrate de : [0 - 2 mg/l], [2 - 10 mg/l], [10 - 25 mg/l], [25 - 40 mg/l], [40 - 50 mg/l] et > 50 mg/l, nous avons pu estimer la qualité des eaux drainées sous prairie (PEYRAUD *et al.*, 2012).

Site	Climat*			Caractéristiques du sol**				
	Altitude (m)	P (mm)	T _{moy} (°C)	Texture (%Ar-%Li-%Sa)	RU (mm)	Drainage (mm/an)	SON _{init} (t N/ha)	SOC _{init} (t C/ha)
Mirecourt	265	877	9,2	45-40-15	123	225	8,3	151,2
Rennes	35	727	11,4	25-67-8	187	121	11,2	153,1
Theix	890	774	7,9	21-38,5-40,5	147	138	7,6	116,4

* P et T_{moy} : cumul de précipitations et température moyenne, sur la période 1970-2006

** RU : réserve utile ; SON_{init} et SOC_{init} : teneurs initiales en azote et carbone organiques sur l'ensemble de la profondeur de sol au début de la simulation

TABLEAU 2 : Description des conditions pédoclimatiques en entrée du modèle.

TABLE 2 : Description of pedoclimatic conditions based on entered model data.

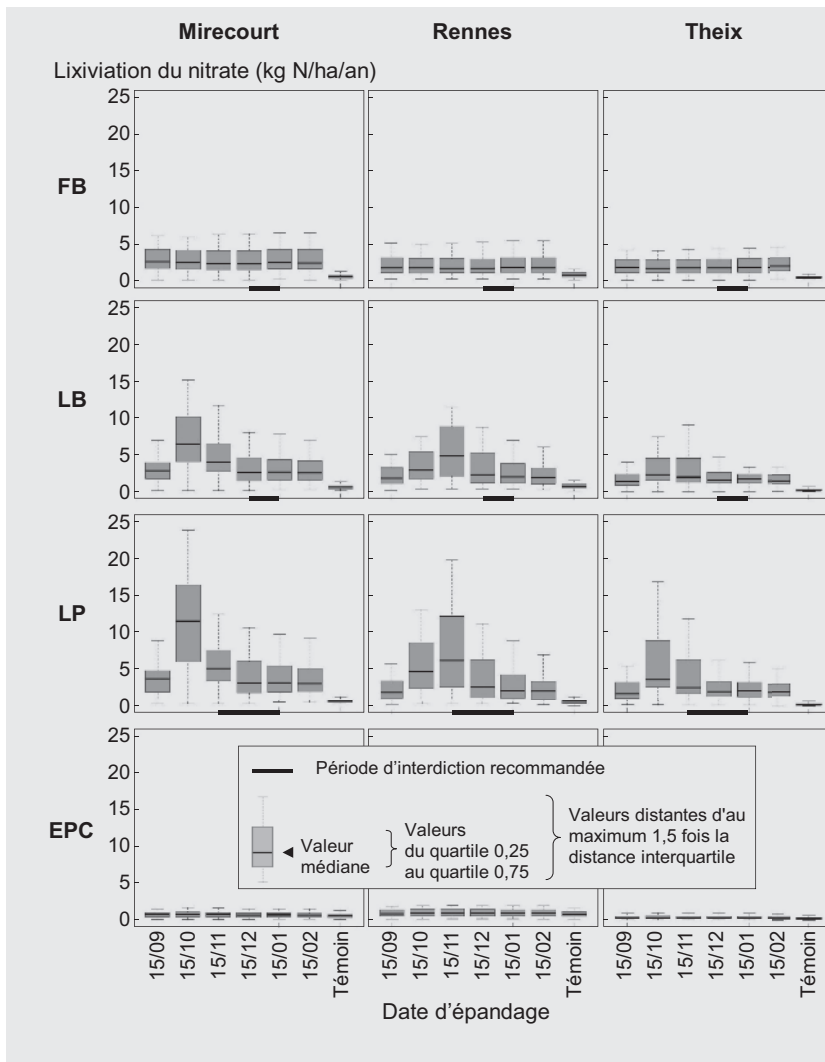


FIGURE 2 : Influence du type d'effluent et de sa date d'épandage sur la lixiviation annuelle de nitrates des prairies P, dans 3 situations pédo-climatiques contrastées.

FIGURE 2 : Influence of the type of effluent and timing for manure spreading on annual nitrate lixiviation in grassland P, in 3 different pedoclimatic conditions.

2. Résultats et discussion

■ Cohérence des simulations

L'aptitude de PaSim à simuler la lixiviation des nitrates n'a pas été évaluée directement, en revanche sa capacité à **simuler correctement le bilan hydrique de la prairie ainsi que les concentrations en nitrates et en ammonium du sol** ont été évaluées récemment par confrontation à des mesures expérimentales effectuées dans le cadre du projet NitroEurope IP (NITROEUROPE, 2010). La dynamique et l'amplitude des émissions de N_2O simulées par PaSim ont été testées en 7 sites européens par confrontation à des mesures expérimentales (SCHMID *et al.*, 2001 ; CALANCA *et al.*, 2007). Les formalismes du modèle ont depuis été améliorés et évalués dans le cadre du projet NitroEurope en 5 sites européens (NITROEUROPE, 2010). Ces travaux montrent que le modèle en l'état actuel est capable de reproduire la ligne de fond¹ des émissions ainsi que le timing des **pics d'émissions** tout en **sous-estimant toutefois l'amplitude** de ces derniers. De même, RIEDO *et al.* (2002) ont évalué la capacité du modèle à simuler les émissions de NH_3 dans le cas d'un

site écossais. Ils ont montré que le modèle était capable de reproduire les effets de la fertilisation sur la volatilisation d'ammoniac.

De manière générale, **la réponse de la lixiviation du nitrate et des émissions d'oxyde nitreux à la date d'épandage de l'effluent est similaire entre prairies P et FP**, avec des ordres de grandeur plus grands dans le cas des prairies P (résultats non présentés ici). Dans le cas de la volatilisation d'ammoniac, les réponses aux pratiques d'épandage et les ordres de grandeurs sont quasi équivalents entre prairies P et FP (résultats non présentés ici). C'est pourquoi nous avons choisi d'illustrer les risques associés aux pollution azotées seulement dans le cas des prairies P. Ces différences liées au modes d'exploitation de l'herbe sont **cohérentes avec la littérature** qui montre que les prairies fauchées exportent davantage d'azote que les prairies pâturées, où 80 % de l'azote ingéré par les animaux est restitué au pâturage (LAURENT *et al.*, 2000), une faible partie seulement étant exportée *via* la production de lait et de viande (SIMON *et al.*, 1989). L'introduction d'une fauche dans le calendrier de pâturage, en vue de produire du foin ou de l'ensilage, conduit en effet à réduire notablement les pertes azotées, en exportant une grande partie de l'azote produit, et en réduisant le nombre de jours pâturables et les restitutions animales associées (SIMON *et al.*, 1997).

1 : Niveau moyen des émissions en l'absence d'apports de fertilisants

Date d'épandage	15/09	15/10	15/11	15/12	15/01	15/02	Témoïn
Mirecourt	3,7 ± 0,6	11,6 ± 1,1	5,1 ± 0,7	3,2 ± 0,4	3,2 ± 0,4	3,1 ± 0,4	0,6 ± 0,1
Rennes	2,2 ± 0,3	5,0 ± 0,7	6,5 ± 1,0	3,0 ± 0,7	2,5 ± 0,4	2,4 ± 0,3	0,8 ± 0,1
Theix	1,8 ± 0,3	3,7 ± 0,9	2,7 ± 0,6	2,1 ± 0,4	2,2 ± 0,3	2,0 ± 0,3	0,2 ± 0

TABLEAU 3 : Valeurs médianes (et écart types associés) de la lixiviation annuelle du nitrate (kg N/ha/an) sur la période 1971-2006, en fonction de la date d'épandage du lisier de porcs dans le cas des prairies P.

TABLE 3 : Mean values (and corresponding standard deviations) for annual nitrate lixiviation (kg N/ha/year) from 1971 to 2006, based on pig manure spreading dates for grassland P.

De même, **les ordres de grandeurs de la lixiviation annuelle** (figure 2 ; tableau 3) **sont cohérents avec ceux mesurés expérimentalement** : <320 kg N/ha/an dans le cas de prairies de longue durée (VERTÈS *et al.*, 1997 ; RAISON *et al.*, 2008). L'épandage est suivi d'un pic d'émissions de N₂O qui atteint 0,05 à 0,10 kg N/ha/j suivant la date d'épandage considérée, la ligne de fond des émissions étant de 0,01 à 0,02 kg N/ha/j le reste de l'année (résultats non présentés ici). Ces résultats semblent cohérents avec DITTER *et al.* (2005) qui enregistrent une multiplication par 5 des émissions de N₂O les 4 jours suivant l'épandage de lisier à la fin du mois de mars sur une prairie semée. Ces résultats sont également en accord avec

les émissions moyennes de N₂O enregistrées par ELLIS *et al.* (1998) : en moyenne 0,08 kg N/ha/j durant les 4 mois qui suivent l'application de lisier au printemps.

■ Conséquences pour les préconisations en matière d'épandage des effluents organiques

Dans le cas du fumier de bovins et des effluents peu chargés, la lixiviation annuelle du nitrate (figure 2) est relativement constante et modérée quelle que soit la date d'épandage. En revanche, **dans le cas des lisiers, la lixiviation du nitrate est très variable selon la date de l'épandage, et concerne des pertes plus importantes pouvant atteindre 20-25 kg N/ha/an** selon les années et les sites. **L'épandage des lisiers en octobre et novembre augmente sensiblement la lixiviation annuelle du nitrate** (figure 2 ; tableau 3) et en particulier le risque de pollution des eaux de décembre à avril (figure 3). A Mirecourt (site particulièrement humide), dans le cas des prairies pâturées recevant du lisier de porcs à la mi-octobre, le risque de lixiviation est particulièrement important (tableau 3). Ces résultats sont cohérents avec l'étude expérimentale de SMITH *et al.* (2002) qui montrait déjà un risque accru de pollution des eaux dans le cas d'un épandage de lisier de septembre à novembre au Royaume-Uni. Cependant, **ces pertes par lixiviation demeurent modérées relativement aux cultures fourragères** (RAISON *et al.*, 2008), pour lesquelles les pertes peuvent atteindre 60 kg N/ha.

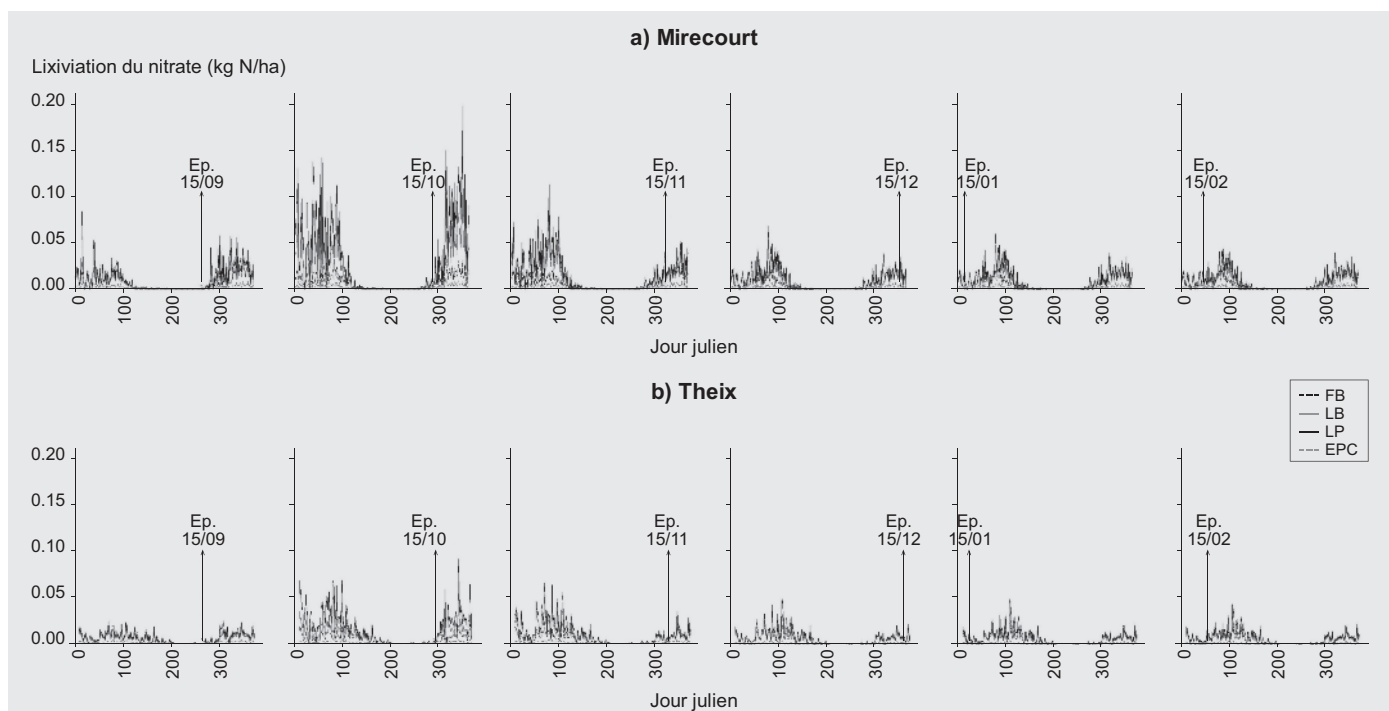


FIGURE 3 : Influence de la date d'épandage (Ep.) de l'effluent sur la dynamique intra-annuelle de la lixiviation de nitrates des prairies P à a) Mirecourt et b) Theix.

FIGURE 3 : Influence of the timing for manure spreading (Ep.) on the interannual dynamics of nitrate lixiviation in grassland P in a) Mirecourt and b) Theix.

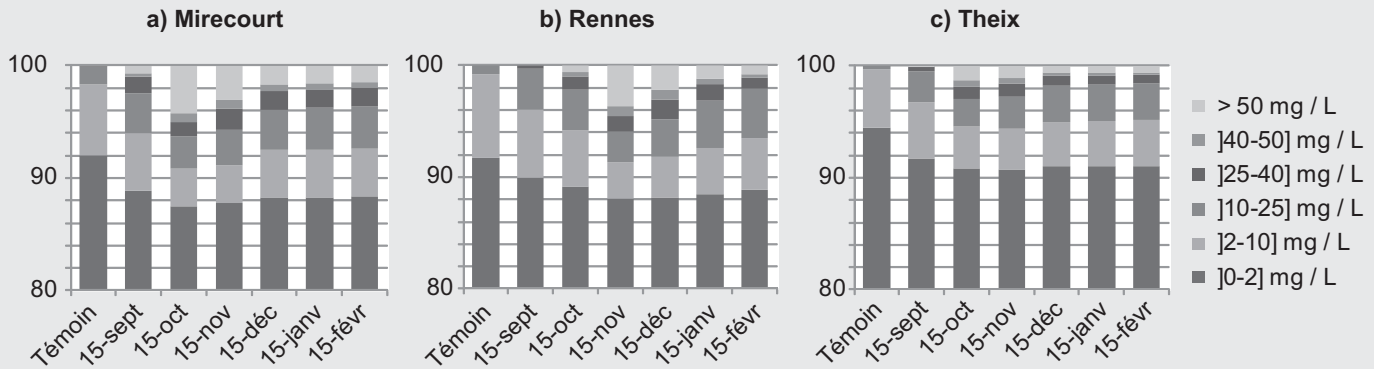


FIGURE 4 : Répartition (%) des jours selon la teneur en nitrates des eaux superficielles, à a) Mirecourt, b) Rennes et c) Theix, dans le cas de prairies P recevant du lisier de porcs.

FIGURE 4 : *Categorization (%) of days based on the nitrate content of surface water in a) Mirecourt, b) Rennes and c) Theix, in the case of grassland P spread with pig manure.*

Si l'on regarde les **teneurs en nitrate des eaux drainées** sur l'ensemble de la simulation **dans le cas d'un épandage de lisier de porcs sur prairies P** (figure 4), on constate que **la proportion de jours excédant la limite fixée** par la directive Nitrates (50 mg/l) **demeure inférieure à 4 %**, quelles que soient les conditions pédo-climatiques et la date d'épandage. Bien qu'effectivement amplifié (comparativement au témoin), le risque de dépasser ce seuil est donc modéré dans le cas des prairies permanentes recevant des lisiers. Cependant, comme le soulignent PEYRAUD *et al.* (2012), les teneurs en nitrate qu'il faudrait réussir à atteindre pour limiter le phénomène d'eutrophisation et ainsi observer une réduction importante des marées vertes, sont bien inférieures : moins de 10 mg NO₃/l, voire encore moins dans les sites les plus sensibles. Ainsi, si le seuil de potabilité (50 mg/l) est rarement dépassé, celui de 10 mg/l peut être dépassé dans 6 à 10 % des jours simulés suivant le contexte pédo-climatique considéré. Ce dépassement est maximal dans le cas d'un épandage à la mi-octobre à Mirecourt et Theix, et à la mi-novembre à Rennes (figure 4). Il faut noter que la teneur en nitrate des eaux lixiviées sous prairie permanente ne reflète pas directement celle à l'exutoire des bassins versants et celle de l'eau consommée. Pour cela, il faudrait pouvoir prendre en compte, d'une part, les capacités de réutilisation du nitrate lixivié par les zones humides et, d'autre part, l'ensemble des parcelles agricoles et non agricoles à l'échelle du bassin versant considéré, ces dernières ayant tendance à diluer la concentration des eaux lixiviées sous parcelles agricoles.

Dans le **cas du fumier de bovins et des effluents peu chargés, les émissions d'ammoniac** (figure 5) **et d'oxyde nitreux** (figure 6) sont, tout comme la lixiviation du nitrate, relativement **constantes et modérées** quelle que soit la date d'épandage. *A contrario*, l'**épandage des lisiers en septembre** se traduit par une volatilisation accrue quasi immédiate d'ammoniac à Theix et Rennes (résultats non présentés), qui peut atteindre certaines années 80 kg N/ha dans le cas du lisier de porcs

(figure 5). La volatilisation d'ammoniac est beaucoup plus faible à Mirecourt. Les émissions annuelles d'oxyde nitreux sont maximales dans le cas d'un épandage des lisiers à la mi-octobre à Rennes et Theix et pour un épandage à la mi-septembre à Mirecourt (figure 6).

Dans le cas des prairies P, la pression de pâturage est de 180 UGB j/ha/an, ce qui correspond à un niveau estimé de restitutions animales élevé. Si on l'associe aux apports de fertilisants organiques reçus, les entrées de nutriments (N) sont élevées au regard des référentiels connus (CARRÈRE *et al.*, 2012). On peut donc s'attendre à des transferts vers

Date d'épandage	15/09	15/10	15/11	15/12	15/01	15/02
Mirecourt						
Transfert N (% du transfert N total)						
- Lixiviation du nitrate	28	58	44	30	29	29
- N ₂ O	44	29	36	44	43	47
- NH ₃	28	13	21	26	28	24
Transfert N total (kg N/ha/an)	13	20	12	10	11	11
Rennes						
Transfert N (% du transfert N total)						
- Lixiviation du nitrate	9	29	41	26	23	22
- N ₂ O	19	37	31	38	42	43
- NH ₃	72	34	28	36	35	35
Transfert N total (kg N/ha/an)	24	17	16	11	11	11
Theix						
Transfert N (% du transfert N total)						
- Lixiviation du nitrate	8	22	18	14	13	14
- N ₂ O	18	28	23	25	25	28
- NH ₃	74	51	59	61	62	59
Transfert N total (kg N/ha/an)	22	17	15	15	17	15

TABLEAU 4 : **Importance du transfert d'azote vers l'air et l'eau, en fonction de la date d'épandage du lisier de porcs, épandu à raison de 145 kg N/ha/an, dans le cas des prairies P.**

TABLE 4 : *Amount of nitrogen transferred to water and air, based on pig manure (total of 145 kg N/ha/year) spreading dates for grassland P.*

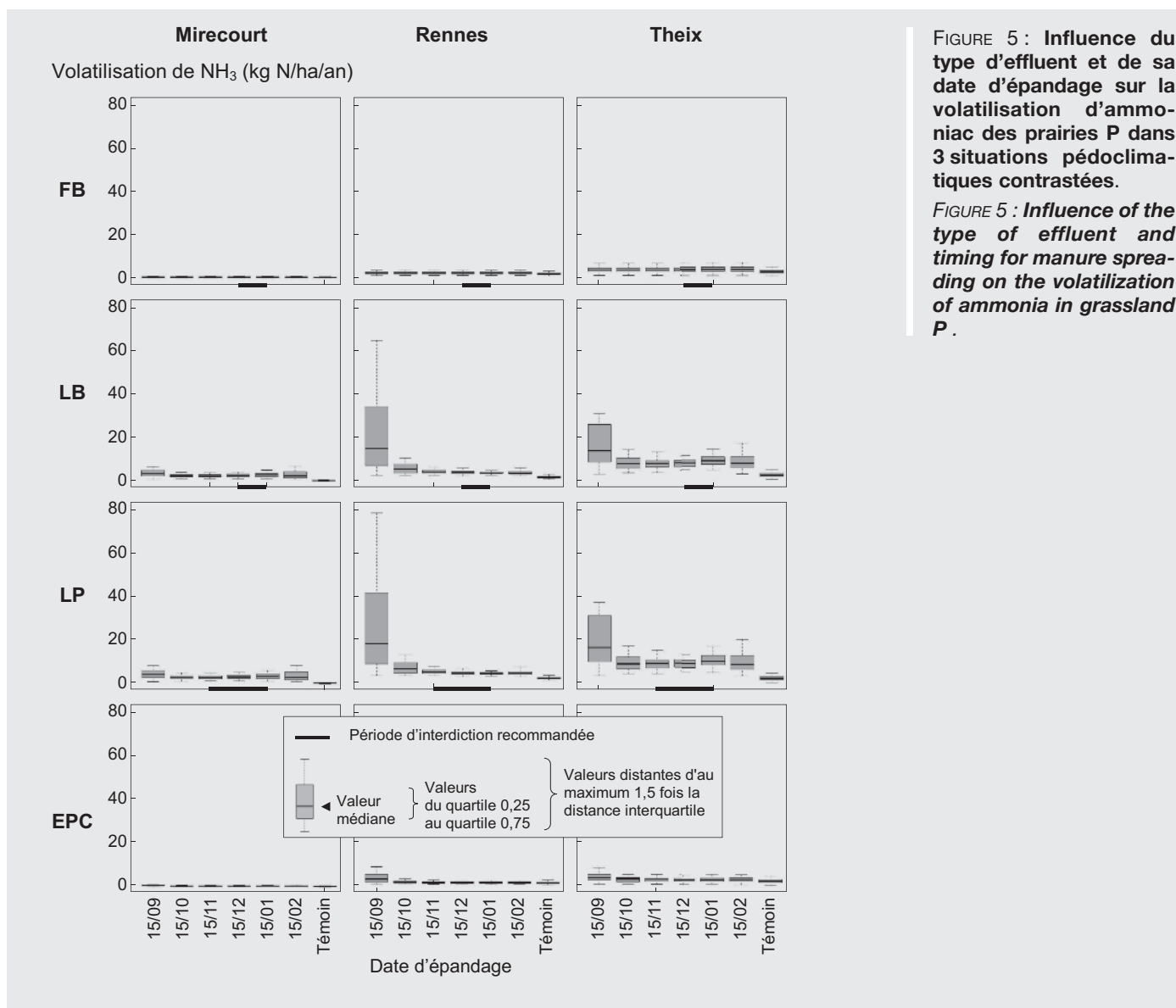


FIGURE 5 : Influence du type d'effluent et de sa date d'épandage sur la volatilisation d'ammoniac des prairies P dans 3 situations pédoclimatiques contrastées.

FIGURE 5 : Influence of the type of effluent and timing for manure spreading on the volatilization of ammonia in grassland P.

les nappes ou l'air importants. Globalement, la comparaison des flux d'azote entrants et sortants du système sol-végétation - animal associés aux différentes pratiques d'épandage des lisiers permet de vérifier que l'azote fixé par fixation symbiotique ainsi que l'azote exporté par les fauches et la production laitière ne varient pas sensiblement avec la date d'épandage (résultats non présentés ici). Cependant, le total du transfert d'azote vers l'eau et l'air (Lixiviation + N_2O + NH_3) varie d'une date d'épandage à l'autre et suivant les conditions pédoclimatiques du site considéré : **le transfert d'azote maximal correspond à un épandage des lisiers en septembre à Rennes et Theix, et à un épandage en octobre à Mirecourt.** Le tableau 4 résume le total de ce transfert pour les prairies P et FP, ainsi que la proportion relative des différents flux.

D'après ce tableau, **les émissions d'oxyde nitreux et d'ammoniac sont également à considérer** dans le raisonnement de l'épandage des effluents d'élevage, **car pouvant représenter respectivement jusqu'à 40 % et 75 % du total du transfert d'azote** aux périodes les plus sensibles.

■ PaSim, comme outil de recherche appliquée

En l'absence de mesures effectuées *in situ* en quantité suffisante, la démarche de modélisation demeure la seule méthode exploratoire fiable pour tester les réponses à des facteurs multiples en milieu complexe. Ces résultats de simulation sont cependant à considérer en ayant conscience des limites de la démarche de modélisation. **PaSim ne permet pas par exemple de représenter l'hétérogénéité spatiale des restitutions animales** au sein de la parcelle. Cette hétérogénéité influence localement la lixiviation du nitrate ainsi que les émissions d'oxyde nitreux et d'ammoniac, par une forte disponibilité d'azote minéralisable, ainsi qu'en affectant la composition fonctionnelle de la végétation, notamment la proportion de légumineuses fixatrices de l'azote atmosphérique (VERTÈS et al., 1997). Toutefois, PaSim constitue **un outil de recherche avancé et évolutif**, particulièrement complet : i) **dans sa prise en compte des facteurs pédoclimatiques et des pratiques d'élevage** impliqués dans le fonctionnement des prairies, et ii) **dans les réponses**

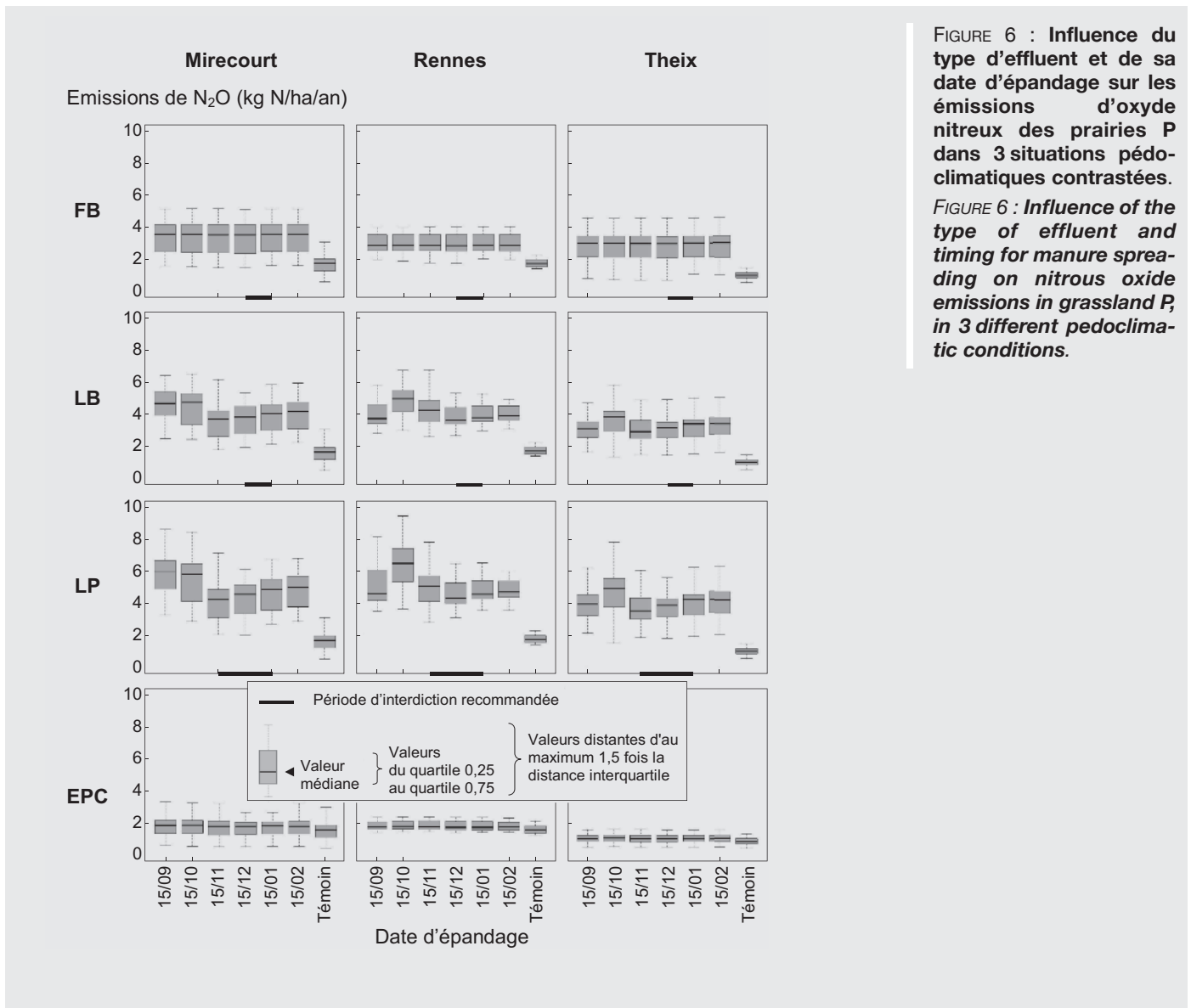


FIGURE 6 : Influence du type d'effluent et de sa date d'épandage sur les émissions d'oxyde nitreux des prairies P dans 3 situations pédo-climatiques contrastées.

FIGURE 6 : Influence of the type of effluent and timing for manure spreading on nitrous oxide emissions in grassland P, in 3 different pedoclimatic conditions.

qu'il délivre, notamment sur l'évolution des services agroécologiques des prairies (production fourragère, production de lait et de viande, stockage de carbone, drainage, etc.). PaSim a été récemment utilisé pour anticiper à moyen et long terme les impacts du changement climatique sur les services agroécologiques des prairies et leur bilan de gaz à effet de serre (GRAUX *et al.*, 2012). Les résultats montrent notamment une réduction significative de la lame drainante sous prairie permanente dans un horizon lointain (2070-2099). Ces résultats laissent présager une modification probable du transfert d'azote vers l'eau mais aussi vers l'air dans le futur. Robuste, PaSim témoigne ici de son utilité pour répondre à des questions de recherche appliquée et fournir des éléments de réponse aux porteurs d'enjeux et aux décideurs.

De manière générale, les modèles permettent de tester divers scénarios dans des contextes pédo-climatiques variés et de fournir une gamme de réponses possibles. Soumis à l'évaluation et à l'expertise des acteurs, ils fournissent une base de réflexion permettant de faire évoluer les référentiels techniques existant en matière de gestion de la fertilisation. En ce sens, notre approche s'est voulue

interactive et illustrative des apports de la modélisation à une question d'actualité concernant éminemment la profession agricole.

Conclusion

Cette étude souligne l'importance de raisonner les périodes d'apport des effluents d'élevage en tenant compte, au-delà du ratio C/N de l'effluent, de sa texture (solide ou liquide) et des conditions pédo-climatiques des zones identifiées. Les régions humides (précipitations ≥ 200 mm) et chaudes (température moyenne $\geq 14^\circ\text{C}$) en automne (de septembre à novembre) présentent des pertes azotées par lixiviation plus fortes, du fait d'une nitrification plus importante des formes ammoniacales. Cette étude souligne également l'importance de s'intéresser, au-delà du transfert d'azote vers l'eau, aux transferts d'azote vers l'air (émissions d'oxyde nitreux et d'ammoniac). L'oxyde nitreux est en effet un gaz à effet de serre au pouvoir de réchauffement élevé, qui contribue fortement au changement climatique, et l'ammoniac est en grande partie responsable de l'acidification de l'eau et des

sols. Dans l'optique de limiter les transferts de l'azote vers l'eau et l'air associés aux pratiques d'épandage, la période minimale d'interdiction de l'épandage des lisiers préconisée par la France pourrait, d'après cette étude, débiter dès septembre. Enfin, une autre perspective d'utilisation se profile, afin d'appuyer les programmes d'action à mettre en œuvre à moyen et long terme par les politiques publiques : PaSim pourrait illustrer l'évolution sous changement climatique des risques de pollution associés aux pratiques d'épandage des effluents d'élevage.

Accepté pour publication,
le 13 décembre 2012.

Remerciements : Ce travail est porté par le projet ANIMALCHANGE (2011-2015 : <http://www.animalchange.eu>) financé par le 7^e programme-cadre de Recherche et Développement de l'Union Européenne (FP7/2007-2013) en vertu de l'accord n° 266018. Les auteurs remercient également le projet Climator (ANR VMC 2006) pour la fourniture des données climatiques utilisées dans cette étude.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AGRESTE (2010) : "Prairies permanentes - Intrants", *Agreste Les Dossiers*, 8, 73-75.
- CALANCA P., VUICHARD N., CAMPBELL C., VIOVY N., COZIG A., FUHRER J., SOUSSANA J.F. (2007) : "Simulating the fluxes of CO₂ and N₂O in European grasslands with the Pasture Simulation Model (PaSim)", *Agric. Ecosyst. Environ.*, 121, 164-174.
- CARRÈRE P., ORTH D., CHABALIER C., SEYTRE L., PIQUET M., LANDRIEAUX J., RIVIÈRE J. (2012) : "Une typologie multifonctionnelle des prairies des systèmes laitiers AOP du Massif central combinant des approches agronomiques et écologiques", *Fourrages*, 209, 9-22.
- DI H.J., CAMERON K.C. (2002) : "Nitrate leaching in temperate agroecosystems: sources, factors and mitigating strategies", *Nutr. Cycl. Agroecosys.*, 46, 237-256.
- DITTER K., LAMPE C., GASCHE R., BUTTERBACH-BAHL K., WACHENDORF M., PAPAN H., SATTELMACHER B., TAUBE F. (2005) : "Short-term effects of single or combined application of mineral N fertilizer and cattle slurry on the fluxes of radiatively active trace gases from grassland soil", *Soil Biol. Biochem.*, 37, 1665-1674.
- ELLIS S., YAMULKI S., DIXON E., HARRISON R., JARVIS S.C. (1998) : "Denitrification and N₂O emissions from a UK pasture soil following the early spring application of cattle slurry and mineral fertiliser", *Plant Soil*, 202, 15-25.
- GRAUX A.I. (2011) : *Modélisation des impacts du changement climatique sur les prairies. Voies d'adaptation des systèmes fourragers*, Thèse de Doctorat de l'Université Blaise Pascal Clermont-Ferrand II, 525 p.
- GRAUX A.I., GAURUT M., AGABRIEL J., BAUMONT R., DELAGARDE R., DELABY L., SOUSSANA J.F. (2011) : "Development of the Pasture Simulation Model for assessing livestock production under climate change", *Agr. Ecosyst. Environ.*, 144, 69-91.
- GRAUX A.I., BELLOCCHI G., LARDY R., SOUSSANA J.F. (2012) : "Ensemble modelling of climate change risks and opportunities for managed grasslands in France", *Agr. Forest Meteorol.*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.06.010>
- JORF (2011) : "Arrêté du 19 décembre 2011 relatif au programme d'actions national à mettre en œuvre dans les zones vulnérables afin de réduire la pollution des eaux par les nitrates d'origine agricole", *Journal Officiel Rép. Française*, n°0295 du 22 décembre 2011, p 21 556, texte n° 12 NOR: DEVL1134069A.
- LAURENT F., VERTES F., FARRUGGIA A., KERVELLANT P. (2000) : "Effets de la conduite de la prairie pâturée sur la lixiviation du nitrate. Propositions pour la maîtrise du risque à l'échelle de la parcelle", *Fourrages*, 164, 397-420.
- NITROEUROPE (2010) : *The nitrogen cycle and its influence on the European greenhouse gas balance. Fourth year activity report*, 396 p.
- PARTON W.J., STEWART J.W.B., COLE C.V. (1988) : "Dynamics of C, N, P, and S in grassland soils: a model", *Biogeochemistry*, 5, 109-131.
- PEYRAUD J.L., CELLIER P. (coord.) et al. (2012) : *Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres. Expertise scientifique collective*, Rapport Inra, 527 p.
- RAISON C., CHAMBAUT H., LE GALL A., PFLIMLIN A. (2008) : "Impact du système fourrager sur la qualité de l'eau. Enseignements issus du projet Green Dairy", *Fourrages*, 193, 3-18.
- RIEDO M., GRUB A., ROSSET M., FUHRER J. (1998) : "A pasture simulation model for dry matter production and fluxes of carbon, nitrogen, water and energy", *Ecol. Model.*, 105, 41-183.
- RIEDO M., GYALISTRAS D., FISCHLIN A., FUHRER J. (1999) : "Using an ecosystem model linked with GCM-derived local weather scenarios to analyse effects of climate change and elevated CO₂ on dry matter production and partitioning, and water use in temperate managed grasslands", *Global Change Biol.*, 5, 213-223.
- RIEDO M., MILFORD C., SCHMID M., SUTTON M.A. (2002) : "Coupling soil-plant-atmosphere exchange of ammonia with ecosystem functioning in grasslands", *Ecol. Model.*, 158, 83-110.
- RYDEN J.C., BALL P.R., GARWOOD E.A. (1984) : "Nitrate leaching from grasslands", *Nature*, 311, 50-53.
- SCHMID M., NEFTEL A., RIEDO M., FUHRER J. (2001) : "Process-based modelling of nitrous oxide emissions from different nitrogen sources in mown grassland", *Nutr. Cycl. Agroecosys.*, 60, 177-187.
- SHEPHERD M.A., HATCH D.J., JARVIS S.C., BHOGAL A. (2001) : "Nitrate leaching from reseeded pasture", *Soil Use Manage.*, 17, 97-105.
- SIMON J.C., DE MONTARD F., LE CORRE L., PEPIN D. (1989) : "Rôle agronomique de la prairie dans la gestion du drainage des vers la nappe phréatique", *Fourrages*, 119, 227-241.
- SIMON J.C., VERTES F., DECAU M.L., LE CORRE L. (1997) : "Les flux d'azote au pâturage. I- Bilan à l'exploitation et lessivage du nitrate sous prairies", *Fourrages*, 151, 249-262.
- SMITH K.A., BECKWITH C.P., CHALMERS A.G., JACKSON D.R. (2002) : "Nitrate leaching following autumn and animal manures to grasslands", *Soil Use Manage.*, 18, 428-434.
- STOUT W.L., FALES S.A., MULLER L.D., SCHNABEL R.R., PRIDDY W.E., ELWINGER G.F. (1997) : "Nitrate leaching from cattle urine and feces in northwest USA", *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 61, 1787-1794.
- VERTES F., SIMON J.C., LE CORRE L., DECAU M.L. (1997) : "Les flux d'azote au pâturage. II- Etude des flux et de leurs effets sur le lessivage", *Fourrages*, 151, 263-280.
- VUICHARD N., SOUSSANA J.F., CIAIS P., VIOVY N., AMMANN C., CALANCA P., CLIFTON-BROWN J., FUHRER J., JONES M., MARTIN C. (2007a) : "Estimating the greenhouse gas fluxes of European grasslands with a process-based model: 1. Model evaluation from in situ measurements", *Global Biogeochem. Cycles*, 21, GB1004,1-GB1004.14.
- VUICHARD N., CIAIS P., VIOVY N., CALANCA P., SOUSSANA J.F. (2007b) : "Estimating the greenhouse gas fluxes of European grasslands with a process-based model: 2. Simulations at the continental level", *Global Biogeochem. Cycles*, 21, GB1005, 1-GB1005.13.



Association Française pour la Production Fourragère

La revue *Fourrages*

est éditée par l'Association Française pour la Production Fourragère

www.afpf-asso.org



AFPF – Centre Inra – Bât 9 – RD 10 – 78026 Versailles Cedex – France

Tél. : +33.01.30.21.99.59 – Fax : +33.01.30.83.34.49 – Mail : afpf.versailles@gmail.com

Association Française pour la Production Fourragère