HAL open science

# Performances des rotations à base de cultures fourragères en termes de gaz à effet de serre (GES) et bilan carbone

Abad Chabbi, Nimai Senapati, André Giostri, Francoise Vertès, Marco Carozzi, Gilles Lemaire, Francois Gastal, Sylvie Recous, Katja Klumpp, Raia Silvia Massad, et al.

**To cite this version:**

Abad Chabbi, Nimai Senapati, André Giostri, Francoise Vertès, Marco Carozzi, et al.. Performances des rotations à base de cultures fourragères en termes de gaz à effet de serre (GES) et bilan carbone. Fourrages, 2015, 223, pp.241-248. hal-01219585

**HAL Id: hal-01219585**

**https://hal.science/hal-01219585v1**

Submitted on 28 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

# Performances des rotations à base de cultures fourragères en termes de gaz à effet de serre (GES) et bilan de carbone

A. Chabbi[1, 2], N. Senapati[1], A. Giostri[1], F. Vertès[3], M. Carrozi[2], G. Lemaire[1], F. Gastal[4], S. Recous[5], K. Klumpp[6], R.S. Massad[2], C. Rumpel[2]

**La nécessité d'accroître la production agricole à travers le monde paraît en contradiction avec l'urgence de réduire les impacts environnementaux de l'agriculture intensive. Les systèmes intégrant agriculture et élevage sont une stratégie appropriée : les résultats expérimentaux de longue durée illustrent le potentiel de ces systèmes, de niveau supérieur de diversité.**

*RÉSUMÉ*

*L'intensification des systèmes, et leur spécialisation, conduit au découplage des cycles du carbone et de l'azote, favorisant les pertes dans l'environnement. Un compromis entre intensification et préservation de l'environnement est apporté par les systèmes avec rotations prairies - cultures annuelles. Les prairies permettent de stocker du C, limitent les flux d'azote vers l'eau du sol et l'air, même avec une fertilisation azotée de 100-200 kg N/an. Les phénomènes de réorganisation par les microbes du sol sont complexes et dépendent des conditions climatiques. Le retournement des prairies accélère brutalement la dégradation de la matière organique du sol mais son effet sur l'environnement peut être atténué. L'étude des flux de C et de N sur un dispositif de longue durée confirme ces résultats.*

*SUMMARY*

***Use of ley-arable rotations improves greenhouse gas (GHG) emissions and carbon balance***

*The intensification and specialisation of farming systems leads to the decoupling of the carbon and nitrogen cycles, which results in nutrients being lost to the environment. The use of ley-arable rotations can help strike a better balance between intensification and environmental preservation. Pastures can be used to enhance C storage and limit flows of N to wet soils and the air, even when nitrogen fertilisation levels reach 100-200 kg N/year. Soil bacteria process nutrients in complex, climate-dependent ways. When pastures are ploughed up, soil organic matter swiftly degrades; however, the resulting environmental effects can be mitigated. Research on C and N flows at a long-term study site supports these findings.*

La combinaison de l'intensification et de la simplification des systèmes agricoles, principalement dans les pays industrialisés, a généré des impacts extrêmement négatifs sur le sol, la qualité des eaux et l'environnement en général (Tilman *et al.*, 2002). La compétitivité sur le marché mondial semble être basée sur la spécialisation et l'augmentation de la taille des exploitations. Or, selon Lemaire *et al.* (2014), nous postulons que les impacts environnementaux négatifs engendrés par l'agriculture moderne sont davantage liés à la faible diversité au sein des systèmes de production (simplification) qu'à son niveau de productivité. De plus, la spécialisation

*AUTEURS*

1 : INRA, Unité de Recherches Pluridisciplinaires sur la Prairie et les Plantes Fourragères, F-86600 Lusignan ; abad.chabbi@lusignan.inra.fr

2 : INRA, UMR ECOSYS, F-78850 Thiverval-Grignon

3 : INRA, UE FERLUS, F-86600 Lusignan

4 : INRA, UMR SAS, 4, rue Stang Vihan, F-29000 Quimper

5 : INRA, UMR FARE, 2, Esplanade R. Garros, F-51100 Reims

6 : UREP Site de Crouel, F-63039 Clermont-Ferrand

*MOTS CLÉS* : Azote, carbone, expérimentation longue durée, fertilisation azotée, gaz à effet de serre, lessivage, matière organique, micro-organisme, nitrate, prairie, retournement du couvert végétal, rotation culturale, sol, stockage du carbone, système de culture.

*KEY-WORDS* : Carbon, carbon storage, crop succession, crop system, grassland, greenhouse - effect gas, leaching, long-duration expériments, microorganism, nitrate, nitrogen, nitrogen fertilisation, organic matter, ploughing-up of vegetal cover, soil.

*RÉFÉRENCE DE L'ARTICLE* : Chabbi A., Senapati N., Giostri A., Vertès F., Carrozi M., Lemaire G., Gastal F., Recous S., Klumpp K., Massad R.S., Rumpel C. (2015) : "Performances des rotations à base de cultures fourragères en termes de gaz à effet de serre (GES) et bilan de carbone", *Fourrages*, 223, 241-248.

des exploitations agricoles accroît les risques liés à la volatilité des prix (Milestadt *et al.,* 2012). Ainsi, le paradigme de spécialisation - intensification comme unique voie de développement agricole doit être remis en cause (Evans, 2009) en rompant le lien historique entre intensification et spécialisation et en cherchant à accroître la diversité au sein des systèmes de production, ce qui permettrait de réconcilier production agricole et qualité de l'environnement (Lemaire *et al.,* 2015). La simplification - spécialisation des systèmes de production agricole a été obtenue par la séparation entre élevage et production céréalière.

L'intensification séparée de ces deux systèmes aboutit, pour chacun et dans des régions différentes, à des impacts environnementaux (causé principalement par un découplage de C-N-P, voir ci-dessous) qui ne sont plus acceptables (Sutton *et al.*, 2011). **L'intensification écologique de l'agriculture nécessite la diversification à tous les niveaux d'organisation** : la parcelle, où les processus biogéochimiques opèrent ; l'exploitation, où les décisions de gestion sont prises ; le paysage, où les processus écosystémiques et les interactions entre les modes d'utilisation des terres se produisent ; et la région ou le continent, où les contraintes socio-économiques et politiques sont des forces motrices (Lemaire *et al.*, 2014). L'association de l'élevage des herbivores basé sur les prairies avec les systèmes de cultures annuelles permet d'augmenter le niveau de diversité. Grâce aux interactions spatiales et temporelles permises entre les divers composants des systèmes de culture, l'intégration agriculture - élevage permet de fournir un certain nombre de services écosystémiques essentiels tels que l'amélioration de la structure du sol, la qualité de l'eau, les cycles des éléments nutritifs, la séquestration de carbone et, *in fine,* la réduction des GES, toutes fonctions nécessaires à une production agricole durable.

Notre objectif dans cet article est d'**illustrer**, au moyen de résultats expérimentaux de longue durée, **l'effet de l'introduction de séquences de prairies dans les rotations céréalières sur la production de ces services écosystémiques**.

## 1. Enjeux du couplage des cycles biogéochimiques dans les prairies

Du point de vue des cycles biogéochimiques qui régulent les flux environnementaux vers l'atmosphère et vers l'hydrosphère, **la végétation herbacée pérenne des prairies permet un couplage étroit entre le cycle de C et le cycle de N**. Ce couplage se réalise à deux niveaux : grâce à la photosynthèse et à l'assimilation de l'azote produisant la matière organique et grâce à l'activité rhizosphérique qui favorise la synthèse de corps microbiens dans le sol (Murphy *et al.*, 2003). L'azote minéral, qui est soumis en permanence à l'absorption par les plantes et à la réorganisation par les microbes du sol, a donc un temps de résidence très faible dans le sol sous prairie, ce qui empêche son accumulation et évite donc les pertes par lixiviation. Cette capacité de « rétention » de l'azote par la prairie est elle-même déterminée par sa capacité de séquestration et stockage du carbone grâce au couplage intime entre les cycles de ces deux éléments. Lorsque la prairie est pâturée, il y a un découplage important de C et de N *via* la consommation de la plante par l'animal, qui va produire de l'azote et du carbone facilement disponibles sous des formes séparées (urine, fèces). **Le découplage C - N par les animaux**, que ce soit au pâturage ou à l'étable (effluents), **peut progressivement contrebalancer la capacité du couplage C - N du système sol - végétation, nécessitant un compromis entre la production et les objectifs environnementaux**.

Les rotations cultures céréalières - prairies permettaient de bénéficier des effets précédents des prairies (Sébillotte, 1980 ; Vertès *et al.*, 2007) et du recyclage de l'azote et d'autres éléments par les animaux au pâturage ou par l'application d'effluents animaux sur les cultures. Ces rotations ont été la base de ce qu'on appelle le « *ley farming* », type de systèmes agricoles développés depuis longtemps dans de nombreuses régions du monde. Ces systèmes, basés sur la rotation des cultures avec des légumineuses ou graminées étaient efficaces pour améliorer la structure et la fertilité du sol. Aujourd'hui, pour faire face au défi de la restauration de la qualité de l'environnement, la réintroduction des prairies dans les systèmes de grandes cultures offre un certain nombre de possibilités pour concilier la productivité avec les autres services écosystémiques (Franzluebbers *et al.*, 2011, 2012 ; Lemaire *et al.*, 2011).

## 2. Bénéfices permis par l'introduction de prairies temporaires dans les systèmes de culture

### Séquestration du carbone

Les surfaces en prairies sont reconnues pour accumuler de la matière organique (MO) dans les sols (Bouwman, 1990 ; Casella et Soussana, 1997) et donc stocker et séquestrer du carbone à relativement long terme, contribuant ainsi à limiter l'augmentation du $CO_2$ atmosphérique et ses conséquences en termes de réchauffement climatique. Cette capacité de stockage et de séquestration de carbone dans le sol est plus importante sous prairies que dans les terres cultivées (Conant *et al.*, 2001 ; Guo et Gifford, 2002 ; Vertès et Mary, 2007 ; Franzluebbers, 2010). Par ailleurs, **les rotations cultures céréalières - prairie peuvent favoriser une capacité de stockage intermédiaire de C** entre ces deux extrêmes en raison des conditions fluctuantes de la perte pendant la phase de récolte sous culture et le gain au cours des phases fourragères comme le montre la figure 1.

Le **retournement de la prairie** contribue à la redistribution des matières organiques des sols (MOS) de surface à l'intérieur de la couche arable, accélérant ainsi l'activité microbienne du sol et l'aération qui conduit à la

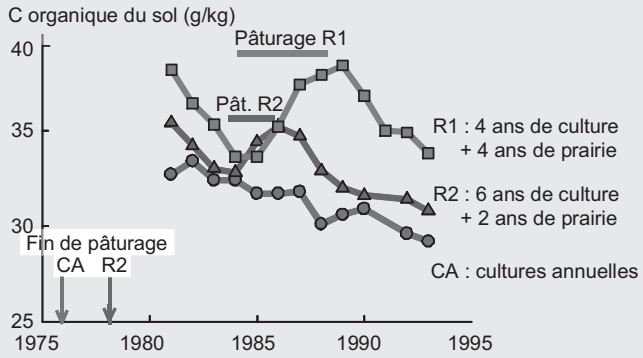


FIGURE 1 : **Effet à long terme des cultures annuelles et de 2 rotations cultures annuelles - prairie sur les teneurs en C organique dans un essai de longue durée en Argentine** (d'après STUDDERT *et al.*, 1997).

*FIGURE 1 :* ***Long-term effects of annual crops and 2 ley-arable rotations on organic C levels in a long-term experiment in Argentina*** *(after STUDDERT et al., 1997).*

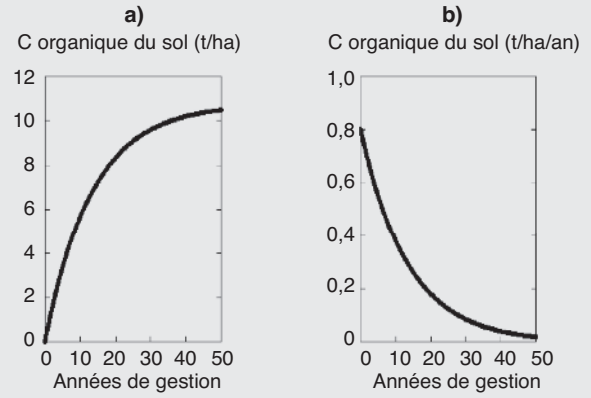


FIGURE 2 : **Evolution de l'accumulation du carbone organique (a) et taux annuel d'accumulation de C (b) sous prairie** (d'après FRANZLUEBBERS *et al.*, 2012).

*FIGURE 2 :* ***Changes in the accumulation of organic C (a) and the annual rate of C accumulation (b) in pastures*** *(after FRANZLUEBBERS et al., 2012).*

dégradation rapide et intense des MOS (RUMPEL, 2011). Les pertes de carbone augmentent avec la fréquence de travail du sol (CONANT *et al.*, 2007). Au cours de la phase de présence de la prairie, le sol accumule souvent le C à un rythme plus lent que le taux de perte de C sous culture après labour (ARROUAYS *et al.*, 2002 ; VERTÈS *et al.*, 2007 ; JONES et DONNELLY, 2004). Avec l'âge de la prairie, à modalités d'utilisation constantes, le taux d'accumulation de carbone du sol ralentit et se stabilise autour d'un seuil relativement constant (CONANT *et al.*, 2001 ; JONES et DONELLY, 2004 ; RUMPEL et CHABBI, 2010) (figure 2). Il s'avère donc que la capacité de séquestration de C dans les sols de prairies serait limitée dans le temps mais stable si elle est accompagnée d'une gestion judicieuse de la prairie (SMITH, 2014 ; RUMPEL *et al.*, 2015).

Le **système d'expérimentation SOERE-ACBB** (http://www.soere-acbb.com/ ; sites de Lusignan) a été conçu et est spécifiquement équipé pour évaluer l'effet de la gestion de la prairie temporaire sur le stockage - déstockage de C, l'émission de $N_2O$ par les bactéries du sol, les flux hydriques et leur qualité vers les nappes. Les premiers résultats montrent, en moyenne sur 6 années (2005-2010) de mesure en continu de flux de $CO_2$, que le stockage annuel net de C (NCS) est de l'ordre de 23 g C/m²/an (tableau 1). En revanche, le retournement de cette prairie et l'implémentation de la séquence de culture entre 2011-2013 (maïs, blé, orge) ont contribué à une perte nette de C de l'ordre de - 333 g C/m²/an (déstockage de C). Il est certain que cette perturbation a généré des pertes de C mais il faut aussi prendre en considération les conditions climatiques qui ont caractérisé cette période, notamment la sécheresse printanière de 2011-2012 (- 77 % et - 27 % par rapport à 2013). La prairie non retournée (traitement qui représente un « témoin ») a enregistré sur cette période une perte de C de l'ordre - 116 g C/m²/an, ce qui confirme la **grande sensibilité des processus de turnover des MOS aux conditions climatiques** et le caractère exceptionnel de cette période.

Ces résultats obtenus en termes de flux devront être corroborés par l'analyse des stocks de carbone du sol sur un pas de temps plus long. En effet, les mesures des flux et bilans de $CO_2$ conduits depuis 2005 sur les deux sites du SOERE-ACBB (résultats non montrés ici) ont permis d'identifier l'impact de différents modes de gestion de la prairie (fauche / pâture, intensification - chargement animal, retournement de la prairie et implémentation de la séquence de cultures annuelles) sur le stockage de C. Toutefois, cette approche des flux et bilans ne permet pas de déterminer la stabilité et la résilience du carbone stocké dans le sol, et ne permet donc pas d'évaluer la durabilité ou l'effet à long terme des modes de gestion. L'effet positif de la part des prairies sur les stocks de C et N du sol à moyen terme a été observé et modélisé par VERTÈS et MARY (2007 et 2014), sur un site où 30 ans de monoculture de

| (g C/m²/an) | Rotation Prairie - cultures | | Prairie non retournée |
|---|---|---|---|
| | Prairie, 6 ans (2005-2010) | Cultures, 3 ans (2011-2013) | (témoin), 3 ans (2011-2013) |
| Echange net d'écosystème (NEE) | 476 | 14 | 197 |
| Carbone exporté | - 453 | - 347 | - 313 |
| Stockage net de C (NCS) | 23 | - 333 | - 116 |

TABLEAU 1 : **Bilan de carbone d'une prairie de 6 ans et des 3 ans de culture qui lui ont succédé** (SENAPATI *et al.*, 2014).

*TABLE 1 :* ***Carbon balance for a 6-year-old pasture and for the crops grown there the next 3 years*** *(SENAPATI et al., 2014).*

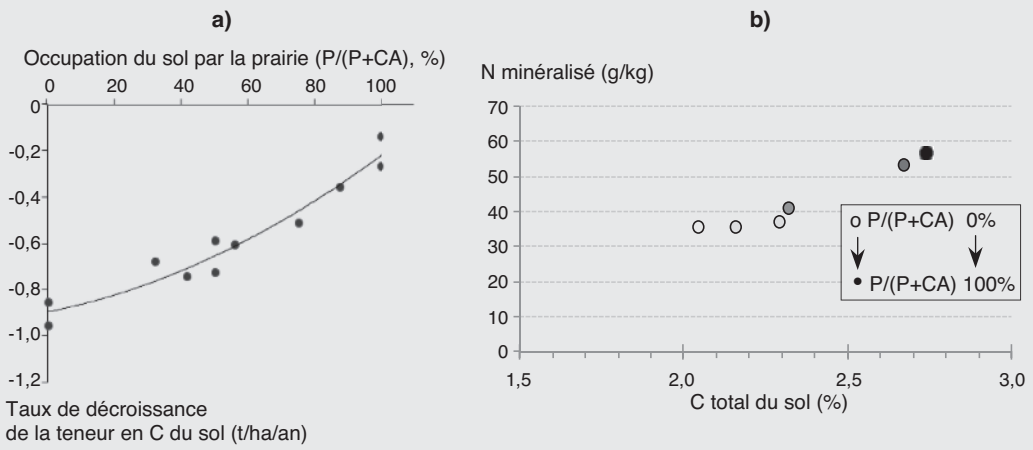


FIGURE 3 : **Part de prairie dans la rotation** (P/P+CA) **et stock de carbone organique du sol : a) évolution à long terme et b) effet sur la minéralisation d'azote** (d'après VERTÈS et MARY, 2014).

*FIGURE 3 : **Proportion of pasture included in the rotation** (P/P+CA) **and storage of organic carbon in the soil: a) long-term changes and b) effect on N mineralisation** (after VERTÈS and MARY, 2014).*

maïs ont entraîné une perte de 30 % du stock initial de carbone, alors que ce stock s'est maintenu sous prairies permanentes fauchées (figure 3). La teneur initiale élevée en matière organique du sol (environ 4,5 %) et l'exploitation en fauche des prairies expliquent le non-stockage de matière organique même sous prairies permanentes.

Une analyse des échantillons de terre après un cycle de rotation (3 ou 6 ans de prairies suivi par 3 années de cultures, site de Lusignan du dispositif SOERE ACBB) ne montre pas d'effets significatifs de la prairie dans les rotations (figure 4a) sur la teneur en C et N des sols sous culture. On note cependant une **relation significative entre la durée de la prairie temporaire et la quantité de l'azote potentiellement minéralisable** des années du sol sous prairie (figure 4b). Ceci indique que les teneurs en carbone dans les sols ne sont pas forcément une résultante des flux mesurés et que le fonctionnement microbien des sols pourrait être influencé par la présence d'une prairie dans les cultures.

## Lixiviation de nitrate

Le risque de lixiviation de nitrate est généralement faible si la fertilisation azotée et la charge animale sont maintenues à des niveaux raisonnables et/ou peu intensifs (SIMON *et al.*, 1997 ; LEDGARD *et al.*, 2009). Cependant, comme mentionné ci-dessus, le retournement de la prairie et le travail du sol peuvent induire des flux de $CO_2$ important mais aussi une minéralisation de l'azote qui présente potentiellement un risque de lessivage des nitrates (ERIKSEN et JENSEN, 2001 ; VERTÈS *et al.*, 2007).

Sur le site ACBB de Lusignan, KUNRATH *et al.* (2014) ont évalué la lixiviation de nitrate sous différentes chrono-séquences de rotations prairies - cultures. **La concentration en nitrate de l'eau drainée**, en moyenne sur huit années de mesure en continu, **était beaucoup plus faible sous prairie permanente** (prairie non retournée constituant le « témoin », G) que dans une succession maïs - blé - orge. **La qualité des eaux de drainage est bien**

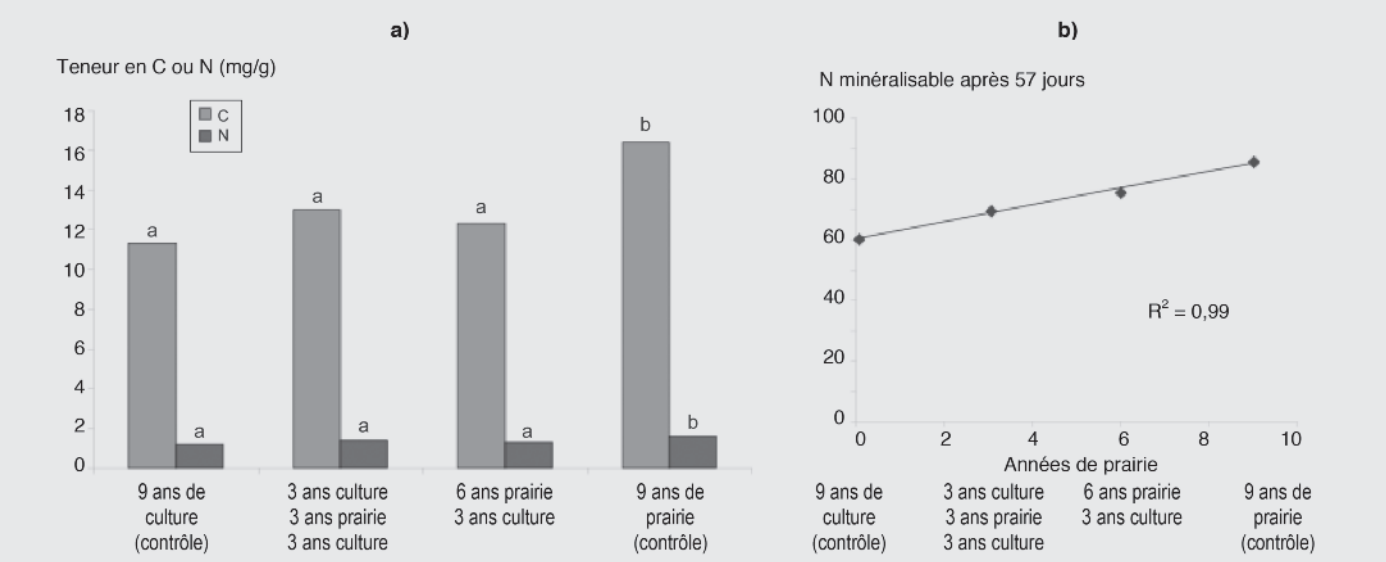


FIGURE 4 : **Evolution de la teneur des sols du SOERE ACBB** (site de Lusignan) **en C et N (a) et en N minéral potentiellement minéralisable (b) après 9 années de traitements**.

*FIGURE 4 : **Changes in levels of C, N (a), and potentially mineralisable N (b) in the soils of SOERE ACBB** (the Lusignan experimental site) **following 9 years of treatments**.*

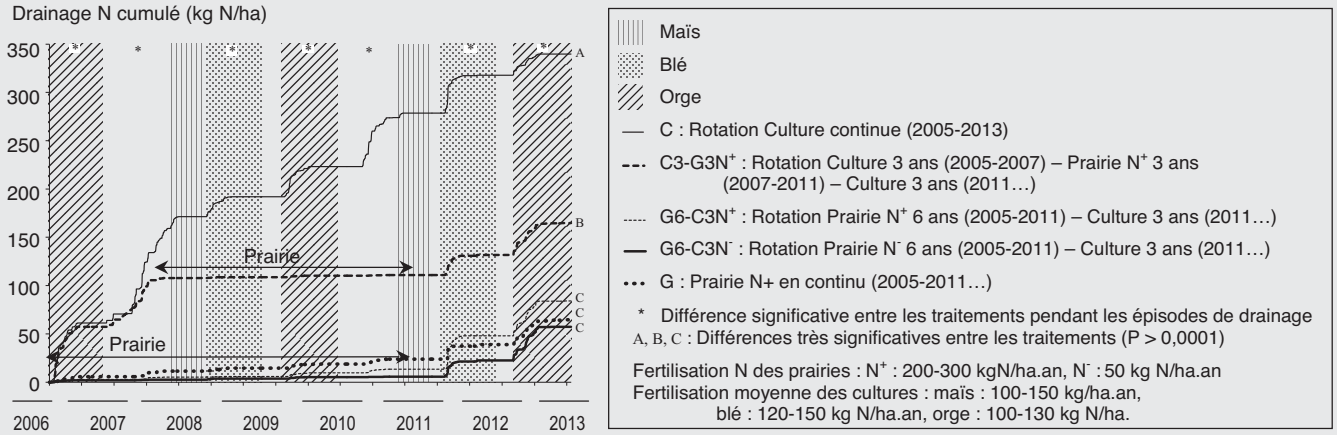


FIGURE 5 : **Drainage cumulé d'azote nitrique pour différents systèmes de culture** (d'après KUNRATH *et al.*, 2014).
*FIGURE 5 :* ***Cumulative leaching of nitrate in different crop systems*** *(after KUNRATH et al., 2014).*

**maîtrisée sous prairie fauchée même assez largement fertilisée** tandis qu'elle peut dépasser largement le seuil de potabilité sous un système de cultures annuelles malgré une fertilisation raisonnée ou conventionnelle, en particulier dans les zones à faible lame drainante. Le labour et la remise en culture d'une prairie fauchée ayant 3 ans d'âge n'occasionne pas de surplus de pertes nitriques par rapport à un système entièrement composé de cultures arables. Ainsi, une rotation de 3 ans de prairies intensives fauchées et 3 ans de cultures (maïs - blé - orge, C3-G3) permet d'abaisser de moitié la teneur moyenne des eaux drainées par rapport à un système arable pur (C, figure 5). La destruction de prairies de 5-7 ans avant un maïs engendre des flux de minéralisation généralement élevés (150 à 400 kg N/ha, VERTÈS *et al.*, 2007) plus ou moins utilisés selon les cultures suivantes (MORVAN *et al.*, 2000) et susceptibles de générer des pertes de nitrates. Néanmoins, rapportées à l'ensemble de la rotation, les pertes moyennes sous rotations cultures - prairies (fauchées ou à chargement modéré et non intensif) restent inférieures ou égales aux mêmes cultures en rotations sans prairies (GASCUEL *et al.*, 2011).

## Emission de protoxyde d'azote dans l'atmosphère

Le protoxyde d'azote ($N_2O$) est produit dans les sols, *via* les micro-organismes, par des phénomènes de dénitrification (réduction du nitrate $NO_3^-$ en diazote $N_2$) et de nitrification (transformation de l'ammonium $NH_4^+$ en nitrate $NO_3^-$). Son émission est fortement liée aux pratiques de fertilisation azotée minérale ou organique. Les émissions d'oxyde nitreux provenant des prairies sont généralement faibles mais, dans l'ensemble, peu d'informations sont disponibles sur les émissions de $N_2O$ lors du retournement de prairie et l'implémentation des rotations de cultures annuelles.

Les premiers résultats sur le site de Lusignan montrent que les flux instantanés de $N_2O$ varient de - 28,7 à 16,2 ng N/m²/s (nanogramme d'azote par mètre carré par seconde) sur la prairie fauchée (figure 6b), avec une moyenne journalière de 1,37 ± 2,49 ng N/m²/s (± 1s), alors qu'ils varient de - 10,5 à+ 12,2 ng N/m²/s, avec une moyenne journalière de 1,52 ± 1,85 ng N/m²/s pour les rotations prairie - culture (figure 6a). Les flux moyens de $N_2O$, 34 jours après la destruction de la prairie (figure 6a, phase L), sont de 5,43 ± 2,73 ng N/m²/s, alors qu'ils sont pour la même période de 1,32 ± 0,74 ng N/m²/s sur la prairie fauchée (figure 6b). Au cours de la période en maïs, les flux de $N_2O$ du sol varient fortement entre - 1,35 et+ 9,92 ng N/m²/s, avec une moyenne de 1,35 ± 1,44 ng

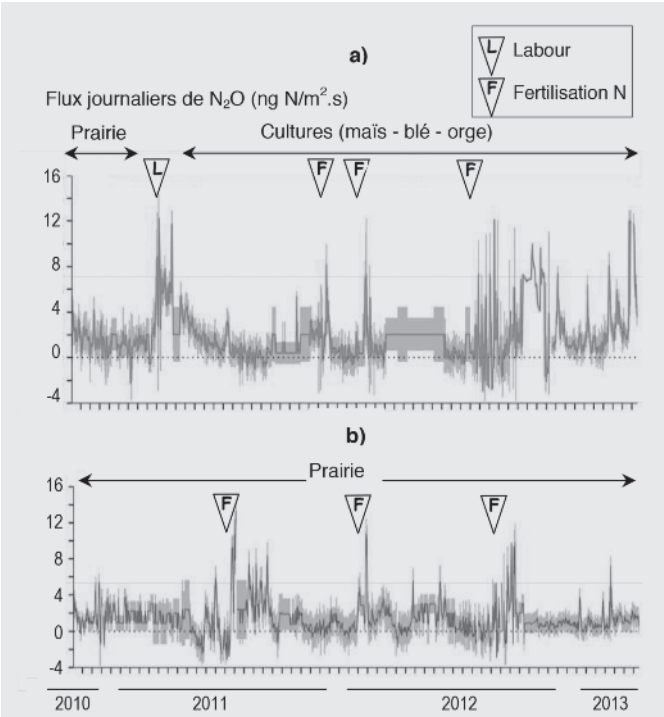


FIGURE 6 : **Flux journaliers de $N_2O$ pour a) une rotation prairie - cultures et b) une prairie continue.**
*FIGURE 6 :* ***Daily flows of $N_2O$ in a) a ley-arable rotation and b) a sustained pasture.***

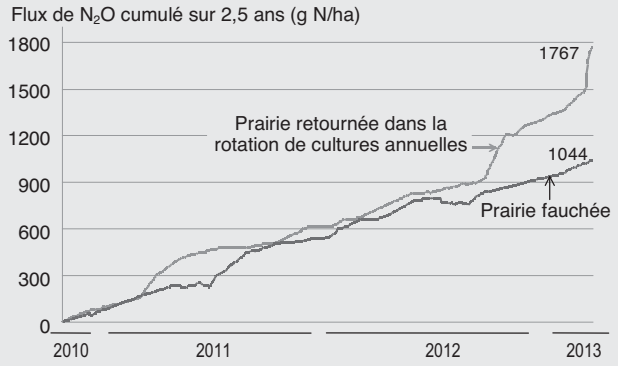


FIGURE 7 : **Flux de $N_2O$ cumulé sur 2,5 ans pour une prairie retournée et une prairie fauchée.**

*FIGURE 7 : **Cumulative $N_2O$ flows for a 2.5-year period for a ploughed-up pasture and a mowed pasture**.*

N/m²/s. Pour la culture de blé, les flux moyens de $N_2O$ sont proches de ceux observés pour le maïs (1,36 ± 1,37 ng N/m²/s).

Les résultats montrent que **le retournement de la prairie engendre une augmentation de l'émission de $N_2O$ pendant une période de 4 mois** par rapport à une prairie maintenue en fauche. Toutefois, les flux cumulés sur une période d'environ 3 ans sont plus élevés sur la prairie retournée que sur la prairie fauchée (figure 7). Ils sont de 1 767 g N/ha sur les rotations avec prairie et de 1 044 g N/ha sur la prairie fauchée, ce qui correspond à 527 kg d'équivalent C/ha pour la rotation avec prairie labourée et 311 kg d'équivalent C/ha pour la prairie fauchée. Les quantités élevées de fertilisation azotée reçues par la prairie et le découplage de C et N dans la culture sont probablement la cause majeure des émissions de $N_2O$ observées sur les deux systèmes. D'une manière générale, **les pertes de $N_2O$ des prairies restent inférieures à celles enregistrées sous cultures annuelles** eu égard aux doses de fertilisation apportées.

Ces résultats indiquent que **les prairies au sein de rotations** de cultures annuelles **peuvent être gérées de façon assez intensive** (production de 150 ± 58 t MS/ha/an avec 200-300 kg N/ha/an pour $N^+$) **sans perdre leur capacité de régulation** des émissions vers l'atmosphère et vers l'hydrosphère. Une plus grande utilisation des légumineuses dans les prairies semées devrait contribuer à accroître cette capacité de régulation des prairies, non seulement du fait d'une diminution de l'utilisation des engrais azotés mais aussi du fait d'un plus fort couplage C-N par la végétation et les microbes du sol (VERTÈS *et al.*, 2015, cet ouvrage). Des études en cours visent à évaluer les conséquences du couplage C-N dans les différents compartiments de la matière organique des sols et leur temps de résidence en comparant l'évolution du sol des prairies à base de légumineuses à des graminées fortement fertilisées, durant la phase « prairie » puis en analysant des arrière-effets de la prairie sur les rotations de cultures annuelles après leur retournement.

Par ailleurs, pour maintenir et à terme augmenter le potentiel de puits de carbone des prairies, il existe deux verrous principaux : (i) une grande incertitude concernant la quantification des flux couplés de carbone et d'azote dans les systèmes prairiaux et (ii) un manque d'évaluation des émissions de GES en réponse aux différentes pratiques agricoles. La résolution de ces deux points nécessite une modélisation intégrée des émissions des GES, du stockage du carbone, tout en prenant en compte les flux C et N liés aux couverts de prairies et cultures. Afin de réduire l'incertitude sur les prédictions des émissions de GES et de stockage du C et N dans les agroécosystèmes, une critique des modèles existant et leur confrontation avec des mesures collectées au sein des SOERE s'impose. Ainsi, à l'aide d'un modèle couplé de prairie (PaSIM : VUICHARD *et al.*, 2007 ; GRAUX *et al.*, 2011) et de cultures (CERES-EGC : GABRIELLE *et al.*, 2006), nous pourrons à la fois tester l'impact de différents scénarios de gestion agricoles et de rotations prairies - cultures sur les émissions de GES, mais aussi pour prédire l'impact des changements climatiques futurs sur ces mêmes émissions.

## Conclusions et perspectives

En raison de leurs atouts, les prairies temporaires semées peuvent jouer un rôle bénéfique dans la durabilité agronomique, économique et environnementale des systèmes de polyculture - élevage en permettant une atténuation importante des impacts environnementaux négatifs liés à l'intensification de la production agricole. Le défi posé à la recherche dans ce domaine est de maximiser l'effet « prairie » sur la séquestration du carbone tout en minimisant i) les risques d'émission de $N_2O$ liés notamment aux apports d'engrais azotés et à la gestion des déjections animales et ii) les inévitables émissions de $CO_2$ et les risques de lixiviation du nitrate lors du retournement de la prairie. La prairie temporaire présente des services agroécologiques spécifiques comparés aux prairies permanentes semi-naturelles. Les cycles prairie - culture, qui la caractérisent, déterminent des impacts spécifiques sur l'environnement physique (cycles de stockage - déstockage des MOS, d'émissions atmosphériques) et sur l'environnement biologique (dynamique de la biodiversité) qui dépendent de leurs caractéristiques de durée, de régime d'exploitation (fauche - pâture), du niveau d'intensification (entrées d'azote) et du choix des espèces et variétés implantées, notamment l'équilibre graminées - légumineuses et la diversité fonctionnelle.

Afin de développer des techniques de gestion permettant de maximiser les services écosystémiques rendus par les prairies temporaires, la compréhension des processus à court terme et leur modélisation à plus long terme doit être améliorée. Cette amélioration implique la prise en compte de différentes échelles d'espace et de temps, pertinentes pour la gestion des prairies et l'alternance entre prairies et cultures et *vice versa*.

Bien que les avantages des rotations prairies - cultures en termes de fertilité et de structure du sol soient

connus depuis longtemps, il y a maintenant une convergence des observations expérimentales démontrant que de nombreux avantages supplémentaires peuvent résulter de la (re)mise en place de prairies au sein du système de grandes cultures, en particulier pour la protection de l'environnement physique et biologique des sols mais aussi pour réduire des pertes de nitrates et les émissions de GES. Cette stratégie offre des opportunités réalistes pour concilier la productivité avec d'autres services écosystémiques. Jusqu'à présent, les systèmes mixtes de prairies et cultures ont pour la plupart été examinés et mis au point au niveau de l'exploitation, mais des initiatives existent également à des échelles supérieures, notamment au niveau du territoire, comme exploré par exemple dans le programme ANR Acassya (Gascuel *et al.*, 2015) et dans le projet européen CANTogether (Crop and Animal Together, Moraine *et al.*, 2014). Cependant, dans la plupart des régions où la production intensive de céréales s'est développée, la production animale a été abandonnée en raison des contraintes de travail et d'une plus faible rentabilité associées à l'élevage puis de la disparition locale des filières, tandis qu'à l'inverse l'élevage s'est concentré dans d'autres régions (par exemple le Grand-Ouest) comme expliqué par Peyraud *et al.* (2014). En l'absence d'herbivores pour valoriser la production d'herbe, il est difficile d'argumenter le maintien ou la réintroduction des prairies au sein des systèmes agricoles. Néanmoins, des prospectives en cours étudient l'intérêt et les conditions de mise en œuvre de tels scénarios (par exemple Billen *et al.*, 2015).

Intervention présentée aux Journées de l'A.F.P.F.,
"La fertilité des sols dans les systèmes fourragers",
les 8 et 9 avril 2015

***Remerciements** : Nous remercions l'ADEME pour le financement du projet AEGES dans le cadre de l'appel d'offre REACTIFF, l'INRA, INSU et Allenvi pour le financement de base du dispositif ACBB.*

## *RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES*

Arrouays D., Balesdent J., Germon J.C., Jayet P.A., Soussana F., Stengel P. (2002) : *Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ?,* Expertise scientifique collective, INRA éd., 332 p.

Billen G., Lassaletta L., Josette G. (2015) : "A vast range of opportunities for feeding the world in 2050: trade-off between diet, N contamination and international trade", *Environmental Research Letters*, 10. doi:10.1088/1748-9326/10/2/025001

Bouwaman A.F. (1990) : "Exchanges of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere", *Soils and the greenhouse effect*, A.F. Bouwman ed., John Wiley and Sons, Chichester, U.K., 61-127.

Casella E., Soussana J.F. (1997) : "Long-term effect of $CO_2$ enrichment and temperatureincrease on the carbon balance of temperate grass sward", *J. experimental Botany*, 48, 1309-1321.

Conant R.T., Paustian K., Elliott E.T. (2001) : "Grassland management and conversion into grassland: Effects on soil carbon", *Ecol. Appl.*, 11, 343-355.

Conant R.T., Easter M., Paustian K., Swan A., Williams S. (2007) : "Impacts of periodic tillage on soil C stocks: A synthesis", *Soil Tillage Res.,* 95, 1-2.

Eriksen J., Jensen L.S. (2001) : "Soil respiration, nitrogen mineralisation and uptake in barley following cultivation of grazed grasslands", *Biol. Fertil. Soils*, 33, 139-145.

Evans N. (2009) : "Adjustment strategies revisited: agricultural change in the Welsh Marches", *J. Rural Studies*, 25, 217-230.

Franzluebbers A.J. (2010) : "Achieving soil organic carbon sequestration with conservation agricultural systems in the southeastern United States", *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 74, 347-357.

Franzluebbers A.J., Sulc R.M., Russelle M.P. (2011) : "Opportunities and challenge for integrating North-American crop and livestock systems", Lemaire G., Hodgson J., Chabbi A. (eds), *Grassland productivity and ecosystem services*, CAB Int., Wallingford, UK, 208-218.

Franzluebbers A.J., Paine L.K., Winsten J.R., Krome M., Sanderson M.A,. Ogles K., Thompson D. (2012) : "Well-managed grazing systems: A forgotten hero of conservation", *J. Soil Water Conserv.*, 67, 100a-104a.

Gabrielle B., Laville P., Henault C., Nicoullaud B., Germon J.C. (2006) : "Simulation of nitrous oxide emissions from wheat-cropped soils using CERES", *Nutrient Cycling Agroecosys.*, 74, 133-146.

Gascuel C., Ruiz L., Vertès F. (coord.) (2015) : *Comment réconcilier agriculture et littoral ? vers une agroécologie des territoires*, éd. Quae, coll. Matière à débattre & décider, 151 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", *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 144 (1), 69-91.

Guo L.B., Gifford R.M. (2002) : "Soil carbon stocks and land use change: A metaanalysis", *Global Change Biol.*, 8, 345-360.

Jones M.B., Donnelly A. (2004) : "Carbon sequestration in temperate grassland ecosystems and the influence of management, climate and elevated $CO_2$", *New Phytol.*, 164, 423-439.

Kunrath T.R., de Berranger C., Charrier X., Gastal F., Carvalho P.C.F., Lemaire G., Emile J.C., Durand J.C. (2014) : "How much do sod-based rotations reduce nitrate leaching in a cereal cropping system?", *Agricultural Water Management*, 150, 46-56.

Ledgard S., Schils R., Eriksen J., Luo J. (2009) : "Environmental impacts of grazed clover/grass pastures", *Irish J. Agric. Food Res.*, 48, 209-226.

Lemaire G., Hodgson J., Chabbi A. (2011) : "Food security and environmental impacts –Challenge for grassland sciences », *Grassland Productivity and Ecosystem Services*, CAB Int., Wallingford, UK, pp. xiii-xvii.

Lemaire G., Franzluebbers A., Carvalho P.C.F., Dedieu B. (2014) : "Integrated crop–livestock systems Strategies to achieve synergy between agricultural production and environmental quality", *Agric. Ecosyst. Environ.*, 190, 4-8.

Lemaire G., Gastal F., Franzluebbers A., Chabbi A. (2015) : "Grassland-cropping rotations: An avenue for agricultural diversification to reconcile high production with environmental quality", *Environm. Management*, sous presse.

Milestadt R., Dedieu B., Darnhofer I., Bellon S. (2012) : "Farms and famers facingchange: the adaptive approach", Darnhofer I., Gibbon D., Dedieu B. (eds), *Farming systems research into the 21st century: The new dynamic*, Springer, 365-385.

Moraine M., Duru M., Nicholas P., Leterme P., Therond O. (2014) : "Farming system design for innovative crop-livestock integration in Europe", *Animal*, 8, 8, 1204-1217.

Morvan T., Alard V., Ruiz L. (2000) : "Intérêt environnemental de la betterave fourragère", *Fourrages*, 163, 315-322.

Murphy D.V., Recous S., Stockdale E.A., Fillery I.R.P., Jensen L.S., Hatch D.J., Goulding W.T. (2003) : "Gross nitrogen fluxes in soil: theory, measurement and application of 15N pool dilution techniques", *Adv. Agron.*, 79, 69-119.

Peyraud J.L., Celllier P., Donnars C., Vertès F. (coord.) (2014) : *Réduire les pertes d'azote en élevage*, éd. Quæ, coll Matière à débattre & décider, 115 p.

Rumpel C. (2011) : "Carbon storage and organic matter dynamics in grassland soils", Lemaire G., Hodgson J., Chabbi A. (eds), *Grassland productivity and ecosystem services*, CABI, 65-72.

Rumpel C., Chabbi A. (2010) : "Response of bulk chemical composition, lignin and carbohydrate signature to grassland conversion in a ley-arable cropping system", *Nutrient cycling in Agro-Ecosystem*, 88, 173-182.

Rumpel C., Crème A., Ngo P.T., Valesquez G, Mora M.L., Chabbi A. (2015) : "The impact of grassland management on biogeochemical cycles involving carbon, nitrogen and phosphorus", *J. Soil Science and Plant Nutrition,* 15, 353-371.

Sébillotte M. (1980) : "Rôles de la prairies dans la succession culturale", *Fourrages*, 83, 79-124.

Senapati N., Chabbi A., Gastal F., Smith P. Mascher N., Loubet B., Cellier P., Naisse C. (2014) : "Net carbon storage measured in a mowed and grazed temperate sown grassland shows potential for carbon sequestration under grazed system", *Carbon Management*, 5, 131-144.

Simon J.C., Decau M.L.,Vertès A. (1997) : "Chargement animal et pollution nitrique sous prairie", *Courrier de l'environnement INRA*, 30, 29-34.

Smith P. (2014) : "Do grasslands act as a perpetual sink for carbon?", *Global Change Biology*, 20, 2708–2711.

Studdert G.A., Echeverria H.E., Casanovas E.M. (1997) : "Crop–pasture rotation for sustaining the quality and productivity of a Typic Argiudoll", *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 61, 1466–1472.

Sutton M.A., Howard C.M. *et al.* (2011) : *The European nitrogen assessment. Sources, effects and policy perspectives,* Cambridge, Cambridge University Press.

Tilman D., Cassman K.G., Matson P.A., Naylor R., Polasky S. (2002) : "Agricultural sustainability and intensive production practices", *Nature*, 418, 671-677.

Vertès F., Mary B. (2007) : "Modelling the long term SOM dynamics in fodder rotations with a variable part of grassland", A. Chabbi (Ed), *Proc. Int. Symp. on Organic matter dynamics in agroecosystems*, 16-19 July, Poitiers (France), Odin Publishers, France, 549-550.

Vertès F., Mary B. (2014) : ""Part of grassland in ley-arable rotations is a proxy for predicting long term soil organic matter dynamics", *Proc. 18th Nitrogen Workshop,* 30 june-3 july 2014, Lisboa, 347-348.

Vertès F., Hatch D., Velthof G., Taube F., Laurent F., Loiseau P., Recous S. (2007) : "Short-term and cumulative effects of grassland cultivation on nitrogen and carbon cycling in ley-arable rotations", *Grassland Science in Europe*, 12, 227-246.

Vertès F., Jeuffroy M.H., Louarn G., Voisin A.S., Justes E. (2015) : "Légumineuses et prairies temporaires : des fournitures d'azote pour les rotations", *Fourrages*, 223, 221-232.

Vuichard N., Ciais P., Viovy N., Calanca P., Soussana J.F. (2007) : "Estimating the greenhouse gas fluxes of European grasslands with a process-based model: 2. Simulations at the continental level", *Global Biogeochem. Cycles*, 21, GB1005.

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