HAL open science

Cycle du carbone et risques environnementaux dans les écosystèmes prairiaux

Abad Chabbi, Pierre Cellier, Cornelia Rumpel, Francois Gastal, Gilles Lemaire

To cite this version:

Abad Chabbi, Pierre Cellier, Cornelia Rumpel, Francois Gastal, Gilles Lemaire. Cycle du carbone et risques environnementaux dans les écosystèmes prairiaux. Innovations Agronomiques, 2012, 22, pp.17-30. 10.17180/2384-1423 . hal-01019029

HAL Id: hal-01019029

https://hal.science/hal-01019029v1

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.

Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License

Innovations Agronomiques 22 (2012), 17-30

Cycle du carbone et risques environnementaux dans les écosystèmes prairiaux

Chabbi A.[1,3*], Cellier P.[2], Rumpel C.[3], Gastal F.[1], Lemaire G.[1],

1 INRA, UR0004 Prairies et Plantes Fourragères, 86600 Lusignan, France
2 INRA, UMR 1091 Environnement et Grandes Cultures, 78850 Thiverval-Grignon, France
3 CNRS, UMR 7618 Biogéochimie et Ecologie des Milieux continentaux, 78850 Thiverval-Grignon, France

*Correspondance : abad.chabbi@lusignan.inra.fr

Résumé

Au sein des territoires de polyculture-élevage, la prairie et les cultures fourragères pérennes jouent un rôle essentiel dans certaines fonctions environnementales, (i) maintien de la qualité des sols, (ii) régulation du cycle de l'azote et du carbone (iii) séquestration du carbone dans les sols (iv) maintien de la biodiversité …. Or, la gestion et la conduite de la praire peuvent avoir des conséquences sur les couplages et découplages entre cycles de C et N, et *in fine* sur la séquestration et stockage de C dans le sol, les émissions de GES et la pollution des eaux souterrains. Une intégration intelligente des cultures et des systèmes d'élevage pourrait assurer la durabilité des agroécosystèmes et garantir les services environnementaux et écologiques attendus.

Mots-clés : prairie, carbone, azote, matière organique, cycles biogéochimique, occupation du sol

Abstract: Carbon cycle and environmental risks in grassland ecosystems

In landscapes with alternation of crop land and grazing, grasslands play a fundamental role in safeguarding certain environmental functions such as (i) maintenance of soil quality, (ii) regulation of carbon and nitrogen cycles, (iii) carbon sequestration in soils, (iv) maintenance of biodiversity… Grassland management has an impact on coupling and decoupling of C and N cycles, C sequestration in soils, greenhouse gas emissions and groundwater pollution. Therefore, an integrated management of croplands and grasslands and the establishment of temporary grasslands may be beneficial for the sustainability of agroecosystems and their associated environmental and ecological services.

Keywords: Grasslands, carbon, nitrogen, soil organic matter, land use, biogeochemical cycles

Introduction

Autrefois, la durabilité de la production agricole était assurée grâce à l'introduction des prairies, liée à une association avec l'élevage, dans les rotations céréalières (Chazal et Dumont, 1955). A cette notion ancienne, le concept actuel de durabilité rajoute une dimension environnementale, territoriale et sociale. Il ne s'agit plus seulement de produire durablement des denrées agricoles, mais encore de mettre en œuvre des formes de production agricole qui participent effectivement à des modes de développement durable des territoires ruraux. Les rotations cultures céréalières-prairies permettaient de bénéficier des effets précédents des prairies (Sébillotte, 1980) 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. Cependant, l'utilisation d'intrants externes a permis l'intensification de la production et rompu en grande partie cette relation de dépendance réciproque, du moins à court terme. De plus, différentes

considérations d'ordre économique et social ont conduit à une forte spécialisation des exploitations. Ceci a abouti à une uniformisation des modes d'occupation des sols sur de vastes régions en Europe.

Les surfaces en prairies sont reconnues comme ayant des impacts environnementaux généralement positifs au sein des territoires. En effet, les prairies permettent d'accumuler de la matière organique (MO) dans les sols (Bouwman, 1990, Casella et Soussana, 1997) et donc de stocker et séquestrer du carbone à relativement long terme contribuant ainsi à limiter l'augmentation du CO_2 atmosphérique et ses conséquences en terme de réchauffement climatique. La couverture végétale permanente du sol par la végétation prairiale permet aussi de réguler le cycle de l'eau en limitant le ruissellement et en favorisant l'infiltration des pluies ce qui se traduit par une limitation des risques d'érosion (Sébillotte 1980). Par là-même, elle protège également les eaux superficielles des pollutions phosphatées et des pesticides introduits dans les systèmes cultivés (Benoit et al. 2000). De plus, la permanence d'une couverture végétale et d'une activité rhizosphérique permet de réguler le cycle de l'azote en assurant un couplage étroit avec celui du carbone ce qui limite fortement les risques de lixiviation du nitrate vers les nappes et contribue donc efficacement à la protection de la qualité des aquifères (Butterbach-Bahl et al., 2011). Elle peut cependant être importante sous prairies pâturées lorsque le chargement animal est élevé (Garwood et al. 1986 ; Vertès et al., 2008) du fait des rejets de N extrêmement localisés. De plus, la végétation prairiale entretient une diversité de la microflore et de la microfaune, et réciproquement, les communautés microbiennes et faunistiques du sol modifient la disponibilité des nutriments et les propriétés physiques des sols (Lavelle et al. 1997; Cannavacciulo et al. 1998). Ces phénomènes persistent dans les sols au-delà de la remise en culture de la prairie et contribuent à l'amélioration de la qualité des sols. La végétation prairiale est elle-même source de biodiversité qu'elle soit héritée d'une dynamique d'évolution floristique liée aux modes de gestion dont elle est ou a été l'objet comme dans le cas des prairies permanentes, ou qu'elle soit induite par des choix raisonnés de mélanges d'espèces et de génotypes dans le cas des prairies temporaires semées. Enfin, l'accumulation de matières organiques sous prairie peut contribuer au piégeage à long terme de certains xénobiotiques (pesticides et/ou métaux traces) qui sont introduits dans les sols durant les phases de culture.

L'ensemble de ces services environnementaux et écologiques attendus de la prairie s'analyse le plus souvent à l'échelle locale de la parcelle agricole. Si la prairie apparaît globalement comme un mode d'occupation du sol ayant des effets environnementaux plutôt positifs, le sens de ces effets et leurs intensités dépendent des modalités de conduite de la prairie (fauche *vs.* pâturage, niveau de chargement, nature et quantité des apports fertilisants, légumineuses *vs.* graminées) et des modalités d'insertion de ces prairies dans les rotations. Il est cependant important de souligner aussi l'impact des prairies à l'échelle du paysage en synergie avec les autres éléments fixes comme les bois, bosquets, haies, bords de champs et de chemins qui constituent au sein des zones cultivées des zones refuges indispensables pour tout un cortège d'espèces animales qui constituent une partie de la biodiversité à l'échelle d'un territoire. En particulier, les modalités de la gestion des prairies et leurs effets sur le couplage et découplage entre cycles de C et N restent à explorer afin de mieux comprendre les relations GES et dynamique des matières organiques et stockage de carbone.

Cet article vise à montrer comment les cycles du carbone et de l'azote sont étroitement associés au sein des prairies, et à décrire les processus et les modes de gestion qui conduisent aux stockage de carbone. On exposera dans un premier temps comment les cycles du carbone et de l'azote peuvent être couplés et découplés au sein des systèmes d'élevage utilisant des prairies, pour ensuite analyser comment la gestion des prairies peut influencer la dynamique des matières organiques des sols et enfin analyser plus précisément les mécanismes de stabilisation et de déstabilisation du carbone sous différentes conduites contrastées des prairies. Les processus spécifiques opérant dans les sols des prairies seront comparés à ceux sous d'autres usages. En outre, les différentes sources d'apport de carbone et leur capacité à être séquestrées dans le sol seront discutées.

Couplage et découplage des cycles biogéochimiques dans les sols de 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 en fait à deux niveaux : grâce à la photosynthèse et à l'assimilation de l'azote produisant la MO, et à l'activité rhizosphérique qui favorise la synthèse de corps microbiens dans le sol (Murphy et al., 2003). Ceci explique la très faible durée de vie de l'azote minéral dans les sols de prairie du fait des flux importants d'absorption par la végétation et de réorganisation, et donc les faibles taux de lixiviation du nitrate sous végétation. Cette capacité de « rétention » de l'azote par la prairie est elle-même déterminée par sa capacité de stockage et de séquestration 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 par l'animal via la consommation de la plante par l'animal, qui va produire de l'azote et du carbone facilement disponibles sous des formes séparées. Le découplage C-N par les animaux peut progressivement contrebalancer la capacité du couplage C-N du système sol-végétation, pouvant nécessiter un compromis entre la production et les objectifs environnementaux. Environ 70% du carbone ingéré par les animaux au pâturage est libéré dans l'atmosphère sous forme de dioxyde de carbone (CO_2) dans la respiration et le méthane (CH_4) dans la fermentation du rumen (Parsons et al., 2011). Avec des prairies fertilisées, 60 à 80% de l'azote qui retourne au sol est sous une forme très labile et peu couplée au carbone (azote de l'urine) (Peyraud et al., 1997), produisant des émissions d'ammoniac et des spots de forte minéralisation qui sont potentiellement source de lixiviation de nitrate ou/et d'émission de N_2O. Lorsque des prairies sont conduites intensivement au pâturage, au-delà d'un certain niveau de chargement animal, on observe une augmentation rapide de la concentration en azote minéral dans le sol et des pertes par lixiviation (Jarvis, 1999). Le chargement animal est un bon indicateur du risque de pollution (Simon et al., 1997). Ce phénomène est observable quelque soit la source d'azote qui permet d'intensifier le système, engrais minéraux ou organiques ou fixation symbiotique d'azote par les légumineuses : des prairies gérées intensivement grâce à une proportion importante de trèfle blanc ont un potentiel de pollution nitrique équivalent aux prairies de graminées pures fertilisées lorsqu'elles sont comparées à même chargement animal (Eriksen et al., 2010). Quant aux émissions de N_2O par les sols de prairie, elles sont assez difficiles à évaluer (Fléchard et al., 2007). Elles varient entre 0.3-18.16 N_2O-N ha^{-1} pour des prairies fertilisées et 0.10 et 1.30 kg N_2O-N ha^{-1} pour des prairies comprenant des légumineuses (Jensen et al., 2012). C'est donc l'intensité de la restitution locale de N par l'animal qui, dépassant alors le potentiel de recouplage C-N de la végétation, engendre cet accroissement des risques de pollution. Des pratiques raisonnées permettent de limiter fortement ces risques (Tyson et al., 1997 ; Jarvis, 1999).

En prairie exploitée par la fauche, le découplage C-N par l'animal se réalise au sein des bâtiments d'élevage. Il est alors possible de maximiser le couplage C-N à l'échelle de la parcelle en intensifiant la production de biomasse végétale sans risque majeur sur les flux environnementaux. Ces pertes doivent être réduites du fait du faible temps de résidence du nitrate dans le sol. Les intrants azotés pourront

d'ailleurs être remplacés par l'utilisation de légumineuses adaptées à la fauche comme la luzerne et le sainfoin associés à des graminées dans des mélanges plus ou moins complexes permettant d'héberger une grande biodiversité. Il s'agira alors de gérer ces parcelles de prairies de fauche de manière à optimiser l'antagonisme entre biomasse produite et valeur alimentaire inhérent à toute production fourragère en fonction des objectifs de production du système d'élevage choisi et donc de ses exigences. Le problème du découplage C-N est alors reporté au niveau de la maîtrise de la chaîne de production, stockage et épandage des effluents d'élevage mise en place dans le système d'élevage (Mosier, 2002 ; Peyraud et al., 2012). La possibilité d'un recouplage C-N partiel par adjonction de carbone sous forme de paille et la fabrication de fumiers plus ou moins compostés devrait permettre *a priori* une meilleure maîtrise des émissions gazeuses à partir des bâtiments d'élevage et des aires de stockage, ainsi qu'une meilleure maîtrise du recyclage de N dans les systèmes de culture (Béline et al., 2012), mais il existe peu d'évaluations chiffrées de ces émissions en fonction des différents types de bâtiments et bien des incertitudes existent sur les bilans respectifs des voies « solides » et « liquides » de gestion des effluents d'élevage. Dans un système d'élevage privilégiant la fauche, l'épandage des déjections peut être réalisé sur l'ensemble de la surface de l'exploitation, prairies fauchées et cultures annuelles, limitant ainsi la « pression polluante » en permettant d'optimiser le recouplage C-N par des différents peuplements végétaux tout au long de l'année.

Au-delà de cette différence fondamentale entre prairie fauchée et prairie pâturée vis-à-vis de l'azote, peu d'informations sont disponibles sur leurs capacités respectives à séquestrer le carbone dans le sol et sur l'influence de la fertilisation azotée. Dans les systèmes pâturés, l'animal consomme une proportion variable de la biomasse élaborée. Lorsque le pâturage est continu (l'animal reste sur la parcelle et consomme l'herbe au fur et à mesure qu'elle pousse) la proportion qui est consommée dépend directement du chargement animal (nombre d'animaux par ha). Cependant, lorsque le chargement augmente, l'indice foliaire du couvert végétal diminue et de ce fait la croissance de l'herbe diminue. Donc lorsqu'on augmente le chargement il y a un "trade-off" entre (i) la croissance de l'herbe qui diminue et (ii) la proportion d'herbe qui est consommée par l'animal qui augmente. Ainsi, la quantité d'herbe consommée par ha qui est le produit de ces deux variables commence par augmenter avec le chargement puis passe par un maximum avant de diminuer. Ce maximum correspond au chargement optimum et à une efficacité de consommation de l'herbe de 60-70% environ (Mazzanti et al. 1994, Lemaire et al. 2009). Si on veut augmenter cette efficacité au delà de cet optimum avec un chargement plus élevée, on peut atteindre en effet 80-90% (et même théoriquement 100%, Lemaire et al. 2009), mais alors on va fortement pénaliser la croissance de l'herbe, les feuilles sont alors consommées trop rapidement et on est en situation de surpâturage ce qui peut engendrer à moyen et long terme des différences importantes dans la dynamique des matières organiques dans le sol (Jobbagy et Jackson, 2000). De même, lorsque les déjections sont collectées et transformées (lisier, méthanisation, fumier, compost), la dynamique des matières organiques des sols (MOS) à moyen terme dépendra des pratiques agricoles, notamment de leur capacité à valoriser l'azote que ces effluents contiennent.

Influence de la gestion de la prairie sur la dynamique des MOS

La MOS est le réservoir de carbone le plus important sur les surfaces continentales mais il peut être largement affecté par les interventions de l'homme. Les écosystèmes prairiaux sont caractérisés par des stocks de carbone dans leurs sols élevés, du même ordre que les écosystèmes forestiers et largement supérieurs aux sols cultivés (Arrouays et al., 2003 ; Robert et Saugier, 2004). Les prairies se présentent en effet comme un système favorable au stockage du carbone dans les sols grâce à une couverture végétale pérenne et une grande biomasse souterraine. En France, les surfaces de prairies ont fortement régressé depuis 1970 (-3 Mha, essentiellement des prairies permanentes) et la conversion de prairies en culture a conduit à des pertes de CO_2 dans l'atmosphère (Bouwman, 1990 ; Arrouays et al., 2003).Toutefois, la quantité de MOS stockée et en contrepartie les émissions de gaz à effet de serre (GES) dépendent du mode de gestion de ces prairies (retournement, fertilisation,

fauchage, pâturage...). Les différents conduites de la prairie influençant la dynamique des MOS sont (i) la fauche par rapport au pâturage (ii) le chargement animal (iii) la fertilisation azotée (iv) et l'occupation du sol (prairie *vs.* culture) peuvent fortement influencer le stockage du carbone et la dynamique des MO dans les sols des prairies.

La gestion du pâturage influence les entrées de la MO et les propriétés du sol des écosystèmes prairiaux. Le pâturage intensif conduit à une diminution importante des stocks de carbone organique du sol (COS) et une augmentation de la densité apparente des horizons superficiels du sol (Steffens et al., 2009). De plus, la pâturage réduit le poids moyen et le diamètre des agrégats, la teneur en monosaccharides et contribue à une diminution des dérivés microbiens de sucres (Dormaar et Willims, 1998). Le régime de pâturage (intensité élevée ou faible) influence grandement la dynamique des MOS. Les prairies intensivement pâturées ou fertilisées sont dominées par des espèces à croissance rapide avec des résidus à teneur faible en lignine et riches en azote, qui sont en général rapidement décomposés par des bactéries (Bargett et al., 1998). Les prairies soumises à de faibles niveaux de chargement sont dominées par des espèces à croissance lente et ont une décomposition plus lente de la litière végétale (Michunas et Lauenroth, 1993). Ces différentes communautés végétales affectent fortement les stocks de MOS par la composition et l'activité des racines (Klumpp et al., 2009). Les changements dans la dynamique du carbone après la cessation de pâturage peuvent être lents et donc ne pas activement contribuer à la séquestration de C dans le sol (Steffens et al., 2009). En revanche, le pâturage réduit ou modéré ne diminue pas nécessairement le contenu en MOS (Cui et al., 2005). Il a même été constaté que le pâturage avec un chargement faible sur le long-terme était plus favorable pour la macro-agrégation et la stabilité des agrégats et donc le stockage du carbone que la fauche (Franzluebbers et al., 2000).

Le bilan des prairies temporaires en terme de puits de carbone n'est pas clairement établi. Il semble cependant que la séquestration de C pendant la phase « prairie » (de 3 à 6 ans) excède assez nettement les pertes par minéralisation pendant la phase de remise en culture (3-4 ans) donnant au système prairie-cultures un rôle de puits de carbone (Rumpel et Chabbi, 2010).

En dehors de la gestion par fauche ou pâturage, la fertilisation peut aussi fortement influencer la dynamique des MOS et les stocks de C. Une étude effectuée sur une série de données globales a révélé que les prairies fertilisées stockent en moyen plus de carbone organique du sol (COS) que les systèmes naturels ou les systèmes moins intensifs (Conant et al., 2001). Nyborg et al. (1997) ont démontré que le maintien d'une fertilisation élevée et d'un stock de COS important sont associés à une productivité plus élevée pour les prairies canadiennes. Une autre étude récente a conclu que la conversion de terres arables en prairies conduit à un bilan positif de carbone uniquement si le système reçoit des entrées d'azote supplémentaires (Ammann et al., 2007). Toutefois, ceci devrait dépendre de la nature de végétation, car dans des prairies contenant des légumineuses, l'effet d'un apport de N supplémentaire sera faible. En revanche, aucune relation entre l'intensité de la gestion et les stocks COS n'a été trouvé pour les prairies alpines (Bitterlich et al., 1999). Par ailleurs, les études publiées à ce jour sur les relations entre fertilisation et stocks de COS ne peuvent être généralisées. Les mécanismes qui conduisent à ces résultats contrastés ont besoin d'être approfondis avec des expérimentations intégrant l'ensemble des processus et paramètres du système.

Après le changement de mode d'utilisation de sol, la MOS peut facilement devenir une source de carbone, en particulier si l'équilibre en place depuis des décennies est perturbé. Au cours des deux derniers siècles, le mode de l'utilisation des terres a généré des émissions de CO_2 de l'ordre 136 Pg C (Houghton, 1999), dont 78 Pg C sont originaires de la perturbation de la MOS (Lal, 2003 & 2004). Des études utilisant des procédures de fractionnement physique ont montré que la MO particulaire ou la fraction légère de la MO sont plus sensibles aux modes d'utilisation des terres que les autres MO (Six et al., 1998). Cependant, plusieurs auteurs ont également rapporté une réponse rapide des fractions de la MOS associées aux minéraux lors des changements de l'utilisation des terres (Leifeld et Kögel-Knabner, 2005). Cela pourrait être le résultat d'une diffusion rapide des petites molécules sorbées et

stabilisées sur les surfaces minérales lors des processus de décomposition de la MOS. En utilisant la caractérisation moléculaire des fractions de sol, Leifeld et Kögel-Knabner (2005) sont arrivés à la conclusion que la composition des MOS totales est plus sensible aux changements d'usages des terres que les fractions libres et particulaires des MOS. En complément, l'étude des paramètres biochimiques ont montré que même si la MOS est quantitativement perdue, elle peut être assez résistante aux changements dans sa composition et donc ses propriétés (Rumpel et al., 2009).

Dynamique et stabilisation des MOS dans les systèmes prairiaux

Dans les systèmes prairiaux, la MO est incorporée dans les sols à partir du dépôt des litières aériennes (feuilles et tiges) et souterraines (racines) (Figure 1). Dans les prairies pâturées, la litière végétale est l'une des principales sources d'éléments nutritifs en raison de l'abscission et du piétinement des parties aériennes des plantes, et leur décomposition est un processus fondamental qui influence les flux de carbone et le cycle des nutriments des écosystèmes (Hoorens et al. 2003). Dans les prairies pâturées, les tissus foliaires sont produits en continu en fonction de la température (Lemaire et Agnusdei, 2000), de la génétique et d'autres facteurs. Ils sont récoltés plus ou moins fréquemment par les herbivores.

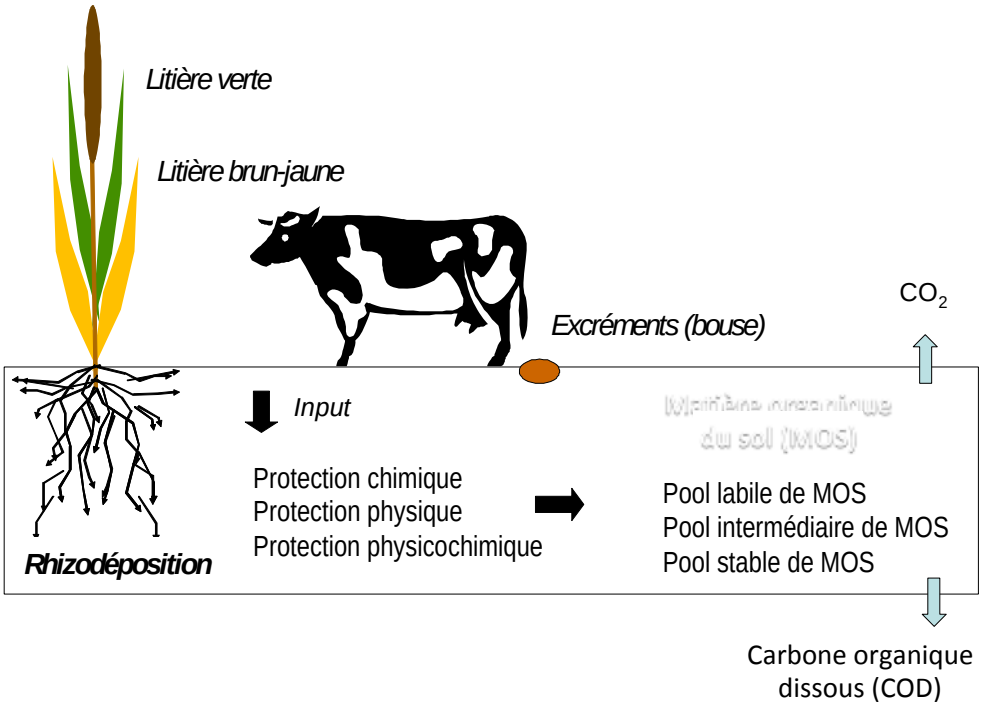

Figure 1 : Input et source de carbone, les pools de MOS et processus de stabilisation de C dans les sols prairiaux (D'après Rumpel, 2011).

La durée de vie foliaire est génétiquement déterminée et s'exprime en fonction de la température (Lemaire, 1988). Les parties des feuilles qui n'ont pas été exploitées par les animaux entrent progressivement en sénescence, et peuvent ou non rester attachées à la plante avant de retourner au sol sous forme de litière. Dans les situations de pâturage bien géré, la proportion de tissus foliaires qui échappent à la consommation par les animaux est d'environ 30% de la masse de feuilles produites (Mazzanti et al., 1994 ; Parsons et al., 2011). Cela correspond à environ 4 t de matière sèche par ha et par an pour une production fourragère moyenne de 12 t de matière sèche par ha dans les prairies de pâturage intensif des régions tempérées. Dans les prairies exploitées par la fauche, une plus grande proportion de tissus foliaires est récoltée avant la sénescence, ce qui limite l'apport de feuilles mortes au sol. Néanmoins pendant la récolte, des feuilles vertes peuvent être perdues et retourner au sol. La perte de tissus foliaires vertes pendant la récolte des prairies peut s'élever à 10% voire 20% de la

biomasse récoltée, notamment pour des récoltes en foin avec des séchages au sol lents et longs. Ainsi, les sols de prairies pâturées ou utilisées pour la production de fourrage peuvent recevoir des détritus de composition contrastée, affectant la dynamique de la décomposition et par conséquent le cycle du carbone. La litière de feuilles d'espèces des prairies peut être de composition très différente selon le stade de sénescence dans lequel ces feuilles sont déposées au sol (Sanaullah et al., 2010). La qualité de la litière de feuilles diffère également entre les espèces prairiales ainsi qu'entre les types de graminées C_3 et C_4. La qualité de la litière déposée détermine sa dégradation dans le sol. La teneur totale en sucres solubles est un facteur important qui contrôle la première phase de décomposition, alors que les derniers stades de décomposition peuvent être plus dépendants du rapport lignine / N de la litière. Il a été montré que la litière ajoutée au sol à différents stades de maturité se décompose à des rythmes différents et maintient ce rythme durant plusieurs années (Sanaullah et al., 2010).

Dans les systèmes de prairies tempérées, plus de 80% de la production primaire nette (PPN) est tournée vers la production de racines (Swift et al., 1979). Les espèces herbacées prairiales ont un enracinement moins profond qu'une végétation forestière ou d'arbustes. Globalement environ 40% du carbone organique du premier mètre de sol des prairies se trouve dans les 20 premiers centimètres du profil (Jobbagy et Jackson, 2000). L'apport de carbone racinaire dans le sol peut se faire via la mort de cellules ou de débris racinaires, le dépôt de mucilage et l'exsudation racinaire. Ces différentes sources peuvent grandement contribuer à la MOS via le processus de stabilisation préférentiel au sein de la matrice minérale (Rasse et al., 2005, Fig. 2). Les processus rhizosphériques comme le turnover racinaire, la rhizodéposition, la respiration des racines et le développement microbien, peuvent être extrêmement importants dans le sol des prairies. Ces processus peuvent conduire à la stabilisation ainsi que la déstabilisation du carbone dans le sol (Cheng et Kuzyakov, 2005). Les racines des plantes peuvent affecter la décomposition des MOS par (1) la diminution de la disponibilité des éléments nutritifs pour les micro-organismes du sol, à travers l'absorption par les végétaux (Schimel et al., 1989), (2) la modification de l'environnement physique dans la rhizosphère (Shields et Paul, 1973), (3) l'augmentation des stocks de substrat organique et (4) l'accroissement du turnover microbien, due au « pâturage » fongique. Cependant, les interactions au niveau de la rhizosphère entre les microorganismes du sol et les racines des différentes communautés végétales sont complexes et encore mal comprises (Cheng et Kuzyakov, 2005; Attard et al. 2011). Les caractéristiques d'enracinement des plantes et les processus rhizosphériques peuvent être fortement influencés par la gestion des prairies, ce qui peut se répercuter sur le stockage et la composition des MOS.

En plus de la litière aérienne et souterraine, les excréments animaux (bouse) peuvent constituer une source importante des MO dans les prairies pâturées (Jarvis et al., 1996). Sur une prairie pâturée avec un chargement animal de 700 vaches jour par ha et par an^{1}, une moyenne de 6,4% de la surface pâturée peut être couverte par les patches de bouse qui fournissent donc un apport concentré à des endroits définis, équivalent à 22,5 t par ha (Bol et al., 2000). A travers le pâturage, les herbivores prélèvent le carbone et les nutriments et en retournent une partie au sol, par dépôt d'excréments et d'urine, conduisant à une redistribution de ces éléments qui à son tour agit sur la structure et le fonctionnement de la végétation de la prairie (Haynes et Williams, 1993) ainsi que sur la dynamique de la MO via les flux de CO_2 et son incorporation dans le sol. Les bouses sont une source de C labile, ce qui peut augmenter la biomasse microbienne (Lovell et Jarvis, 1996) et induire le '*priming effect*' qui intervient lorsque des microorganismes ont accès simultanément à deux sources de composés organiques : des composés de structure relativement simple (sucres, ou polymères de sucres), souvent pauvres en nutriments (azote, phosphore, etc.) et des composés plus difficiles à dégrader, mais riches en nutriments. La rétention quantitative du carbone provenant des excréments dans les écosystèmes prairial a été estimée à environ de 10% (Bol et al., 2000). Des études moléculaires ont montré la présence des carbohydrates provenant de C-dérivé de bouse dans sol (Dungait et al., 2005). Peu d'informations sont disponibles à propos de l'impact de la fraction labile de C sur le cycle du carbone du sol dans ces systèmes.

Processus de stabilisation et de déstabilisation des MOS sous prairie

La MOS est un continuum de MO fraîches, de MO partiellement dégradées et de MO humifiées (Kögel-Knabner, 1993). Dans les modèles de la dynamique du carbone dans les sols, on distingue fréquemment trois compartiments : le carbone labile, avec un temps de résidence de quelques jours ou quelques années, le carbone intermédiaire avec un temps de résidence de quelques décennies et le carbone stable avec un temps de résidence allant de quelques siècles à des milliers d'années (Figure 1, Parton et al., 1987). En termes de stockage du carbone, on s'intéresse particulièrement au pool de MO stables. Les processus menant à une telle stabilisation sont cependant mal connus. La contribution relative de ces différents pools détermine le stockage et la dynamique des MOS.

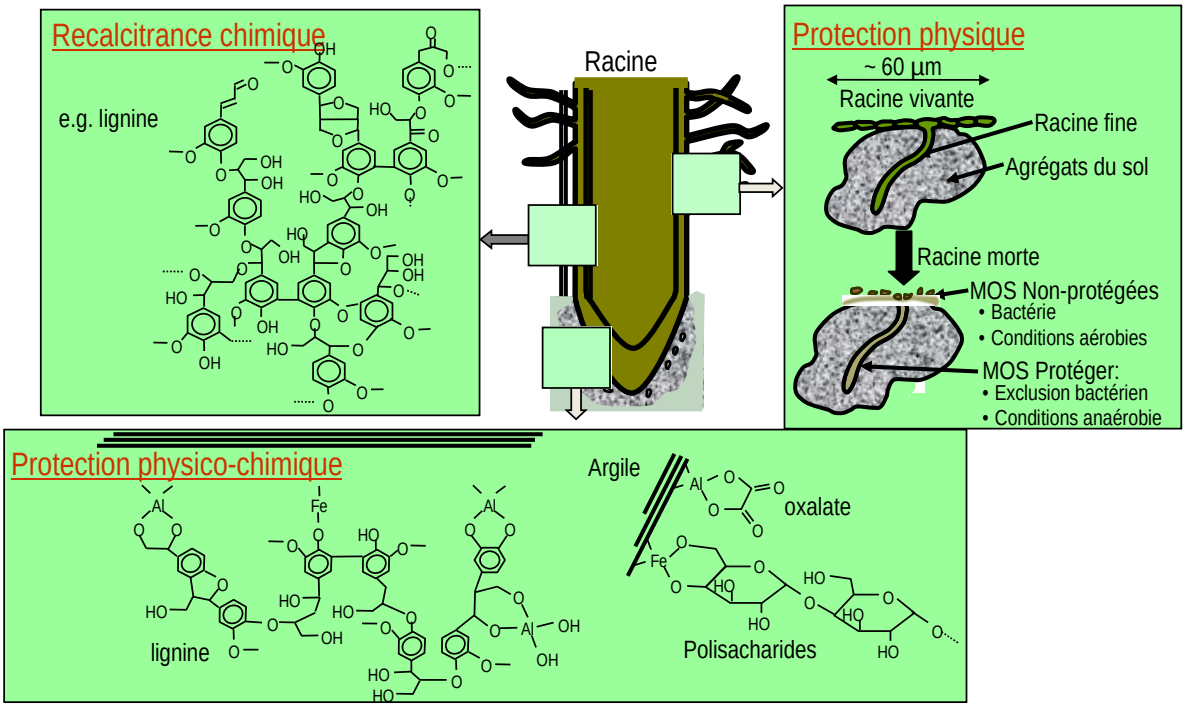

Figure 2 : Processus impliqués dans la stabilisation de C racinaire dans les sols (D'après Rasse et al. 2005).

Dans les sols sous prairies, les racines jouent un rôle important dans la séquestration de C du fait des apports aériens plus faibles que dans d'autres écosystèmes. Les caractéristiques physico-chimiques des litières racinaires favorisent leur stabilisation dans les sols (Figure 2, Rasse et al., 2005). En dépit de leur importance en tant que source de C dans les prairies, les flux de C racinaire dans le sol sont mal compris principalement en raison des incertitudes liées à la mesure des entrées de C racinaire vers les MOS, et en particulier de l'exsudation et la mort cellulaire des racines *in situ*. La production de litière racinaire peut être estimée à partir de renouvellement des racines en utilisant l'observation des racines (via des minirhizotrons) de la naissance à la disparition. Cependant, les minirhizotrons ne permettent pas d'estimer les racines les plus fines et les plus dynamiques (e.g. <1 mm), contrairement aux racines de diamètre important (e.g. > 1 mm). Pour ces racines fines, des techniques isotopiques (e.g. ^{14}C et ^{13}C) sont peut-être plus appropriées (Majdi et Anderson, 2005). Néanmoins, selon la méthode utilisée, la longévité d'une racine provenant des arbres forestiers a été estimée en générale de l'ordre de 1 à 18 ans (Gaudinski et al., 2001). Pour celle des racines des graminées, il n'y a pas des informations disponibles. Le carbone racinaire peut être affecté par les trois processus de stabilisation et reste donc dans le sol pendant longtemps (Figure 2).

Le C stabilisé dans la matrice du sol n'est pas localisé de façon homogène entre les différentes strates du sol (Chabbi et al., 2009). Dans les horizons de surface (0-20 cm), on ne détecte que très peu de MO stabilisé depuis plus de 100 ans. Les composés de MO d'âge important (>100 ans) sont observés en général en dessous des 20 premiers cm (Rumpel et Kögel-Knabner, 2011). Cependant, même dans les horizons profonds, où les MOS anciennes se trouvent à des concentrations élevées, des processus tels les zones des flux préférentiels (ancien passage de racines, trou de vers de terre ou formation pédologique (voir Chabbi et al., 2009), la croissance racinaire et la bioturbation peuvent conduire à des apports de matière organique fraîche. De telles situations sont observées dans les sols prairiaux, ce qui conduit à une distribution hétérogène de MOS stabilisées en raison de la dilution avec la MO récente ou la déstabilisation des MOS anciennes (Fontaine et al., 2007). D'autres processus mènent aussi à la déstabilisation des MOS anciennes dans les horizons profonds sous prairie, comme l'alternance de périodes de sécheresse et réhumectation (Xiang et al., 2008). La gestion et la conduite des prairies pourraient influencer grandement la stabilisation du carbone. Ceci a été démontré récemment via les mesures en continu des flux de CO_2 par la technique de la covariance de turbulence (Amman et al., 2007). Cependant, les processus impliqués dans la stabilisation et la déstabilisation de C, en particulier en lien avec la fertilisation azotée, n'ont pas encore été bien identifiés.

Il y a des différences importantes dans la composition moléculaire des MOS entre les systèmes pâturés et les terres arables (Nierop et al. 2001). Les résidus végétaux dominent la composition des MOS des systèmes prairiaux, tandis qu'une plus forte contribution des résidus microbiens a été observée dans les MOS des systèmes arables (Martens et al., 2003). Cela a été expliqué principalement par une protection accrue de la litière fraiche *via* leur incorporation dans les agrégats du sol. Une fois détruites suite au labour, les MOS piégées sont exposées aux attaques microbiennes (Parton et al., 1987). Après le retournement des prairies, la composition des MOS évolue et reflète la capacité du système à résister à la perturbation ou à revenir à son état initial (Rumpel et al., 2009 ; Rumpel et Chabbi, 2010).

Conclusions

Pour que la prairie puisse jouer pleinement un rôle de régulation des émissions de GES, il faut maximiser son effet sur la séquestration des MO tout en minimisant les risques d'émission de N_2O liées notamment aux apports d'engrais azotés et à la gestion des déjections animales, et en limitant les inévitables émissions de CH_4 par les animaux. Toutefois, notre compréhension de la biogéochimie des matières organiques dans les sols de prairies sous différentes gestions et les facteurs influençant leur dégradation et les émissions de GES reste limitée. En particulier, les modèles actuellement utilisés n'arrivent pas à reproduire de manière satisfaisante les effets des gestions de prairies sur les émissions de GES et le stockage de carbone, et ne prennent pas suffisamment en compte le couplage entre les différents cycles biogéochimiques (par exemple, le rôle du cycle de l'azote dans le stockage et la dégradation des matières organiques ; l'effet de différents mode de gestion des prairies sur l'émission des GES, …) (Soussana et al., 2004). L'amélioration de la modélisation dépend entre autres grandement de notre capacité à réduire les incertitudes, qui viennent 1) du fait que les variations sont lentes et faibles et donc souvent inférieures à l'erreur de mesure et 2) de la forte hétérogénéité spatiale des processus. Il sera important de pouvoir projeter les mesures faites à l'échelle des points à l'échelle des paysages.

Afin de développer des techniques de gestion permettant d'augmenter le stockage des MOS et de réduire les émissions des GES, notamment du N_2O, il est fondamental d'améliorer la compréhension mécaniste des couplages et découplages entre cycles de C et N ainsi que la modélisation intégrée de ces processus permettent d'établir des bilans quantifiés. Néanmoins accomplir un tel objectif, demande la réponse à plusieurs questions à savoir :

- Quel est l'effet des différentes pratiques agricoles (fauche, pâturage, charge animal, fertilisation, retournement) sur la qualité des MOS et l'activité microbienne ?

- Quel est le bilan net de GES (émissions de N_2O et de CH_4 et séquestration de C) des prairies sous différents modes de gestion (pâturage intensif et extensif, fauchage, retournement, fertilisation N) ?
- Quels sont les mécanismes, qui influencent l'émission des GES sous différents modes de gestion de prairies ?
- Peut-on quantifier à l'échelle de la parcelle et avec des mesures de terrain et la modélisation, les effets des rotations prairies-cultures sur le bilan net de GES de ces systèmes ?
- Quel est l'impact de l'introduction d'une rotation prairie-culture dans les bilans nationaux de GES et peut-on en déduire des recommandations pour une gestion des prairies favorables en terme de bilan de GES ?

Une intégration des cultures et des systèmes d'élevage pourrait garantir une meilleure préservation des agro-écosystèmes même si cela reste un défi difficile à surmonter. Comme l'ont déclaré Steiner et Franzluebbers (2009), ''La réalisation durable des paysages agricoles mixtes au sein des systèmes prairiaux est un vaste objectif peut-être audacieux, et pourtant, le besoin de changement dans les systèmes de productions agricoles actuels est indispensable''. Il est important d'améliorer les systèmes agricoles de production pour relever le défi de la sécurité alimentaire et satisfaire les besoins d'une population croissante, tout en préservant la qualité et la durabilité des agroécosystèmes dans un contexte de changement globaux et de fluctuations des prix des matières premières. Ces objectifs apparemment opposés peuvent être simultanément réalisés par une meilleure intégration des cultures et des systèmes d'élevage. Nous postulons que la diversité des systèmes intégrés peut être développée pour différents territoires agro-écologiques, et que la combinaison de technologies innovantes avec les pratiques de gestion éprouvées peut conduire à la durabilité des agroécosystèmes et assurer un avenir durable pour la production agricole.

Remerciements

Ce travail réalisé dans le cadre du projet AEGES (Atténuation des Emissions des GES dans les systèmes prairiaux) est financé par l'ADEME dans le cadre de l'appel R&D REACCTIF « REcherche sur l'Atténuation du Changement ClimaTique par l'agriculture et la Forêt»

Références bibliographiques

Ammann C., Flechard C.R., Leifeld J., Neftel A., Fuhrer J., 2007. The carbon budget of newly established temperate grassland depends on management intensity. Agriculture, Ecosysems and Environment, 121, 5-20.

Arrouays D., Balesdent J., Richard G., Roger-Estrade J., Saby N., Houot S., Guichard L., Slak M.F., Soussana J.F., Loiseau P., Mary B., Chenu C., 2002. Evaluation du potentiel national de stockage. In: "Contribution à la lutte contre l'effet de serre: Stocker du carbone dans les sols agricoles de France", Arrouays D., Balesdent J.C., Germon J.C., Jayet P.A., Soussana J.F., Stengel P. (eds.), Rapport d'expertise, INRA Expertise Scientifique Collective, Paris, Partie 4, 201-259.

Attard E., Recous S., Chabbi A, De Berranger C. Guillaumaud N., Labreuche J. Philippot L., Schmid B., Le Roux X. 2011. Soil environmental conditions rather than denitrifier abundance and diversity drive potential denitrification after changes in land uses. Global Change Biology 17, 1975-1989.

Bargett R.D., Wardle D.A., Yeates G.W., 1998. Linking above-ground and below-ground food webs: how plant responses to foliar herbivory influence soil organisms. Soil Biology and Biochemistry 30, 1867-1878.

Béline F., Delaby L., Vertès F., Rochette P., Morvan T., Parnaudeau V., Cellier P., Peyraud J.L., 2012. Transformation, devenir et valorisation de l'azote : des effluents d'élevage aux systèmes de cultures. In: "Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres. Expertise scientifique collective réalisée par l'INRA à la demande des ministères en charge de l'Agriculture et de l'Ecologie", Peyraud, J.L., (coord.), Cellier, P., (coord.), et_al (Eds.), INRA, Paris, chap. 6, 229-294.

Benoît P., Barriuso E., Vidon P., Réal B., 2000. Isoproturon movement and dissipation in undisturbed soil cores from a grassed buffer strip. Agronomie 20, 297-307.

Bitterlich W., Pöttinger C., Kaserer M., Hofer H., Aicher M., Tappeiner U., Cernusca A., 1999. Effects of land-use changes on soils along the eastern alpine transect. In: Cernusca, A., Tappeiner, U., Bayfield, N. (Eds) Land-use changes in European Mountain Ecosystems. ECOMONT – Concepts and Results. Blackwell, Berlin, pp. 225-235.

Bol R., Amelung W. Friedrich C., Ostel N., 2000. Tracing dung-derived carbon in temperate grassland using ^{13}C natural abundance measurements. Soil Biology and Biochemistry 32, 1337-1343.

Bouwaman A.F. 1990. Exchanges of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. In: soils and the greenhouse effect, A.F. Bouwman Ed., John Wiley and Sons, Chichester, U.K., 61-127.

Butterbach-Bahl K., Dannenmann M. 2011. Denitrification and associated soil N_2O emissions due to agricultural activities in a changing climate. Current Opinion In Environmental Sustainability 3, 5, 389-395 DOI: 10.1016/j.cosust.2011.08.004.

Cannavacciuolo M., Bellido A., Cluzeau D., Gascuel C. Trehen P. 1998. A geostatistical approach to the study of the earthworm distribution in grassland. Applied Soil Ecology 9, 345-349.

Castella E., Soussana J.F. 1997. Long-term effect of CO2 enrichment and temperature increase on the carbon balance of temperate grass sward. Journal of experimental Botany 48, 1309-1321.

Chabbi A., Kögel-Knabner I., Rumpel C., 2009. Stabilised carbon in subsoil horizons is located in spatially distinct parts of the soil profile. Soil Biology and Biochemistry 41, 256-271.

Chazal P., Dumont R., 1955. La nécessaire révolution fourragère et l'expérience lyonnaise, Paris, La France Agricole, 170 p.

Cheng W., Kuzyakov Y., 2005. Root effects on soil organic matter decomposition. In: S. Wright, S., Zobel, R. (Eds.), Roots and Soil Management: Interactions Between Roots and the Soil, Agronomy Monograph No. 48, American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin, USA, pp. 119-143.

Conant R.T., Paustian K., Elliott E.T., 2001. Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. Ecol. Appl. 11, 343–355.

Cui X.Y., Wang W.F., Niu H.S., Wu J., Wang S.P., Schnug E., 2005. Effect of long-term grazing son soil organic carbon content in semiarid steppes in Inner Mongolia. Ecological Research 20, 519-527.

Dormaar J.F., Willims W.D., 1998. Effect of forty-four years fo grazing on fescue grassland soils. Journal of Range Management 51, 122-126.

Dungait A.J., Bol R., Bull I.D., Evershed R.P., 2009. Tracking the fate of dung-derived carbohydrates in a temperate grassland soil using compound-specific stable isotope analysis. Organic Geochemistry 40, 1210-1218.

Eriksen J., Ledgard, S., Luo, J., Schils, R., Rasmussen, J., 2010. Environmental impacts of grazed pastures. Grassland Science in Europe 15, 880-890.

Flechard C.R., Ambus P., Skiba U., Laville P. et al, 2007. Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe. Agriculture, Ecosystems & Environment 121, 135-152.

Fontaine S., Mariotti A., Abbadie L., 2003. The priming effect of organic matter: a question of microbial competition. Soil Biology & Biochemistry 35, 837-843.

Franzluebbers A.J., Stuedemann J.A., Schomberg H.H., Wilkinson S.R., 2000. Soil organic C and N pools under long-term pasture management in the Southern Piedmont USA. Soil Biology and Biochemistry 32, 469-478.

Garwood E.A., Ryden J.C., Tyson K.C., 1986. Nitrogen losses from drained grassland. Occasional Symposium 20, Brit. Grass. Soc., Grassland manuring 70-74.

Gaudinsky J.B., Trumbor S.E., Devidson E.A., Cook A.C., Markewitz D., Richter D.D., 2001. The age of fine-root carbon in three forests of the eastern United States measured by radiocarbon. Oecologia 129, 420-429.

Haynes R.J., Williams P.H., 1993. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. Advances in agronomy 49, 119-199.

Hoorens B., Aerts R., Stroetenga M., 2003. Does initial litter chemistry explain litter mixture effects on decomposition? Oecologia 137, 578–586.

Houghton R.A., Hackler J.L., Lawrence K.T., 1999. The US carbon budget: Contributions from land-use change. Science 285, 574-578.

Jarvis S.C., 1999. Accounting for nutrients in grasslands: challenges and needs. In: Corall, A.J. (ed), Accounting for Nutrients: A Challenge for Grassland Farmers in the 21st Century. Occasional Symposium N°33. British Grassland Society, pp 3-12.

Jarvis S.C., Stockdale E.A., Shephard M.A., Powloson D.S., 1996. Nitrogen mineralisation in temperate agricultural soils: processes and measurement. In: Sparks, D.L., (eds) Advances in Agronomy , vol. 57, Academic Press, London, pp. 188-237.

Jobbagy E.G., Jackson R.B., 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. Ecological Applications 10, 423-436.

Klumpp K., Fontaine S., Attard E., Le Roux X., Gleixner G., Soussana J.-F., 2009. Grazing triggers soil carbon loss by altering plant roots and their contol on soil microbial community. Journal of Ecology 97, 876-885.

Kögel-Knabner I., 1993: Biodegradation and humification processes in forest soils. In: J.-M. Bollag and G. Stotzky (Editors), Soil Biochemistry, Marcel Dekker, New York, 8, 101-137.

Lal R., 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. Science 304, 1623-1627.

Lal R., 2003. Global potential of soil C sequestration to mitigate the greenhouse effect. Critical reviews in plant sciences 22, 151-184.

Lavelle P., Bignell D.E., Austen M.C., et al., 1997. Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. European journal of Soil Biology 33, 159-193.

Leifeld J., Kögel-Knabner I., 2005. Soil organic matter fractions as early indicators for carbon stock ghanges under different land-use? Geoderma 124, 143-155.

Lemaire G., 1988. Sward dynamics under different management programmes. Proc. 12th Gen. meeting Eur. Grassland Fed., Dublin (Ireland) 04-07 July 88, 7-23.

Lemaire G., Agnusdei M., 2000. Leaf tissue turnover and efficiency of herbage utilization: In: G. Lemaire, J. Hodgson, A. de Moraes, C. Nabinger, P.C. de F. Carvalho (Eds). Grassland Ecophysiology and Grazing Ecology, pp. 265-287

Lemaire G., Da Silva S.C., Agnusdei M., Wade M., Hodgson J., 2009. Interactions between leaf lifespan and defoliation frequency in temperate and tropical pastures: a review. Grass and Forage Science 64, 341-353.

Lovell R.D., Jarvis S.C., 1996. Effect of cattle dung on soil microbial biomass C and N in a permanent pasture soil. Soil Biology and Biochemistry 28, 291-299.

Majdi H., Andersson P., 2005. Fine root production and turnover in a Norway spruce stand in northern Sweden: Effects of nitrogen and water manipulation. Ecosystems 8, 191-199.

Martens D.A., Reedy T.E., Lewis D.T., 2003. Soil organic carbon content and composition of 130-year crop, pasture and forest land-use managements. Global Change Biology 10, 65-73.

Mazzanti A., Lemaire G., Gastal F., 1994. The effect of nitrogen fertilization upon the herbage production of tall fescue swards continuously grazed with sheep. 2- Consumption and efficiency of herbage utilization. Grass Forage Science 49, 352-359.

Mazzanti A., Lemaire G., 1994. Effect of nitrogen fertilization upon herbage production of tall fescue swards continuously grazed by sheep. 1 Herbage growth dynamics. Grass and Forage Science 49, 111–120

Michuas D.G., Lauenroth W.K., 1993. Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. Ecological Monographs 63, 327-366.

Mosier A.R., 2002. Environmental challenges associated with needed increases in global nitrogen fixation. Nutrient Cycling in Agroecosystems 63, 101–116.

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.

Nierop K.G.J., Pulleman M.M., Marinissen J.C.Y., 2001. Management induced organic matter differentiation in grassland and arable soil: a study using pyrolysis techniques. Soil Biology and Biochemistry 33, 755-764.

Nyborg M., Molina-Ayala M., Solberg E.D., Izaurralde R.C., Malhi S.S., Janzen H.H., 1997. Carbon storage in grassland soils as related to N and S fertilizers. In: Lal, R., Kimble, J., Follett, R.F., Stewart, B.A. (Eds). Management of Carbon sequestration in soil. CRC press, Boca Raton, pp. 421-432.

Parsons A., Rowarth J., Thornley J., Newton P., 2011. Primary productivity of grasslands, herbage accumulation and land use, and impacts of climates change. In: Lemaire G., Hodgson J., Chabbi A. (eds) Grassdland Productivity and Ecosystem Services, CAB Int., Wallingford (UK), pp 65-72.

Parton W.J., Schimel C.V., Cole C.V., Ojima D.S., 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plain grasslands. Soil Sci. Soc. Am. J. 51, 1173-1179.

Peyraud J.L., Astigarraga L., Faverdin P., 1997. Digestion of fresh perennial ryegrass fertilized at two levels of nitrogen by lactating cows. Anim. Feed Sci. Technol. 64, 155-171.

Peyraud J.L. (coord.), Cellier P. (coord.), Aarts F., Béline F., Bockstaller C., Bourblanc M., Delaby L., Donnars C., Dourmad J.Y., Dupraz P., Durand P., Faverdin P., Fiorelli J.L., Gaigné C., Girard A., Guillaume F., Kuikman P., Langlais A., Le Goffe P., Le Perchec S., Lescoat P., Morvan T., Nicourt C., Parnaudeau V., Réchauchère O., Rochette P., Vertes F., Veysset P., 2012. Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres. Expertise scientifique collective réalisée par l'INRA à la demande des ministères en charge de l'Agriculture et de l'Ecologie. INRA, Paris, Mars 2012, 528 p. Rapport final.

Rasse D.P., Rumpel C., Dignac M.-F., 2005. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. Plant and Soil 269, 341-356.

Robert M., Saugier B., 2004. Contribution des écosystèmes continentaux à la séquestration du carbone. Edafologia 11, 45-65.

Rumpel C. 2011. Carbon storage and organic matter dynamics in grassland soils. In: Lemaire G., Hodgson J., Chabbi A. (eds) Grassland Productivity and Ecosystem Services, CAB Int., Wallingford (UK), pp 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 Agroecosystems 88, 173-182.

Rumpel C., Chabbi A., Nunan N., Dignac M.-F., 2009. Impact of land use change on the molecular composition of soil organic matter. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis 85, 431-434.

Rumpel C., Kögel-Knabner I., 2011. Deep soil organic matter – a key but poorly understood component of terrestrial C cycle. Plant and Soil 338, 143-158.

Sanaullah M., Chabbi A., Lemaire G., Charrier X., Rumpel C., 2010. How does plant leaf senescence of grassland species influence decomposition kinetics and litter compounds dynamics? Nutrient Cycling in Agroecosystems 88, 159-171.

Schimel J.P., Jackson L.E., Firestone M.K., 1989. Spatial and temporal effects on plant microbial competition for inorganic nitrogen in a California annual grassland. Soil Biology and Biochemistry 21, 1059-1066.

Schlesinger W.H. 1977. Carbon balance in terrestrial detritus. Ann. Rev. Ecol. Syst. 8, 51–81.

Sebillotte M., 1980. Rôles de la prairie dans la succession culturale. Fourrages 83, 79-124.

Shields J.A., Paul E.A., 1973. Decomposition of 14C labelled plant material under field conditions. Canadian Journal of Soil Science 53, 297-306.

Simon J.C., Vertes F., Decau M.L., Corre L., 1997. Les flux d'azote au pâturage. l- Bilans à l'exploitation et lessivage du nitrate sous prairies. Fourrages 151, 249-262.

Six J., Elliott E.T., Paustian K., Doran J.W., 1998. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. Soil Science Society of America Journal 62, 1367-1377.

Soussana J-F. Loiseau P., Vuichard N., Ceschia E., Balesdent J., Chevallier T., Arrouays D., 2004. Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. Soil Use and Management 20, 219-230.

Steffens M., Kölbl A., Giese M., Hoffmann C., Totsche K.U., Beuer L., Kögel-Knabner I., 2009. Spatial varialbility of topsoil and vegetation in a grazed steppe ecosystem in Inner Mongolia (P.R. China). Journal of Plant Nutrition and Soil Science 172, 78-90.

Steiner J.L., Franzluebbers A.J., 2009. Farming with grass—for people, for profit, for production, for protection. Journal of Soil and Water Conservation 64, 75A-80A.

Swift M.J., Heal O.W., Anderson J.M., 1979. Decomposition in terrestrial ecosystems. 372 pp.

Tyson K.C. Scholefield D. Jarvis S.C., Stone A.C., 1997. A comparison of animal output and nitrogen leaching losses recorded from drained fertilized grass and grass/clover pasture. Journal Of Agricultural Science 129, 315-323.

Vertès F., Simon J.C., Giovanni R.,Grignani C., Corson M., Durand P., Peyraud J.L., 2008. Flux de nitrate dans les élevages bovins et qualité de l'eau : variabilité des phénomènes et diversité des conditions. Académie d'Agriculture de France. Paris, France, 14 mai 2008, http://www.academie-agriculture.fr/mediatheque/seances/2008/20080514communication1_integral.pdf.

Xiang S.-R., Doyle A., Holden P.A., Schimel J.P., 2008. Drying and rewetting effects on C and N mineralization and microbial activity in surface and subsurface California grassland soils. Soil Biology and Biochemistry 40, 2281-2289.