

Bilans de gaz à effet de serre en prairies et cultures :

méthodologies et résultats

J.F. Soussana¹, P. Laville², C. Hénault³, V. Allard¹, J.L. Fiorelli⁴, P. Cellier²

1 : INRA UR Agronomie, 234, avenue du Brézat, F-63100 Clermont-Ferrand

2 : INRA UMR Environnement et Grandes Cultures, BP1, 78850 F-Thiverval-Grignon ;
cellier@bcgn.grignon.inra.fr

3 : INRA UMR de Microbiologie et géochimie des sols, 17, rue Sully, F-21065 Dijon

4 : INRA UR SAD, 662 avenue Louis Buffet, F-88500 Mirecourt

Résumé

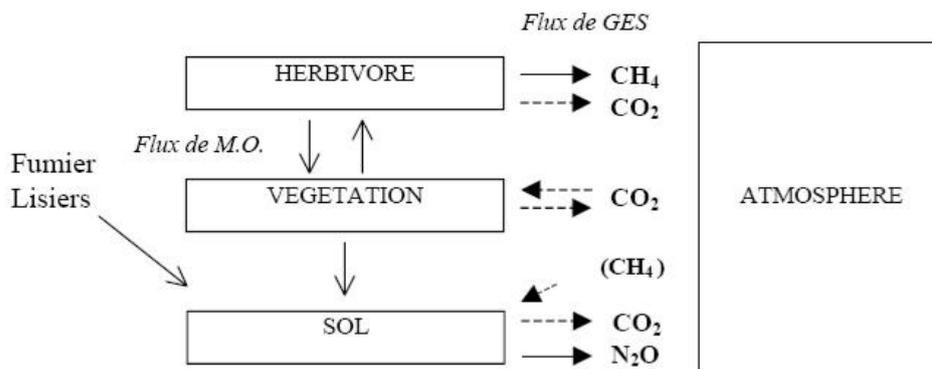
Les cultures et les prairies sont le lieu de production et d'absorption de gaz à effet de serre (GES). Les plus connus sont le CO₂ et le N₂O, mais il ne faut pas oublier le CH₄, surtout sur les prairies pâturées, ainsi que l'ozone et ses précurseurs (NO_x, composés organiques volatils), voire les particules.

Les flux de GES sur une culture ou une prairie peuvent être estimés par différentes méthodes. Les résultats expérimentaux ont mis en évidence une grande variabilité spatiale et temporelle de ces flux ainsi que des influences multiples des facteurs de l'environnement (sol, climat) et des pratiques agricoles (fertilisation, travail du sol, changement d'occupation du sol...). Seuls des suivis à moyen terme (quelques années) et dans des conditions variées permettent de proposer des facteurs d'émissions fiables (N₂O, NO_x, CH₄). Pour faire une évaluation environnementale pertinente des systèmes agricoles, il apparaît aujourd'hui indispensable de pouvoir estimer les flux de l'ensemble des gaz à effet de serre non seulement à l'échelle d'une parcelle, mais également à des échelles supérieures (exploitation, petite région). Il faudrait également s'efforcer dans un proche avenir d'évaluer la contribution d'autres composés contribuant directement ou indirectement à l'effet de serre tels que l'ozone, les NO_x, les composés organiques volatils et les particules. Enfin, la généralisation des résultats obtenus et leur extension à d'autres situations ou à d'autres échelles demanderont un investissement plus approfondi dans la modélisation des émissions et des dépôts de gaz à effet de serre dans les agrosystèmes.

Introduction

Comme tous les écosystèmes, les cultures et les prairies sont le siège de multiples échanges de composés gazeux et particulaires avec l'atmosphère. Certains sont des composés majeurs pour le fonctionnement et la production primaire de la prairie, tels que le dioxyde de carbone (CO_2) et la vapeur d'eau. D'autres sont des composés dérivés du métabolisme de la plante, comme les composés organiques volatils (COV) (FUENTES *et al.*, 2000), ou certains composés azotés (NH_3 , NO , NO_2) qui peuvent être émis par la plante, en particulier quand celle-ci est bien alimentée en azote (SUTTON *et al.*, 2001). Les sols sont fréquemment une source de composés gazeux, résultant généralement du métabolisme de la microflore du sol : émission de protoxyde d'azote (N_2O) ou de monoxyde d'azote (NO), émission ou absorption de méthane (CH_4) par le sol. En outre, les activités de production animale sont une source importante de méthane par le biais de la fermentation entérique des ruminants. A l'inverse, comme tous les écosystèmes, les prairies et les cultures sont le réceptacle de nombreux polluants atmosphériques tels que l'ammoniac, provenant des activités agricoles proches, l'ozone ou les NO_x produits principalement par les activités industrielles, le secteur résidentiel et les transports, sans oublier les particules de granulométries et de compositions chimiques très diverses (CELLIER *et al.*, 2003). La multiplicité de ces composés montre la complexité des échanges entre une culture ou une prairie et l'atmosphère, et plus généralement avec leur environnement, incluant des sources proches et lointaines liées à l'activité agricole ou non.

FIGURE 1 – Représentation schématique des flux de gaz à effet de serre (GES) et des principaux flux de matière organique (MO) dans une prairie pâturée (d'après SOUSSANA, 2005).



Même si l'on ne considère que les échanges de gaz à effet de serre, la prairie est un système complexe, surtout s'il s'agit d'une prairie pâturée, comme l'illustre la figure 1. Les prairies sont connues pour leur potentiel de stockage de carbone dans le sol (ARROUAYS *et al.*, 2002), lié à la pérennité de cette activité qui permet une accumulation de la masse racinaire et des résidus des parties aériennes dans le sol. Cependant, la vitesse de stockage diminue avec le temps en raison de l'augmentation du flux de respiration du sol et du ralentissement de la productivité primaire du couvert prairial. L'augmentation du stock de carbone et d'azote organique dans le sol et son turn-over rapide peuvent induire des émissions de N_2O plus fortes sous prairie que sous culture (SKIBA et MC TAGGART, 1996), de même que les émissions de NO . A ceci se rajoutent les flux de GES (CO_2 , CH_4) et de matière liés à la présence des herbivores et à la gestion des effluents d'élevage. Le cas des cultures est plus simple dans la mesure où il n'y a pas de présence d'animaux, mais les pratiques culturales compliquent sensiblement le contexte et peuvent induire des flux importants sur des périodes courtes (travail du sol, enfouissement des résidus, fertilisation).

Lorsqu'on parle d'effet de serre, on ne considère très souvent que les 3 gaz principaux (CO_2 , CH_4 , N_2O). Il ne faut pourtant pas oublier que d'autres composés produits directement ou indirectement par les cultures et les prairies ont un impact radiatif significatif, en particulier l'ozone troposphérique (forçage radiatif additionnel de $0,35 \text{ W/m}^2$, supérieur à celui de N_2O) et les aérosols (IPCC, 2001). Faire un bilan complet demanderait donc d'évaluer aussi la contribution des cultures et prairies à la production de ces composés. L'exercice est cependant plus complexe puisqu'il demande alors de prendre en compte la variabilité spatiale et temporelle des concentrations en raison de la faible durée de vie de ces composés.

1. Flux observés et sources de variation

– Méthodes de mesure des flux de GES

Différentes méthodes sont disponibles pour mesurer les émissions ou absorptions de GES par une surface naturelle¹. Le choix dépend des moyens techniques disponibles et des objectifs. Les méthodes indirectes de bilan, basées sur une mesure du stock à différents dates ne sont généralement pas opérantes à court terme parce que, d'une part, les variations de stock sont dans la gamme de l'incertitude de mesure (cas du stockage de carbone dans le sol) et, d'autre part, les pertes se répartissent entre plusieurs composés (cas des pertes d'azote par dénitrification, conduisant à des émissions de N₂ et N₂O dans des proportions très variables). Elles peuvent en revanche être des méthodes pertinentes à long terme (> 5-10 ans) ou sur des systèmes contrôlés en utilisant des éléments marqués (isotopes du carbone ou de l'azote).

Pour mesurer directement les flux, les méthodes les plus simples d'un point de vue technique sont les **méthodes de chambre**. Les mesures sont réalisées sur une surface limitée (quelques dm² à 1 m²). Dans une **chambre statique**, le flux est déduit de l'augmentation (émission) ou de la diminution (absorption) de la concentration dans une enceinte close placée sur la surface expérimentale. Dans une **chambre dynamique**, le flux est déduit de la concentration à l'équilibre dans la chambre et du débit de l'air qui balaie la chambre. Ces méthodes ont une très bonne sensibilité et permettent d'étudier la variabilité spatiale des flux ou de comparer des traitements agronomiques. Elles présentent toutefois l'inconvénient de modifier les conditions du milieu au moment de la mesure. Ces méthodes donnent généralement des mesures ponctuelles dans le temps, mais des dispositifs automatisés permettent d'avoir un suivi fin de la dynamique temporelle des émissions.

Les **méthodes micrométéorologiques** mesurent le transfert entre la surface et l'atmosphère selon la verticale à l'aide de mesures de concentrations du gaz concerné, de vent et de température. Le flux est déterminé en intégrant ces mesures faites en continu sur des intervalles de temps de l'ordre de l'heure. Deux principes sont utilisés. Les **méthodes de gradient** sont basées sur une analogie avec les processus de diffusion et sur des mesures de concentration, vent et température à différentes hauteurs au dessus de la surface du sol : les concentrations sont plus fortes près de la surface lorsqu'on est au-dessus d'une source et inversement au-dessus d'un puits. Les mesures de vent et température servent à calculer le coefficient de transfert entre la surface et l'atmosphère. La **méthode des fluctuations turbulentes** part de la mesure de base du processus d'échange turbulent entre la surface et l'atmosphère. On mesure le flux instantané par le produit entre la vitesse verticale du vent et la concentration, et celui-ci est intégré sur une période de l'ordre de l'heure. La détermination précise du flux demande tout un processus complexe de traitement du signal. Cette méthode est actuellement employée sur plus de 90 sites en Europe pour mesurer en continu les flux de CO₂ sur diverses surfaces naturelles (forêt, prairie et cultures) dans le cadre du projet CarboEurope-IP. Elle reste encore expérimentale pour des composés tels que le N₂O, le CH₄, NO ou NH₃. Des exemples de mesure utilisant cette méthode sont donnés en figures 2 à 4 pour le CO₂, le N₂O et l'ozone.

– Les flux de CO₂ entre un couvert végétal et l'atmosphère

Les flux de CO₂, résultant de la photosynthèse des plantes, de leur respiration et de celle du sol, sont étroitement liés au cycle de la végétation (date de semis/levée, croissance végétative, sénescence) et aux pratiques agricoles (travail du sol, fertilisation, rythme et intensité des défoliations). L'exemple suivant (figure 2) met en évidence les variations de flux de CO₂ au moment d'une coupe sur une prairie fauchée. On voit nettement les alternances jour-nuit, avec des flux nocturnes importants liés à la respiration du sol et à la décomposition des feuilles à la base du couvert. La rupture provoquée **par la fauche fait passer d'une période de flux net négatif à l'échelle de la journée à un flux net positif**. L'assimilation nette redevient significativement positive (flux négatif) pendant la journée environ une semaine après la fauche et **la prairie recommence à**

¹ Par "surface naturelle", on entend l'ensemble constitué par le sol et la végétation de la prairie ou la culture

stocker du carbone à l'échelle d'une journée (moyenne sur 24 h négative) au bout d'une quinzaine de jours.

FIGURE 2 – Mesure de flux de CO₂ par la méthode des fluctuations sur une prairie fauchée à Braunschweig (Allemagne) en mai-juin 2000 durant l'expérimentation commune du projet GRAMINAE (ENV 4V – CT98 0722) (SUTTON *et al.*, 2001). Il s'agit d'une prairie fauchée, composée principalement de ray-grass sur un sol très sableux (>70%), implantée depuis 5 ans. Les valeurs positives correspondent à une émission de la prairie vers l'atmosphère (respiration).

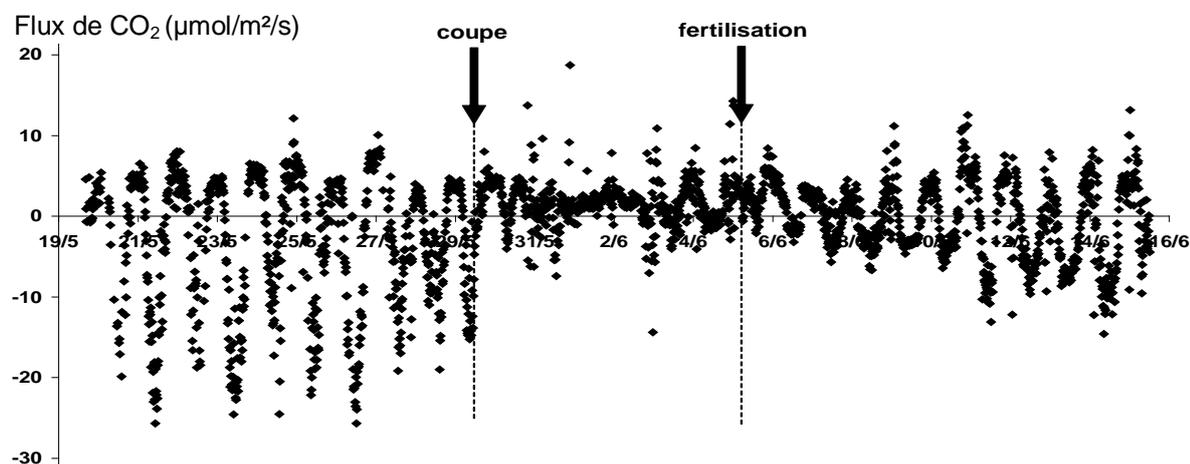
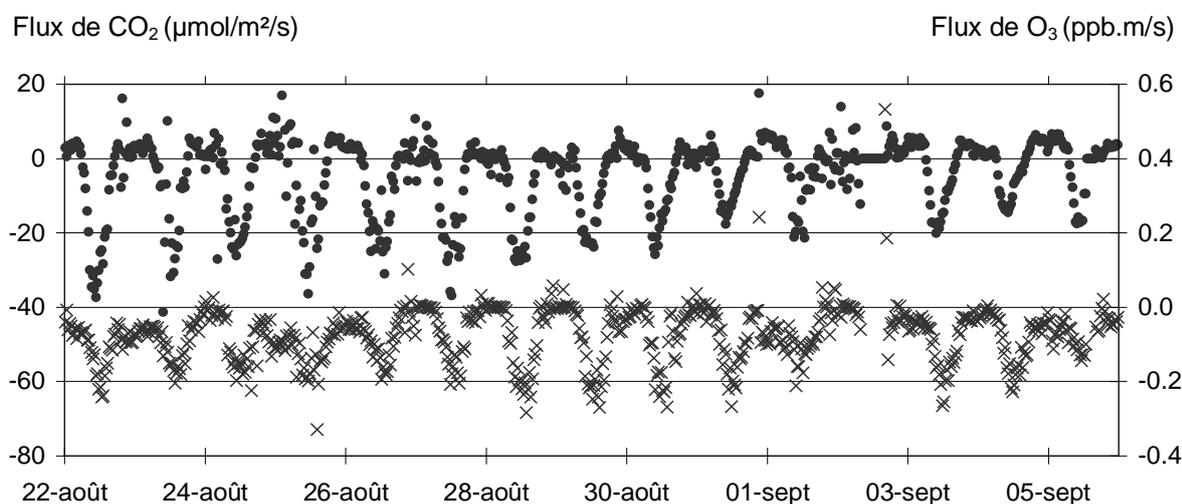


FIGURE 3 – Mesure de flux de CO₂ (ronds) et d'ozone (croix) par la méthode des fluctuations sur une culture de maïs à Grignon (France) en 2005 (base de données du projet CarboEurope-IP).

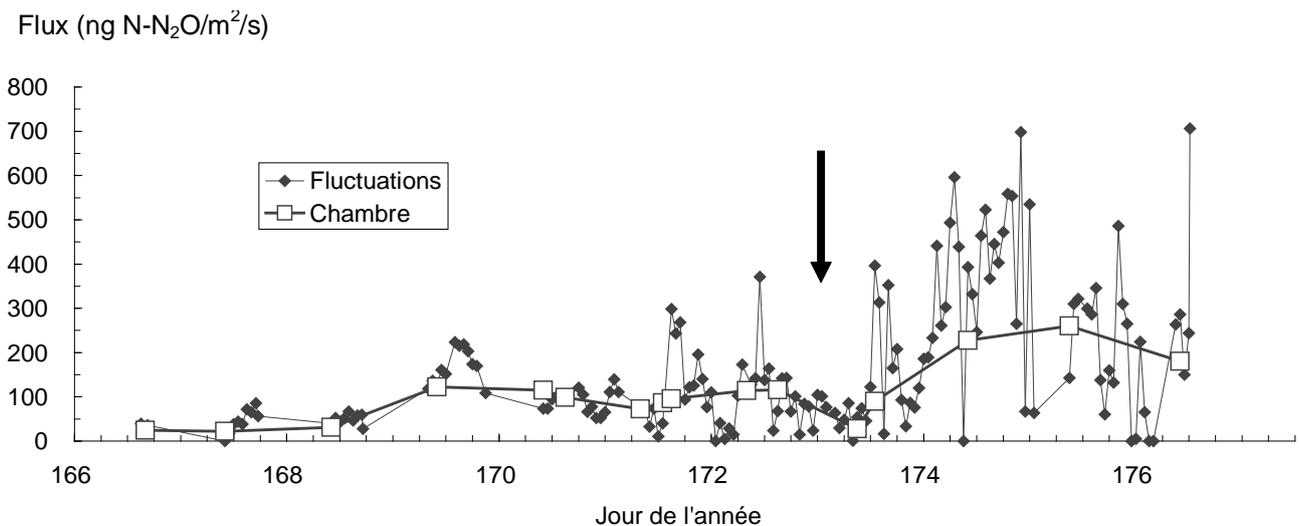


La figure 3 présente des mesures de flux de CO₂ avec la même méthodologie sur une culture de maïs dans le Bassin parisien. On observe bien sûr les mêmes alternances jour-nuit des flux, mais la respiration nocturne est légèrement plus faible, certainement en raison d'un stock de matière organique dans le sol moins important ($\approx 0,8\%$ contre $\approx 2\%$ pour la prairie). L'assimilation nette mesurée en milieu de journée est plus forte sur cette culture de maïs que sur la prairie car celle-ci était en phase de maturation avancée au moment de la coupe (figure 2). La décroissance régulière de l'assimilation nette durant cette période correspond à l'entrée en sénescence de la végétation.

– Les émissions de N₂O par les sols

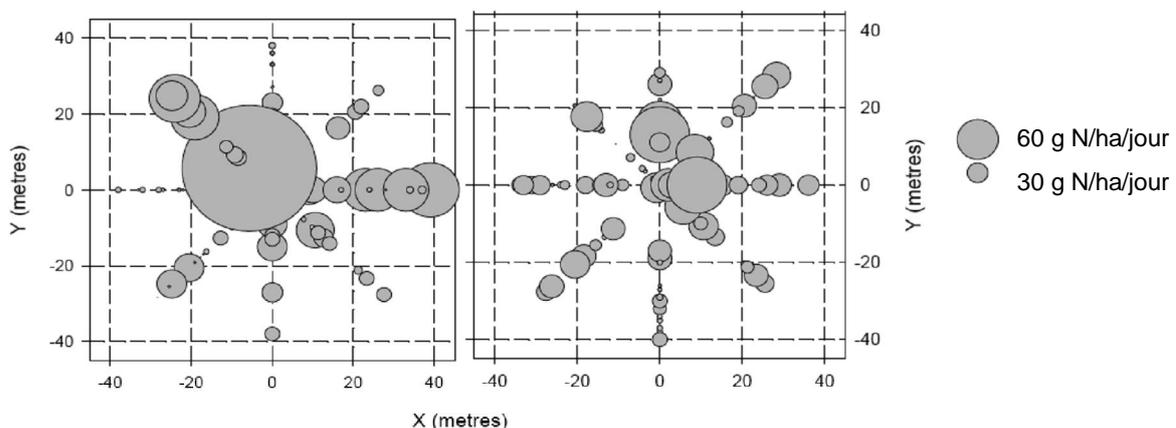
Les mesures d'émissions de N₂O présentées sur la figure 4 (LAVILLE *et al.*, 1999) montrent que ces émissions sont **beaucoup plus faibles** ($1 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s} = 44\,000 \text{ ng}/\text{m}^2/\text{s}$ de N₂O) **et erratiques que les émissions de CO₂**. Elles sont ici **très dépendantes de la fertilisation azotée** : on peut voir qu'elles augmentent fortement deux jours après un apport de 150 kg/ha d'ammoniac anhydre. De telles variations temporelles peuvent aussi être observées après des épisodes pluvieux ou lors du dégel. Dans ces cas, la variation est due principalement à l'occurrence temporaire de conditions anoxiques qui favorisent la dénitrification, source principale de N₂O dans les sols.

FIGURE 4 – Emissions de N₂O mesurées par la méthode des fluctuations turbulentes (losanges noirs) et par des chambres statiques (carrés blancs) sur une culture de maïs irrigué dans les Landes en juin 1996. La flèche indique la date de l'apport d'azote (LAVILLE *et al.*, 1999).



Une autre caractéristique importante des émissions de N₂O est leur extrême variabilité spatiale, comme le montrent des mesures faites sur une prairie pâturée à l'aide de chambres statiques (figure 5). Les émissions varient sur deux ordres de grandeur à des distances de quelques mètres. Cette variabilité est liée à l'hétérogénéité des sols et plus particulièrement à la répartition de la matière organique, des sites anoxiques et des apports d'azote (GERMON *et al.*, 1999 ; MATHIEU *et al.*, 2005).

FIGURE 5 – Variabilité spatiale des émissions de N₂O sur une prairie pâturée par des bovins à Laqueuille (France). Mesures réalisées à l'aide de chambres statiques « rapides » (10 minutes par mesure) utilisant un spectromètre à diode laser accordable pour déterminer la variation de concentration en N₂O. (Projet GreenGrass, EVK2-CT2001-00105).



– Les échanges de méthane au niveau des sols et des cultures

La principale source de méthane dans le domaine de l'agriculture est la fermentation entérique des ruminants². Des quantités importantes de méthane peuvent aussi être produites dans les sols où prévalent des conditions anoxiques marquées, permanentes ou temporaires, tels que les sols de rizières ou de zones inondées comme des marais (ROGER *et al.*, 1999). Une partie importante du méthane produit en profondeur est toutefois oxydée en CO₂ lors de son passage dans les couches superficielles du sol ou dans l'eau, réduisant ainsi fortement les émissions à la surface. En dehors de ces conditions, les émissions de méthane par les sols sont faibles. A l'inverse, les sols peuvent aussi oxyder le méthane atmosphérique. Le potentiel d'oxydation est généralement plus faible sur les sols fertilisés en raison de compétition avec l'ammonium (SITLAULA *et al.*, 2000a). Le tassement réduirait également ce potentiel. A l'échelle de la France, les sols sont vraisemblablement plutôt un puits qu'une source de méthane (ROGER *et al.*, 1999).

KEPLER *et al.* (2006) ont mis en évidence récemment des émissions de méthane directes par les plantes en conditions aérobies. Les mécanismes conduisant à ces émissions n'ont toutefois pas été identifiés, et ces données doivent être confirmées.

– Emissions et dépôts d'autres composés : NO, O₃, CH₄, COV

Les sols et les cultures peuvent aussi être des sources et des puits significatifs de composés ayant un effet direct ou indirect (précurseurs de GES, impact sur les nuages) sur l'effet de serre. Les oxydes d'azote (NO_x = NO + NO₂) et les composés organiques volatils (COV) sont les principaux précurseurs de l'ozone troposphérique qui est un gaz à effet de serre, mais est plus souvent étudié pour son impact sur la santé de l'homme et des écosystèmes en raison de son caractère très oxydant (irritation des voies respiratoires, diminution de la photosynthèse). La part des surfaces naturelles dans la production de ces deux familles de composés est importante. SERÇA *et al.* (2004) ont estimé la part des émissions de NO_x par les sols à 5% des émissions totales en France. Elles pourraient atteindre 40% à l'échelle globale (DAVIDSON et KINGERLEE, 1997). Les COV représentent toute une famille de composés organiques produits par la végétation du fait de leur métabolisme usuel ou en réponse à différents stress (FUENTES *et al.*, 2000). Ces émissions naturelles représenteraient environ la moitié des émissions de COV en France (LUCCHETA *et al.*, 2000) ou en Europe (SIMPSON *et al.*, 1999) et 90% à l'échelle globale (GUENTHER *et al.*, 1995). Les COV sont produits principalement par les arbres sous forme d'isoprène et de monoterpènes, mais les cultures et les prairies émettent également des COV de natures différentes, en particulier des COV oxygénés tels que le méthanol, l'acétone, des alcanes et alkènes... qui pourraient représenter 10% des émissions de COV d'origine naturelle.

2. Pratiques agricoles, climat et bilans de GES

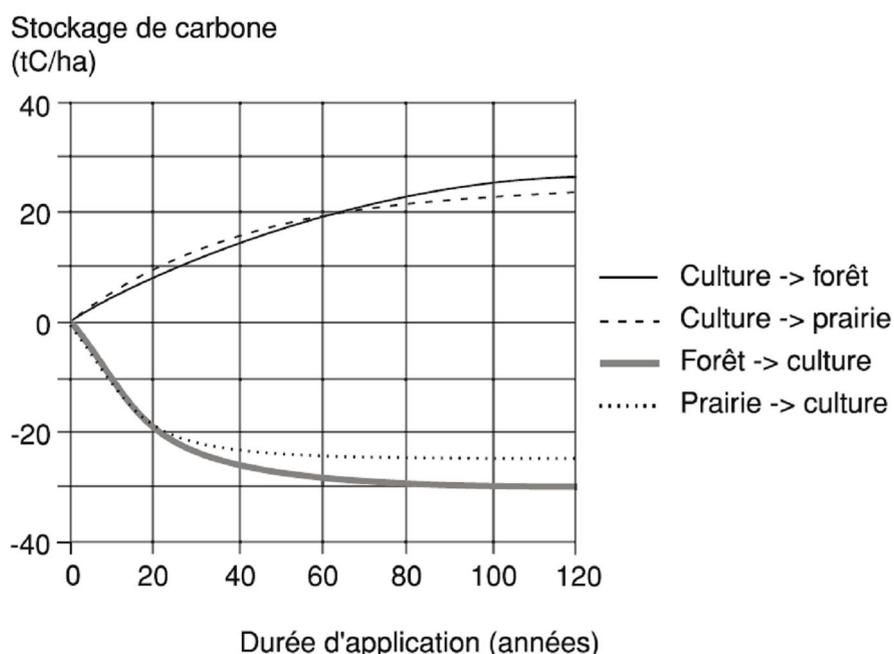
Il est important de se rappeler que les émissions et dépôts de GES dans les systèmes agricoles et prairiaux résultent de processus naturels. Ceux-ci sont toutefois généralement amplifiés par l'intensification de la production et peuvent être affectés par certaines pratiques agricoles. Parmi celles-ci, la **fertilisation azotée a une influence directe sur les émissions de N₂O**. La méthodologie du GIEC (Groupe Intergouvernemental d'Etude du Climat) (IPCC, 2001) considère que les émissions de N₂O sont proportionnelles aux apports d'azote : un facteur d'émissions de 1,25% est utilisé jusqu'à aujourd'hui. Ce coefficient pourrait toutefois être remis en cause car diverses synthèses récentes ont mis en évidence des valeurs différentes. Dans le cadre du projet européen GreenGrass (SOUSSANA *et al.*, 2005), par exemple, les valeurs mesurées sur plusieurs cycles annuels dans des contextes pédoclimatiques différents sur toute l'Europe ont mis en évidence un facteur d'émission moyen plus faible que celui du GIEC (≈ 0,7%). De plus, une différence a été obtenue entre prairies pâturées et fauchées. A partir d'une synthèse de données mesurées en Europe, FREIBAUER (2003) propose une nouvelle méthodologie pour les sols cultivés avec des coefficients différents et également plus faibles.

² Les mesures d'émission de méthane par des bovins au pâturage sont présentées dans la communication de C. MARTIN

Les modalités de travail du sol sont également une source de variation des flux. L'enfouissement des engrais organiques et particulièrement des lisiers, habituellement réalisé pour diminuer les émissions d'ammoniac, tend à augmenter la dénitrification avec des effets contrastés sur l'intensité des émissions de N₂O. Dans les sols présentant une faible capacité de réduction du N₂O en N₂, les travaux de HÉNAULT *et al.* (2001) et de MATHIEU *et al.* (2005) suggèrent qu'un apport de matières organiques, en stimulant particulièrement la réduction microbienne du N₂O en N₂, pourrait diminuer l'intensité des émissions de N₂O. De manière générale, la compaction du sol favorise les émissions de N₂O par la diminution de la porosité et de la diffusion d'oxygène dans le sol (SITLAULA *et al.*, 2000b) qu'elle cause. **L'efficacité du travail réduit du sol reste controversée** : s'il est généralement admis qu'il favorise le stockage de carbone dans les sols, il augmente en général les émissions de N₂O par le sol. Une augmentation des émissions de N₂O de 25% a été observée sur une parcelle non labourée par rapport à un labour classique. Compte tenu des multiples effets contradictoires, il est difficile de tirer des conclusions précises sur l'effet des différentes techniques agricoles car les interactions avec les facteurs du milieu (sol, climat) sont multiples et complexes, induisant une grande variabilité. On ne peut donc établir des valeurs représentatives telles que les facteurs d'émission (IPCC, 2001) qu'à partir d'un nombre significatif d'observations obtenues dans des conditions variées. Ces valeurs ne sont pertinentes que sur des échelles d'espace assez grandes (région et non pas parcelle).

En revanche, il est bien établi que **des changements profonds de pratiques ont un effet majeur sur le stock de carbone dans les sols.** En prairie, on a pu estimer qu'une conversion des prairies temporaires en prairies permanentes, un allongement de la durée des prairies temporaires et une intensification modérée des prairies permanentes s'accompagnaient d'un stockage de carbone organique de 0,1 à 0,5 t C/ha/an pendant les 20 premières années suivant l'adoption de ces pratiques (SOUSSANA *et al.*, 2004). En revanche, une intensification forte par fertilisation azotée des prairies les plus pauvres peut s'accompagner d'une perte rapide de carbone du sol. Le retournement des prairies et la conversion des forêts en cultures provoquent un déstockage rapide du carbone organique du sol (figure 6). Ces changements de pratique sont d'ailleurs **l'un des risques majeurs** d'augmentation de la contribution de l'agriculture à l'effet de serre. **Le déstockage est en effet nettement plus rapide que le stockage de carbone des sols.**

FIGURE 6 – Evolutions du stock de carbone organique dans le sol de surface (0-30 cm) associées à des changements d'utilisation du sol. Le stockage de carbone est plus lent (≈0,5 t C/ha/an durant les 20 premières années) que le déstockage (≈1 t C/ha/an) (ARROUAYS *et al.*, 2002).

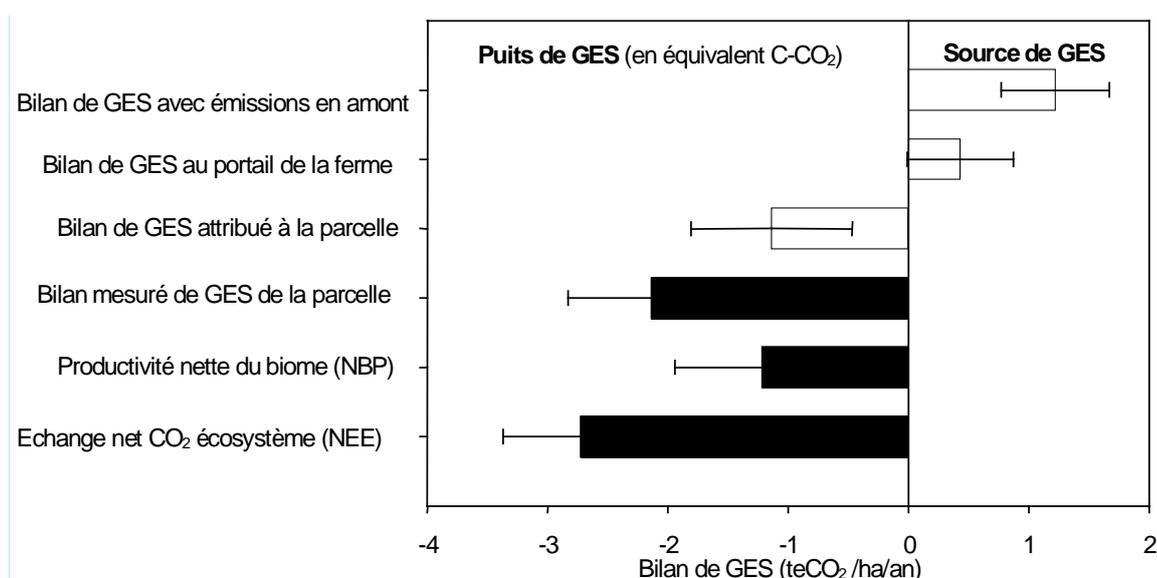


Les stocks de carbone du sol sont également vulnérables au changement climatique. Récemment, BELLAMY *et al.* (2005) ont mis en évidence une forte diminution du stock de carbone organique des sols britanniques, atteignant de 2 à 6 g/kg de sol et par an. Au total, les émissions de CO₂ associées à ce déstockage correspondraient à 8% des émissions anthropiques de CO₂ de la Grande-Bretagne. De plus, un événement climatique exceptionnel comme la vague de chaleur et la sécheresse durant l'été 2003 s'est accompagné d'une perte de carbone par les écosystèmes qui a été chiffrée à près de 0,5 Gt C à l'échelle de l'Europe (soit 40% des émissions anthropiques annuelles) (CIAIS *et al.*, 2005).

Ces effets parfois contradictoires montrent bien l'importance de **considérer l'ensemble des GES** et non pas seulement le CO₂ ou le N₂O et le fonctionnement des couverts végétaux en interaction avec leur environnement et les pratiques agricoles. A partir d'un travail de modélisation utilisant des modèles de fonctionnement de cultures, SIX *et al.* (2004) ont montré que le non travail du sol avait un effet négatif sur l'effet de serre les premières années en raison d'émissions nettement plus importantes de N₂O, mais que cet effet devenait positif au bout d'une vingtaine d'années en raison du maintien du stockage de carbone et d'une diminution des écarts d'émissions de N₂O. L'effet positif était plus marqué en conditions humides.

De même, lorsqu'on réalise un bilan d'effet de serre il est important de considérer l'**échelle d'intégration des flux**. Le projet européen GreenGrass a étudié, pendant deux ans, 9 sites prairiaux ainsi que des fermes d'élevage de bovins. Le bilan de GES des trois gaz (CO₂, N₂O et CH₄) a été calculé en équivalents CO₂ (figure 7). Les échanges nets avec l'atmosphère (NEE) montrent que les prairies étudiées étaient des puits de CO₂, d'une intensité (2,7 t C-CO₂/ha.an) comparable à celle de forêts tempérées. Mais les émissions de N₂O et de CH₄ (dans les sites pâturés) représentaient, respectivement, 6 et 32% de la NEE, induisant un bilan moins positif à l'échelle de la parcelle. De plus, les exportations de C organique (récoltes) étaient plus fortes que les apports (fumiers) ; le stockage net de carbone (NBP) dans la prairie était donc réduit de 44% par rapport au puits atmosphérique. Au total, le bilan de GES attribué aux prairies correspond à un puits modéré (1,1 t C-CO₂/ha.an), avec une forte variabilité entre sites et entre années. Si l'on va jusqu'à l'échelle de la ferme, le bilan de fermes d'élevage bovin indique, en moyenne, une source de GES. Cette source est plus forte si l'on considère les émissions indirectes produites lors de la fabrication des intrants (engrais, fuel, aliments concentrés) utilisés par les fermes.

FIGURE 7 – Bilan de GES des sites du projet GreenGrass (en équivalent CO₂). Les barres horizontales correspondent à l'écart type entre sites (SOUSSANA *et al.*, 2005). Les valeurs négatives correspondent à des puits de GES).



Selon l'échelle à laquelle on considère le bilan de GES, des conclusions différentes peuvent donc être obtenues, puisque les prairies étudiées correspondaient à des puits de gaz à effet de serre alors que les fermes d'élevage étaient vraisemblablement des sources. Une méthode suffisamment simple de calcul du bilan de GES à l'échelle de la ferme serait utile pour diagnostiquer sa contribution nette à l'effet de serre et envisager des ajustements des pratiques.

Conclusions

Au plan méthodologique, estimer les flux d'émissions et de dépôt de GES depuis une culture ou une prairie est une opération délicate, qui demande des moyens techniques sophistiqués. Les résultats sont encore empreints d'une grande incertitude et restent difficiles à généraliser en raison des difficultés météorologiques et de la forte variabilité des conditions naturelles, qu'elles soient d'origine biotique (plantes, flore microbienne du sol) ou abiotique (température, teneur en eau du sol). Pour faire une évaluation environnementale pertinente des systèmes agricoles, il apparaît aujourd'hui indispensable de pouvoir estimer les flux de l'ensemble des gaz à effet de serre non seulement à l'échelle d'une parcelle, mais également à des échelles supérieures (exploitation, petite région). Il faudrait également s'efforcer dans un proche avenir d'évaluer la contribution d'autres composés contribuant directement ou indirectement à l'effet de serre tels que l'ozone, les NO_x, les COV et les particules. Enfin, la généralisation des résultats obtenus et leur extension à d'autres situations ou à d'autres échelles demanderont un investissement plus approfondi dans la modélisation des émissions et des dépôts de GES dans les agrosystèmes.

Références bibliographiques

- ARROUAYS D., BALESSENT J., GERMON J.C., JAYET P.A., SOUSSANA J.F., STENGEL P. (2002): Stocker du carbone dans les sols agricoles de France. Expertise scientifique collective, 334 pp.
- CELLIER P., GARREC J.P., BRIGNON J.M., JACQUEMOUD S. (2005) : Impacts sur les écosystèmes. In : "Pollution par les particules atmosphériques : état des connaissances et perspectives de recherche", Ebner P., Le Moullec Y., Weill A. (eds.), Primequal-Predit, La Documentation française, Paris, Chap. 7, 221-236.
- BELLAMY P.H., LOVELAND P.J., BRADLEY R.I., LARK R.M. & KIRK G.J.D. (2005) : Carbon losses from all soils across England and Wales 1978–2003. *Nature*, 437, 245-248.
- CIAIS P, REICHSTEIN M, VIOVY N, GRANIER A, OGEE J, ALLARD V, AUBINET M, BUCHMANN N, BERNHOFER C, CARRARA A, CHEVALLIER F, DE NOBLET N, FRIEND AD, FRIEDLINGSTEIN P, GRUNWALD T, HEINESCH B, KERONEN P, KNOHL A, KRINNER G, LOUSTAU D, MANCA G, MATTEUCCI G, MIGLIETTA F, OURCIVAL JM, PAPALE D, PILEGAARD K, RAMBAL S, SEUFERT G, SOUSSANA JF, SANZ MJ, SCHULZE ED, VESALA T, VALENTINI R (2005) : An unprecedented reduction in the primary productivity of Europe during 2003 caused by heat and drought. *Nature*, 437, 529-532.
- DAVIDSON E.A, KINGERLEE, W. (1997): A global inventory of nitric oxide emissions from soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 48, 47-50.
- FREIBAUER A. (2003) : Regional inventory of biogenic greenhouse gas emissions from European agriculture. *Eur. J. Agron.*, 19, 135-160
- FUENTES J.D., LERDAU M. ATKINSON R., BALDOCCHI D., BOTTENHEIM J.W., CICIOLLI P. LAMB B., GERON C., GU L., GUENTHER A., SHARKEY T.D., STOCKWELL W., 2000. Biogenic hydrocarbons in the atmospheric boundary layer : a review. *Bull. Amer. Meteorol. Soc.*, 81, 1537-1575.
- GERMON J.C., HÉNAULT C., GARRIDO F., REAZU R. (1999) : Mécanismes de production, régulation et possibilités de limitation des émissions de N₂O à l'échelle agronomique. *C.R. Acad. Agri. Fr.*, 85, 148-162.
- GUENTHER A. *et al.* (1995) : A global model of natural volatile organic compound emissions. *J. Geophys. Res.*, 100, 8873-8892.
- HÉNAULT C., CHÈNEBY D., HEURLIER K., GARRIDO F., PÉREZ S., GERMON J.C. (2001) : Laboratory kinetics of soil denitrification are useful to discriminate soils with potentially high levels of N₂O emission on the field scale. *Agronomie.*; 21, 713-723.
- IPCC (2001) : Climate change 2001 : the scientific basis. In : Intergovernmental Panel on Climate Change
- KEPPLER F., HAMILTON J.T.G., BRA M., RÖCKMANN . (2006): Methane emissions from terrestrial plants under aerobic conditions. *Nature*, 439, 187-191.
- LAVILLE P., JAMBERT C., CELLIER P., DELMAS R. (1999) : Nitrous oxide fluxes from a fertilised maize crop using micrometeorological and chamber methods. *Agric. Forest Meteorol.*, 96, 19-38.
- LUCHETTA L., SIMON V., TORRES L. (2000): Emission des principaux composés organiques volatils biogéniques en France. *Poll. Atmos.* 167, 387-412

- MATHIEU O., LEVEQUE J., HENAULT C., MILLOUX M.J., BIZOUARD F., ANDREUX F (2005) : Emissions and spatial variability of N₂O, N₂ and nitrous oxide mole fraction at the field scale, revealed with ¹⁵N isotopic techniques. *Soil Biol. Biochem.*, sous presse.
- ROGER P., LE MER J., JOULIAN C. (1999) : L'émission et la consommation de méthane par les sols : mécanismes, bilan, contrôle. *C.R. Acad. Agri. Fr.*, 85, 193-210.
- SERÇA D., LAVILLE P., BEEKMANN M., HÉNAULT C., GABRIELLE B., RAVETTA F., CORTINOVIS J. (2004) : Emissions d'oxydes d'azote par les sols. Mesures, modélisation, cadastre et inventaire. Impact sur la qualité de l'air, le changement climatique, et évaluation des gisements de réduction de ces émissions. Rapport final du projet GICC. XX p
- SIMPSON D. ET AL., 1999. INVENTORYING EMISSIONS FROM NATURE IN EUROPE. *J. Geophys. Res.*, 104, 8113-8152.
- SITAUOLA B.K., HANSEN S., SITAUOLA J.I.B., BAKKEN L.R. (2000a) : Methane oxidation potentials and fluxes in agricultural soils : effect of fertilisation and soil compaction. *Biogeochemistry*, 48, 323-339.
- SITAUOLA B.K., HANSEN S., SITAUOLA J.I.B., BAKKEN L.R. (2000b) : Effect of soil compaction on N₂O emission in agricultural soil. *Chemosphere*, 2, 367-371.
- SIX J., OGLE S.M., BREIDT F.J., CONAN R.T., MOSIER A.R., PAUSTIAN K. (2004) : The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practised in the long-term. *Global Change Biol.*, 10, 155-160.
- SKIBA U.M., MCTAGGARTI.P. (1996) : Estimates of nitrous oxide emissions from soil in the UK. *Energy Conservation Management*, 37, 1303-1308.
- SOUSSANA J.F., LOISEAU P., VUICHARD N., CESCHIA E., BALESSENT J., CHEVALLIER T. AND ARROUAYS D. (2004) : Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use and Management*, 20, 219-230.
- SOUSSANA J F (2005) : Sources and sinks of greenhouse gases from European grasslands and mitigation options: The GreenGrass project. In: O'Mara F.P., Wilkins R.J., Mannetje L.'t., Lovetts D.K., Rogers P.A.M., Boland T.M. (eds): XX International Grassland Congress: Offered Papers, Wageningen Academic Publishers, ISBN 9076998817, pp. 564.
- SUTTON M.A., MILFORD C., NEMITZ E., THEOBALD M.R., HILL P.W., FOWLER D., SCHJOERRING J.K., MATTSSON M.E., NIELSEN K.H., HUSTED S., ERISMAN J.W., OTJES R., HENSEN A., MOSQUERA J., CELLIER P., LOUBET B., DAVID M., GENERMONT S., NEFTEL A., BLATTER A., HERRMANN B., JONES S.K., HORVATH L., FÜHRER E., MANTZANAS K., KOUKOURA Z., GALLAGHER M., WILLIAMS P., FLYNN M., RIEDO M. (2001) : Biosphere-atmosphere interactions of ammonia with grasslands: experimental strategy and results from a new European initiative. *Plant and Soil*, 228, 131-145.