

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

Les cultures et les prairies sont le lieu de production et d'absorption de gaz à effet de serre (GES) : CO₂ et N₂O, mais il ne faut pas oublier CH₄, surtout sur les prairies pâturées, ainsi que l'ozone et ses précurseurs. Cette synthèse présente les principaux facteurs connus qui modifient les flux de GES ou de stockage de carbone.

RÉSUMÉ

Les flux de GES sur une culture ou une prairie peuvent être estimés par différentes méthodes, rapidement présentées. 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...). 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).

MOTS CLÉS

Facteur climat, facteur édaphique, fertilisation, gaz à effet de serre, méthane, méthode d'estimation, protoxyde d'azote, système de production, travail du sol

KEY-WORDS

Climatic factor, edaphic factor, estimation method, fertilization, greenhouse-effect gas, methane, nitrogen proto-oxyde, production system, tillage

AUTEURS

1 : INRA UR Agronomie, 234, avenue du Brézé, 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

Introduction

Comme tous les écosystèmes, les cultures et les prairies échangent de nombreux composés gazeux et particuliers 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). Des composés azotés (NH_3 , NO, NO_2) peuvent également être émis par la plante, en particulier quand celle-ci est bien alimentée en azote (SUTTON *et al.*, 2001). Les sols, quant à eux, 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. À 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.*, 2005).

Même si l'on ne considère que les échanges de gaz à effet de serre (GES), la prairie est un système complexe, surtout s'il s'agit d'une prairie pâturée. Les prairies sont connues pour leur potentiel de stockage de carbone dans le sol (ARROUAYS *et al.*, 2002) : la pérennité de cette activité 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. En outre, 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 et de NO plus fortes sous prairie que sous culture (SKIBA et MC TAGGART, 1996). À ceci se rajoutent les flux de GES (CO_2 , CH_4 , N_2O) 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 émissions importantes sur des périodes courtes (travail du sol, enfouissement des résidus, fertilisation).

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

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

méthodes indirectes de bilan, basées sur une mesure de la variation du stock, ne sont en général applicables que pour mesurer les variations à long terme, et principalement pour le carbone.

Pour mesurer directement les flux, les méthodes les plus simples d'un point de vue technique sont les **méthodes de chambre**. Dans une enceinte close placée sur la surface expérimentale (quelques dm^2 à 1 m^2), le flux est déduit de l'augmentation (émission) ou de la diminution (absorption) de la concentration (**chambre statique**) ou de la concentration à l'équilibre dans la chambre (**chambre dynamique**). Ces méthodes 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 et il est nécessaire de procéder à un nombre suffisant de répétitions compte tenu de la forte variabilité spatiale des émissions.

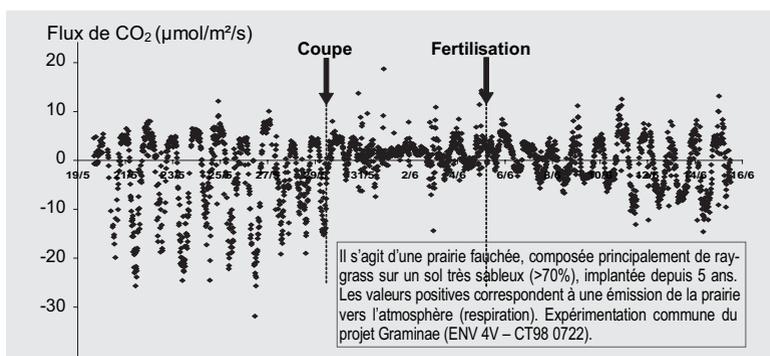
Les **méthodes micrométéorologiques** mesurent le transfert entre la surface et l'atmosphère selon la verticale à l'aide de mesures de concentrations du gaz concerné, de vent et de température. Les **méthodes de gradient** utilisent des mesures de concentration, vent et température à différentes hauteurs 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. La **méthode des fluctuations turbulentes** mesure le flux instantané par le produit de la vitesse verticale du vent par la concentration, et celui-ci est intégré sur une période de l'ordre de l'heure. Cette méthode est actuellement employée sur plus de 90 sites en Europe pour mesurer en continu les flux de CO_2 sur diverses surfaces naturelles (forêts, prairies et cultures) dans le cadre du projet CarboEurope-IP. Elle reste encore expérimentale pour des composés tels que N_2O , CH_4 , NO ou NH_3 .

■ Les flux de CO_2 entre un couvert végétal et l'atmosphère

Les flux de CO_2 , 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 1) met en évidence les

FIGURE 1 : Mesure de flux de CO_2 par la méthode des fluctuations sur une prairie fauchée en mai-juin 2000 à Braunschweig (Allemagne ; SUTTON *et al.*, 2001).

FIGURE 1 : Measurement of CO_2 flows by the fluctuation method on a mown pasture in May-June 2000 in Brunswick (Germany ; SUTTON *et al.*, 2001).



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

■ Les émissions de N₂O par les sols

Les mesures d'émissions de N₂O (LAVILLE *et al.*, 1999) montrent que ces émissions sont **beaucoup plus faibles** (quelques g à centaines de g/ha/jour, comparées à quelques dizaines à centaines de kg/ha/jour pour la photosynthèse) **et erratiques que les émissions de CO₂**. Elles sont ici **très dépendantes de la fertilisation azotée**. De fortes 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. 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 2). 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).

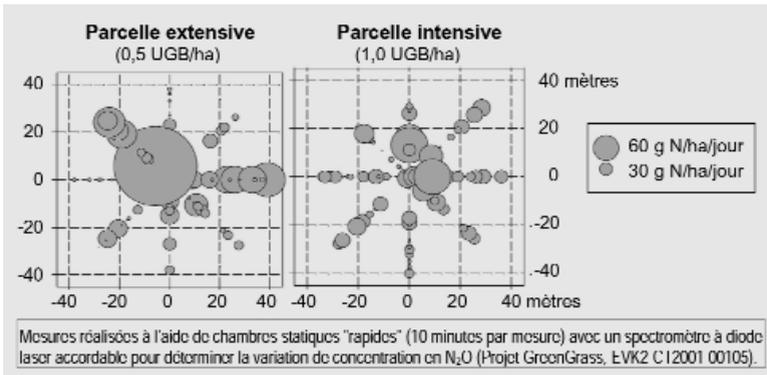


FIGURE 2 : Variabilité spatiale des émissions de N₂O sur une prairie pâturée par des bovins à Laqueuille (France).

FIGURE 2 : Spatial variation of N₂O production on a pasture grazed by cattle in Laqueuille (France).

■ 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

² : Les mesures d'émission de méthane par des bovins au pâturage sont présentées dans la communication de S. Hacala dans cet ouvrage et seront abordées dans celle de C. Martin et al., dans le prochain numéro de Fourrages (187)

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 sols sont plutôt un puits en oxydant le méthane atmosphérique. **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 impliqués dans l'effet de serre : NO, O₃, CH₄, COV

Lorsqu'on parle d'effet de serre, on ne considère très souvent que les 3 gaz principaux (CO₂, CH₄, N₂O). Il ne faut pourtant pas oublier que d'autres composés ont un impact radiatif significatif, en particulier **l'ozone troposphérique** (forçage radiatif additionnel de 0,35 W/m², supérieur à celui de N₂O) et les aérosols (IPCC, 2001). 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 (il 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 des plantes). La part des surfaces naturelles dans la production de ces 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 (LUCHETTA *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.

Concernant **les aérosols**, l'agriculture est une source significative puisque sa contribution est évaluée à 36% des émissions de particules primaires en France (CITEPA, 2005). Leur origine est principalement liée aux travaux culturaux (travail du sol, récolte, manipulation des produits récoltés) et à la combustion de biomasse.

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.

■ Fertilisation azotée et émissions de N₂O

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'émission 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. SKIBA et Mc TAGGART (1996) ont observé des émissions plus fortes sur prairies que sur cultures alors que dans le cadre du projet européen GreenGrass (SOUSSANA, 2005), 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 ($\approx 0,7\%$). De plus, une différence a été obtenue entre prairies pâturées et fauchées. Pour les sols cultivés FREIBAUER (2003) propose une nouvelle méthodologie établie à partir d'une synthèse de données mesurées en Europe et qui utilise comme variables explicatives la teneur en carbone et la texture des sols. Cette méthodologie conduit également à des émissions plus faibles que la méthode du GIEC. Elle permet de prendre en compte l'influence des variables locales sur les émissions.

■ Enfouissement des matières organiques

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. FLESSA et BEESE (2000) ont observé en conditions contrôlées des émissions de N₂O 16 fois plus fortes lorsque le lisier était enfoui. Les effets sont toutefois contrastés. 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 alors que la dénitrification totale est augmentée. De manière générale, la compaction du sol favorise les émissions de N₂O en augmentant le risque d'anoxie par diminution de la porosité et de la diffusion d'oxygène dans le sol (SITLAULA *et al.*, 2000).

■ Travail réduit du sol et flux de GES

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 souvent les émissions de N₂O par le sol (SIX *et al.*,

2004). En revanche, les effets pourraient être différents à long terme : à partir d'une synthèse sur de nombreuses données provenant essentiellement d'Amérique du Nord et d'Europe et prenant en compte les flux de CO₂, N₂O et CH₄, Six *et al.* (2004) ont montré que l'effet du non-travail était beaucoup plus variable et complexe qu'imaginé initialement. Négatif à court terme (5 ans), il deviendrait positif à long terme (20 ans) en raison du maintien de la vitesse de stockage de carbone et d'une diminution des écarts d'émissions de N₂O. L'effet positif était plus marqué en conditions humides. Cette tendance et ses causes suggèrent que la maîtrise de la fertilisation est essentielle pour contrôler les bénéfices du stockage de carbone dans les sols.

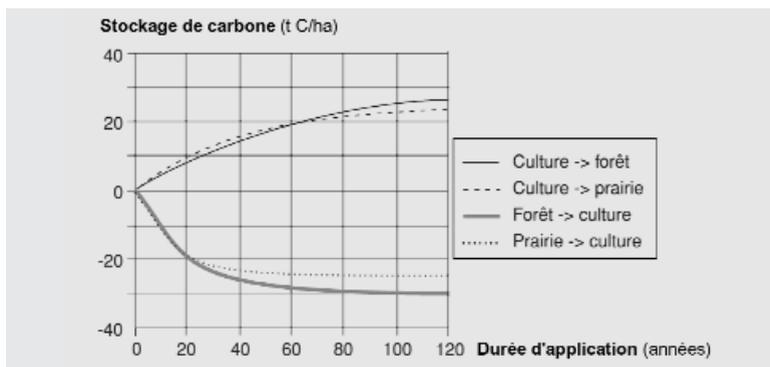
■ Changement des pratiques, changement climatique et stocks de carbone dans les sols

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 3). 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 (≈1 t C/ha/an) est en effet nettement plus rapide que le stockage de carbone des sols (≈0,5 t C/ha/an)** durant les 20 premières années). ARROUAYS *et al.* (2002) ont montré que la conversion des prairies en terres cultivées au cours de la deuxième moitié du 20^e siècle avait eu un effet dépressif important sur les stocks de carbone des sols en France.

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

FIGURE 3 : Evolutions du stock de carbone organique dans le sol de surface (0-30 cm) associées à des changements d'utilisation du sol (ARROUAYS *et al.*, 2002).

FIGURE 3 : Changes in the amount of carbon stored in the top soil (0-30 cm) linked to different utilizations of the soil (ARROUAYS *et al.*, 2002).



sols britanniques, atteignant de 2 à 6 g/kg de sol et par an. Cette diminution serait liée au changement climatique plus qu'aux changements d'usage des sols et est plus forte pour les sols riches en matière organique. Au total, les émissions de CO₂ associées à ce déstockage correspondraient à 8% des émissions anthropiques de CO₂ de la Grande-Bretagne. En Europe, un événement climatique exceptionnel comme 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 du continent (soit 40% des émissions anthropiques annuelles), annihilant 4 ans de stockage de carbone dans les sols (CIAIS *et al.*, 2005). En Europe de l'Est, ces pertes seraient dues à la sécheresse, alors que ce serait plutôt la vague de chaleur qui en serait responsable en Europe de l'Ouest.

■ Bilan d'effet de serre en agriculture

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**. Les futures expérimentations devront donc s'efforcer de mesurer l'ensemble des flux de GES, voire de leurs précurseurs, sur des durées longues pour prendre en compte la variabilité interannuelle et certains épisodes clefs. L'extrapolation à des zones plus grandes ne pourra se faire sans le développement et l'utilisation de modèles de cultures et de systèmes de culture prenant en compte de manière explicite les interactions avec le milieu (sol, climat) et la gestion de l'exploitation agricole.

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 4). Les échanges nets avec l'atmosphère montrent que les prairies étudiées étaient des puits de CO₂, d'une intensité (2,5 t C-CO₂/ha/an) comparable à celle de forêts tempérées. Si on intègre dans ce bilan les exportations de C organique (récoltes) et les apports (fumiers), le stockage net de carbone dans la parcelle est fortement réduit par

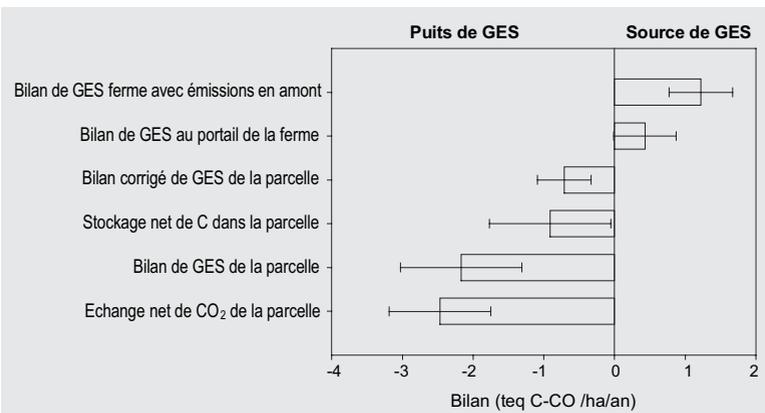


FIGURE 4 : **Bilan de GES des sites du projet GreenGrass** (moyennes et écarts types entre sites ; SOUSSANA, 2005).

FIGURE 4 : **Total assessment of greenhouse-effect gases on the sites of the GreenGrass project** (means and standard deviations among sites ; SOUSSANA, 2005).

rapport au puits atmosphérique car les apports étaient plus faibles que les exportations. Toujours à l'échelle de la parcelle et en prenant en compte en équivalents carbone les émissions de N_2O et de CH_4 (dans les sites pâturés), qui représentaient respectivement 6 et 20% de l'échange net de CO_2 , on calcule un bilan de GES mesuré. Toutefois, ce bilan de GES de la parcelle doit être corrigé pour tenir compte des émissions de CO_2 et de CH_4 qui ont lieu à l'étable du fait de la digestion du fourrage récolté dans la parcelle. Au total, le bilan de GES attribué aux prairies correspond à un puits modéré (0,71 t C- CO_2 /ha/an), avec une forte variabilité entre sites et entre années. Si l'on va jusqu'à l'échelle de la ferme ("Bilan de GES au portail de la ferme"), le bilan de fermes d'élevage bovin indique, en moyenne, une source de GES. Cette source est encore plus forte si l'on considère les émissions indirectes produites lors de la fabrication des intrants (engrais, fuel, aliments concentrés) utilisés par les fermes ("Bilan de GES avec émissions en amont").

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'elle soit d'origine biotique (plantes, flore microbienne du sol) ou abiotique (température, teneur en eau du sol).

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. Cela exige de partir de synthèses des données existantes ou d'établir des dispositifs multi-locaux de mesure des émissions. Ces valeurs ne sont pertinentes que si on les utilise pour faire des estimations sur des échelles d'espace assez grandes (région et non pas parcelle).

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.

Intervention présentée aux Journées de l'A.F.P.F.,
"Prairies, élevage, consommation d'énergie et gaz à effet de serre",
les 27 et 28 mars 2006.

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.
- 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.
- CELLIER P., GARREC J.P., BRIGNON J.M., JACQUEMOUD S. (2005) : "Impacts sur les écosystèmes", *Pollution par les particules atmosphériques : état des connaissances et perspectives de recherche*, Ebner P., Le Moullec Y., Weill A. édés., Primequal-Predit, La Documentation française, Paris, Chap. 7, 221-236.
- CIAS 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 A.D., FRIEDLINGSTEIN P., GRUNWALD T., HEINESCH B., KERONEN P., KNOHL A., KRINNER G., LOUSTAU D., MANCA G., MATTEUCCI G., MIGLIETTA F., OURCIVAL J.M., PAPAIE D., PILEGAARD K., RAMBAL S., SEUFERT G., SOUSSANA J.F., SANZ M.J., SCHULZE E.D., 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.
- CITEPA (2005) : *Inventaire des émissions de polluants atmosphériques en France. Séries sectorielles et analyses étendues. Rapport d'inventaire national*, 248 pp.
- DAVIDSON E.A., KINGERLEE, W. (1997) : "A global inventory of nitric oxide emissions from soil", *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 48, 47-50.
- FLESSA H., F. BEESE (2000) : "Laboratory estimates of trace gas emissions following surface application and injection of cattle slurry", *J. Environ. Qual.*, 29, 262-268.
- 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*, 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., HÉNAULT 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.
- SIMPSON D. *et al.* (1999) : "Inventorying emissions from nature in Europe", *J. Geophys. Res.*, 104, 8113-8152.
- SITAJLA B.K., HANSEN S., SITAJLA J.I.B., BAKKEN L.R. (2000) : "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., McTAGGART I.P. (1996) : "Estimates of nitrous oxide emissions from soil in the UK", *Energy Conservation Management*, 37, 1303-1308.
- SOUSSANA J.F. (2005) : "SOURCES AND SINKS OF GREENHOUSE GASES FROM EUROPEAN GRASSLANDS AND MITIGATION OPTIONS: THE GREENGRASS PROJECT", O'MARA F.P., WILKINS R.J., MANNETJE L.T., LOVETTS D.K., ROGERS P.A.M., BOLAND T.M. EDS., *XXth INT. GRASSL. CONGR.*, WAGENINGEN ACADEMIC PUBLISHERS, pp. 564.
- SOUSSANA J.F., LOISEAU P., VUICHARD N., CESCHIA E., BALESSENT J., CHEVALLIER T., ARROUAYS D. (2004) : "Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands", *Soil Use and Management*, 20, 219-230.
- 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.

SUMMARY

Measurements of greenhouse-effect gases on grasslands and crops : methods and results

Grasslands and crops are both producers and absorbers of greenhouse-effect gases : CO₂ and N₂O, but CH₄ should not be overlooked, especially on grazed pastures, nor should ozone and its precursors. This is a synthesis of the main known factors that affect the flows of greenhouse-effect gases and the storage of carbon. There exist different methods for the measurement of the gas flows from and to crops and grasslands ; they are summarily presented here. Experimental results have shown that these flows vary much in space and time and that they are influenced by many environmental factors (soil, climate) and agricultural practices (fertilizer dressings, tillage, changes in the occupation of the soil, etc.). In order to achieve a pertinent environmental assessment of the agricultural systems, it appears necessary to evaluate the flows of all the greenhouse-effect gases not only at the scale of individual fields, but also at larger scales (farm, small region).