Les sols forestiers, puits de méthane : un service écosystémique méconnu

Daniel Epron – Caroline Plain – Thomas Lerch – Jacques Ranger

Le méthane (CH_4) est le second gaz à effet de serre, derrière le gaz carbonique (CO_2), dont la concentration dans l'atmosphère augmente de manière exponentielle depuis deux siècles du fait des activités humaines, passant de 0,72 partie par million (ppm) en 1750 à 1,84 ppm en 2016. Bien qu'en quantité beaucoup plus faible que le CO_2 (402 ppm en 2016), son pouvoir de réchauffement global, calculé sur un siècle, est 28 fois supérieur à celui du CO_2 (IPCC, 2013). Il est responsable à hauteur de 20 % du réchauffement global. Le méthane contribue également à la production d'ozone dans la troposphère, dont les impacts négatifs sur les écosystèmes forestiers ne seront pas traités ici.

Le méthane qui s'accumule dans l'atmosphère provient de trois types de sources : l'activité de bactéries méthanogènes en milieu anaérobie (zones humides, dont les rizières et les forêts inondées, décharges, système gastro-intestinal des ruminants et des termites…), la combustion de la biomasse et les pertes lors de l'exploitation et de la distribution du gaz naturel. Le temps de résidence du méthane dans l'atmosphère est relativement court (une dizaine d'années). Le plus important puits de méthane[1] est sa réaction avec les radicaux libres présents dans l'atmosphère, notamment les radicaux hydroxyles. Cette oxydation chimique représente 90 à 95 % du puits total. L'oxydation biologique par les bactéries méthanotrophes présentes dans les sols représente le second puits, avec 30 millions de tonnes de méthane absorbées chaque année (IPCC, 2013), et il est principalement localisé en forêt (Dutaur et Verchot, 2007).

L'objectif de cet article est d'exposer le rôle des sols forestiers dans le bilan global du méthane. Après avoir présenté les méthodes permettant de mesurer le flux net de méthane à l'interface sol-atmosphère, et rappelé le rôle des principaux acteurs microbiens dans les processus de production et de consommation de méthane dans les sols, nous synthétiserons les principales connaissances sur le puits de méthane forestier que nous illustrerons de données récemment acquises par nos équipes dans le nord-est de la France.

Mesurer le flux net de méthane

Le flux net de méthane échangé entre le sol et l'atmosphère est mesuré, dans la majorité des études, en plaçant une chambre à la surface du sol, insérée de quelques centimètres pour en assurer l'étanchéité. Lorsque la chambre est fermée pendant quelques minutes, la concentration en méthane dans l'air de la chambre augmente ou diminue, selon que les processus de production ou de consommation dominent le flux net. Par convention, le flux net est noté négativement

(1) Un puits de méthane est défini comme un processus qui consomme du méthane présent dans l'atmosphère.

lorsque la consommation domine. La concentration de méthane dans l'air de la chambre était jusqu'à très récemment mesurée par chromatographie en phase gazeuse, soit de manière statique (un échantillon d'air de la chambre est prélevé régulièrement pour être injecté dans un chromatographe), soit de manière dynamique (une pompe permet à l'air de circuler entre la chambre et le chromatographe). Dans ce dernier cas, l'ouverture et la fermeture du couvercle de la chambre sont souvent automatisées (photo 1a, ci-dessous), permettant des mesures régulières du flux au cours d'une journée. Les progrès récents en spectrophotométrie à diode laser ont permis de remplacer les chromatographes en phase gazeuse par des analyseurs à source infrarouge dans les systèmes dynamiques. Une des limites majeures des systèmes dynamiques reste la surface réduite sur laquelle ils peuvent être déployés, qui dépend de la longueur des tuyaux permettant à l'air de circuler entre les chambres et le chromatographe ou l'analyseur. D'autre part, la consommation d'énergie des pompes et de l'analyseur limite leur emploi sur des sites disposant d'une source d'électricité. Néanmoins, cette approche permet d'avoir une résolution temporelle suffisamment fine (plusieurs mesures par jour) pour établir des bilans fiables, ce que ne permettait pas l'approche statique avec des mesures ponctuelles prises avec une fréquence rarement meilleure que mensuelle.

Photo 1 Chambre de mesure à fermeture automatique du flux net de méthane échangé entre le sol et l'atmosphère (photo 1a à gauche) et tubes hydrophobes perméables aux gaz insérés horizontalement dans le sol à différentes profondeurs (photo 1b à droite). Les deux dispositifs, installés en forêt domaniale des Haut-Bois (Azerailles, Meurthe-et-Moselle), sont couplés à un spectrophotomètre à diode laser permettant de mesurer plusieurs fois par jour le flux net à l'interface sol-atmosphère et le profil vertical de concentration de méthane dans l'air du sol.
Photo a, A. Sy ; photo b, P. Courtois

Une autre approche moins communément mise en œuvre consiste à établir des profils verticaux de concentration en méthane dans le sol, et d'estimer les échanges avec la surface et les transferts entre les horizons du sol en considérant les lois de la diffusion des gaz dans un milieu poreux. Traditionnellement, des collecteurs de gaz sont insérés verticalement dans le sol à différentes profondeurs pour permettre de collecter des échantillons d'air, analysés ensuite par chromatographie en phase gazeuse. Actuellement, l'utilisation de tubes hydrophobes mais perméables aux gaz, insérés horizontalement dans le sol entre deux tranchées rebouchées (photo 1b, ci-dessus), permet de mesurer de manière dynamique l'évolution de la concentration en méthane dans les différents horizons du sol, en couplant ces tubes à un analyseur à source infrarouge comme décrit ci-dessus. Couplée à un modèle « flux–gradient », cette approche permet de localiser dans le sol les horizons dans lesquels le méthane est consommé, et ceux où il est éventuellement produit.

LES MICROORGANISMES MÉTHANOTROPHES ET MÉTHANOGÈNES

La méthanotrophie est un processus biotique d'oxydation du méthane qui, pour les microorganismes, correspond à une source de carbone et d'énergie (Whalen *et al.*, 1990). Dans les sols, le méthane est oxydé et consommé par les bactéries pouvant être subdivisées en deux groupes : les bactéries autotrophes oxydant l'ammonium (AAOB) et les bactéries assimilant le méthane (MAB) (Holmes *et al.*, 1995). Une analyse phylogénétique permet de distinguer des méthanotrophes de type I et de type II. Les organismes utilisant la voie I, dotés d'enzymes présentant une faible affinité pour le méthane, sont à l'origine de l'oxydation du méthane présent en forte concentration. Les organismes utilisant la voie II bénéficient quant à eux d'enzymes présentant une forte affinité pour le méthane mais uniquement s'il est présent à des concentrations inférieures ou égales à la concentration atmosphérique.

La consommation du méthane atmosphérique par les sols forestiers résulte principalement de son oxydation par des méthanotrophes de type II, car elles opèrent à des concentrations faibles telles que celle de l'atmosphère (Roger *et al.*, 1999). Elles sont donc localisées principalement dans les premiers centimètres du sol dans lesquels le méthane atmosphérique diffuse. Sur un site donné, les différences d'activité méthanotrophe mesurées sous différentes essences, plus faible sous Épicéa que sous Hêtre par exemple, résultent de différences d'abondance des bactéries à forte affinité, sans que la structure de la communauté soit différente.

Les méthanotrophes de type I, à faible affinité, sont également présentes dans les sols forestiers. Opérant à plus forte concentration de méthane, elles se développent principalement au-dessus des horizons anoxiques dans lesquels du méthane est produit par les bactéries méthanogènes, et dans la rhizosphère des plantes qui présentent des aérenchymes racinaires permettant à l'oxygène de diffuser depuis la surface jusqu'à ces horizons anoxiques.

Des microorganismes méthanogènes, c'est-à-dire produisant du méthane, sont aussi présents et actifs dans les sols forestiers, en particulier dans les sols hydromorphes, dès lors que ceux-ci sont inondés, même temporairement (Roger *et al.*, 1999). En effet, la méthanogenèse est un métabolisme microbien présent dans les sols où les principaux accepteurs d'électrons (oxygène, nitrate, sulfate, fer ferrique) sont en quantités limitantes (Balch *et al.*, 1979). Les bactéries méthanogènes participent à la minéralisation, par fermentation, de la matière organique en condition anaérobie, lorsque le pH n'est pas trop acide. La production de méthane dans les horizons profonds est toutefois limitée par la quantité de matière organique labile disponible. Les exsudats et les litières racinaires sont donc une source importante de carbone pour les bactéries méthanogènes. Néanmoins, sauf s'il diffuse par les aérenchymes présents chez certaines espèces végétales caractéristiques des sols fréquemment inondés, la très grande majorité du méthane produit dans les horizons anoxiques des sols forestiers par les bactéries méthanogènes est oxydé dans le sol avant d'atteindre l'atmosphère quand le sol n'est pas complétement ennoyé.

LE PUITS DE MÉTHANE FORESTIER

Une synthèse réalisée par Dutaur et Verchot (2007), portant sur 318 sites, montre que l'absorption nette de méthane par le sol est plus élevée pour les biomes forestiers (– 4,2 kg CH_4/ha/an) que pour les autres biomes (– 1,6 kg CH_4/ha/an), et parmi les biomes forestiers, elle est plus élevée en forêt tempérée (– 5,7 kg CH_4/ha/an, 92 sites) qu'en forêt boréale (–2,6 kg CH_4/ha/an, 51 sites) ou en forêt tropicale (– 3,3 kg CH_4/ha/an, 62 sites). Néanmoins, ces valeurs moyennes masquent une très forte variabilité, de – 0,04 à – 27,7 kgCH_4/ha/an pour les forêts tempérées. À titre de comparaison, le flux net annuel que nous avons mesuré dans une jeune plantation de

Chêne sessile en forêt domaniale des Haut-Bois (Azerailles, Meurthe-et-Moselle) était en moyenne sur deux années de – 3,0 kg CH_4/ha/an (Epron *et al.*, 2016). Ce flux de méthane représente, en équivalent CO_2 calculé en utilisant un pouvoir de réchauffement global sur un siècle de 28, une absorption 0,08 t CO_2/ha/an, soit moins de 1 % du bilan net du CO_2 d'une hêtraie lorraine située à proximité (14 t CO_2/ha/an, moyenne sur 10 ans ; Granier *et al.*, 2008).

La forte variabilité observée pour les forêts tempérées est en partie liée aux différences de texture des horizons de surface. Plus la texture est grossière, plus la porosité en air(2) est élevée et plus la diffusion du méthane atmosphérique sera facilitée. En moyenne, l'absorption nette de méthane par le sol de 17 forêts de l'archipel japonais (– 9,7 kg CH_4/ha/an) est 2,5 fois supérieure à celles des sols des forêts européennes (– 3,9 kg CH_4/ha/an), une différence qui s'explique par une porosité plus élevée des sols dérivés de cendres volcaniques (Ishizuka *et al.*, 2009).

LES FACTEURS AFFECTANT LA CONSOMMATION DE MÉTHANE PAR LES SOLS FORESTIERS

Saisonnalité

Le flux net de méthane entre le sol et l'atmosphère présente en général une forte saisonnalité avec une consommation maximale en été et minimale en hiver. C'est ce qui est observé sur le site expérimental de la forêt des Haut-Bois à Azerailles, avec un flux net négatif toute l'année. Les flux les plus élevés ont été mesurés à la fin du mois de juin 2014 et au début du mois d'août 2015 (– 1,3 à – 1,7 nmol/m²/s), lorsque la porosité en air du sol était la plus élevée (plus faible teneur en eau volumique) à la fin de deux longues périodes sans précipitation marquée (figure 1, p. 317). Les variations saisonnières de la porosité en air du sol expliquaient à elles seules 94 % de la variabilité du flux net de méthane au cours d'une année, beaucoup plus que les variations saisonnières de la température du sol (45 %).

Âge du peuplement

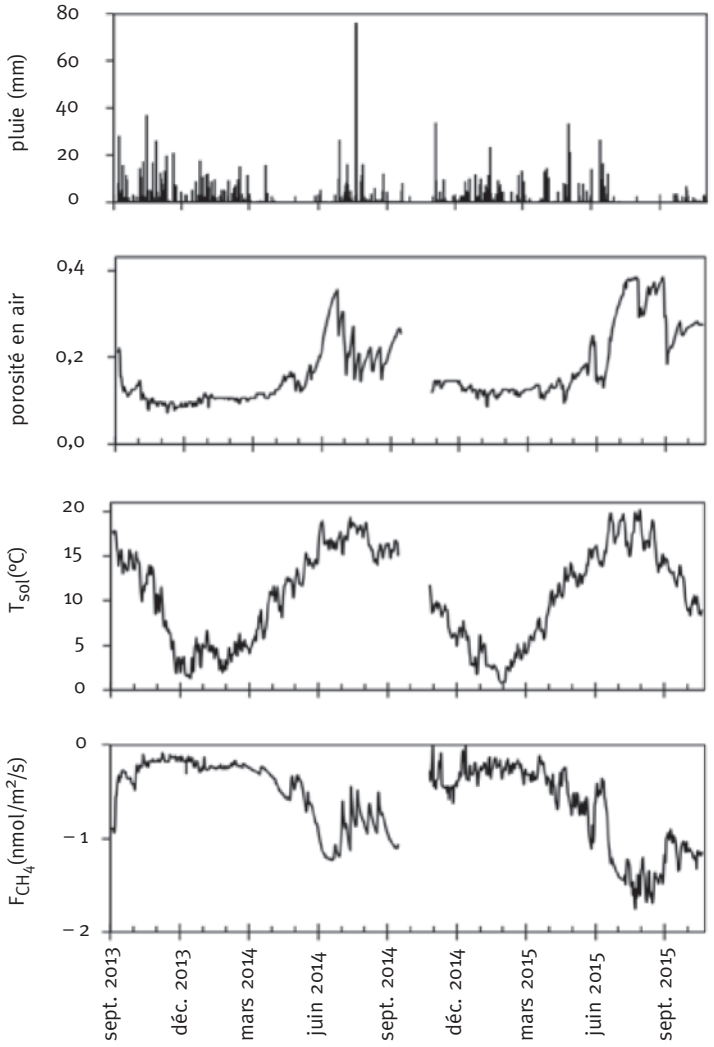
La consommation de méthane par les sols augmente de manière assez systématique avec l'âge des peuplements après boisement. Les principales raisons invoquées sont une augmentation de la porosité en air due à une diminution de la densité apparente et de la teneur en eau des horizons de surface (interception des précipitations et transpiration plus élevée), et donc à une augmentation de la diffusivité du méthane atmosphérique vers les couches supérieures du sol, qui s'accompagne d'une augmentation de l'abondance des bactéries méthanotrophes.

Fertilisation

Bien qu'une fertilisation azotée soit rarement appliquée en forêt en France, sauf sur certaines plantations, un effet inhibiteur sur la méthanotrophie a été observée sur plusieurs sites en Europe, en Amérique du Nord et en Chine (Shrestha *et al.*, 2015). Des dépôts atmosphériques azotés importants entraînent également une réduction de la consommation de méthane par les sols forestiers. Une des explications à cette inhibition est que les bactéries nitrifiantes peuvent tirer une partie de leur énergie de l'oxydation du méthane plutôt que de l'ammonium lorsque ce dernier est en quantité limitante. Une compétition au sein des communautés microbiennes entre bactéries méthanotrophes et bactéries nitrifiantes, au détriment des premières, n'est pas non plus à exclure lorsque la quantité d'ammonium disponible augmente. La présence d'espèces fixatrices

(2) La porosité en air (m^3/m^3) correspond au volume poral du sol libre d'eau. Elle est donc plus importante lorsque la densité apparente du sol est faible, et diminue quand la teneur en eau du sol augmente.

Figure 1 **ÉVOLUTIONS JOURNALIÈRES DES PRÉCIPITATIONS, DE LA POROSITÉ EN AIR DE L'HORIZON DE SURFACE DU SOL (0-10 cm), DE LA TEMPÉRATURE DU SOL À 10 CM DE PROFONDEUR ET DU FLUX NET DE MÉTHANE À L'INTERFACE SOL-ATMOSPHÈRE, mesurés de septembre 2013 à novembre 2015 en forêt des Haut-Bois (Azerailles, Meurthe-et-Moselle), sur le traitement témoin (non tassé).**



d'azote atmosphérique, qu'elles soient invasives ou plantées, ne semble par contre pas avoir d'effet systématique sur la consommation de méthane par les sols forestiers.

Tassement

En diminuant la diffusion du méthane atmosphérique dans les horizons superficiels du sol, la réduction de la porosité en air est la principale contrainte pouvant affecter le puits de méthane en forêt tempérée. Le tassement du sol, par la circulation d'engins lourds lors des opérations

d'abattage, de débusquage et de débardage, a donc potentiellement un effet négatif sur la consommation de méthane. Le site expérimental de la forêt des Haut-Bois à Azerailles a été mis en place en 2007 pour suivre les effets à court et long terme de l'impact de la circulation d'un porteur chargé de bois (photo 2a, ci-dessous) sur un sol forestier sensible (forte teneur en limon en surface, engorgement temporaire dû à une rupture texturale vers 50 cm de profondeur) (Goutal *et al.*, 2013).

Photo 2 Site expérimental de la forêt domaniale des Haut-Bois (Azerailles, Meurthe-et-Moselle), sur lequel un tassement contrôlé du sol a été réalisé au moyen d'un porteur Valmet chargé de bois (PTC 25t) (photo 2a à gauche) laissant des zones compactées et des bourrelets (photo 2b à droite). Il s'agit d'un site pilote instrumenté labellisé dans le SOERE F-ORE-T mis en place en 2007, avec l'appui financier de l'ONF.

Photo J. Ranger

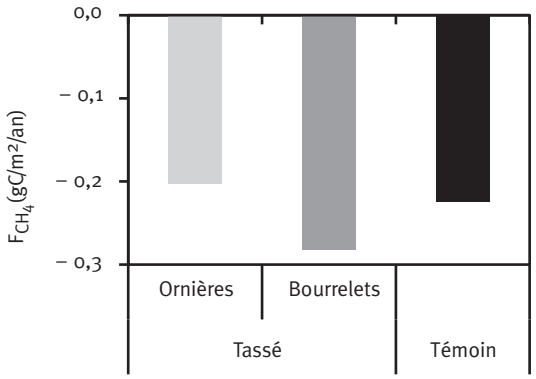
Dans le cadre du programme REACCTIF de l'ADEME, le projet EMEFOR (2013-2016) avait pour ambition de caractériser les effets du tassement sur le flux de méthane. Alors que le flux de méthane reste négatif toute l'année sur les zones non tassées du site (traitement « témoin »), des flux positifs de méthane ont été observés en hiver dans les ornières laissées par le passage du porteur sur le traitement « tassé » (photo 2b, ci-dessus). À l'échelle annuelle, la consommation nette de méthane était réduite de 10 % en moyenne dans les ornières par rapport au traitement « témoin », mais elle était augmentée de 25 % sur les bourrelets de ces ornières (figure 2, p. 319). Le tassement a donc induit une plus forte variabilité spatiale de la consommation de méthane dans les horizons de surface, mais en moyenne, le flux net de méthane n'a pas été significativement affecté par le tassement.

Pourtant, l'engorgement plus fréquent et plus intense dans le traitement « tassé » que le traitement « témoin », caractérisé par une présence plus longue de la nappe temporaire, s'accompagnait de concentrations en méthane à 25 et à 40 cm de profondeur plus élevées, pouvant atteindre 82 ppm, traduisant une production de méthane plus importante dans ces horizons profonds en conditions anoxiques. Celui-ci a donc été oxydé dans le sol lors de sa diffusion, à moins que la végétation ait contribué à son transfert direct des horizons profonds vers l'atmosphère.

Dans le cadre de ce projet, des analyses quantitatives des communautés microbiennes méthanotrophes et méthanogènes ont été réalisées. Les résultats obtenus montrent que l'abondance des bactéries méthanotrophes est affectée par le tassement, notamment en période hivernale, lorsque l'engorgement est le plus élevé. Par contre, l'abondance des organismes méthanogènes semble moins affectée par le tassement, ce qui nuance les conclusions d'une étude similaire réalisée sur deux sites forestiers en Suisse (Frey *et al.*, 2011). Ceci suggère que la relative diminution de la fonction puits de méthane soit davantage liée à une réduction de la consommation qu'à une augmentation de la production. Il est probable que les conditions anoxiques des sols ne soient pas suffisamment prolongées dans les sols tassés pour observer un changement de population

microbienne. Cependant, la quantification des gènes liés à la méthanogenèse et la méthanotrophie ne permet pas toute seule d'expliquer les flux de méthane. Idéalement, pour évaluer l'activité de ces microorganismes, il faudrait quantifier l'expression de ces gènes en analysant non pas l'ADN mais l'ARN transcrit, méthode beaucoup plus difficile à mettre en œuvre à l'heure actuelle lorsqu'il s'agit d'échantillons de sol.

Figure 2 **MOYENNE SUR DEUX ANNÉES DU FLUX NET ANNUEL DE MÉTHANE À L'INTERFACE SOL-ATMOSPHÈRE EN FORÊT DES HAUT-BOIS (Azerailles, Meurthe-et-Moselle), SUR LE TRAITEMENT TÉMOIN (non tassé, en noir) ET DANS LES ORNIÈRES (gris clair) OU LES BOURRELETS (gris moyen) DU TRAITEMENT TASSÉ**



DU SOL À L'ÉCOSYSTÈME FORESTIER

Jusqu'à ce jour, les principales données de flux de méthane en forêt concernent les échanges entre le sol et l'atmosphère. Elles négligent de ce fait le rôle de la végétation comme source de méthane vers l'atmosphère. Si la polémique concernant la production de quantités importantes de méthane par la végétation en conditions aérobies a fait long feu (Peyron, 2005), la production anaérobie de méthane par des bactéries méthanogènes au cœur des vieux troncs lors du pourrissement du duramen n'est pas négligeable (Covey *et al.*, 2012 ; Wang *et al.*, 2016). Le transfert de méthane des zones anoxiques du sol vers l'atmosphère *via* la végétation peut lui aussi ne pas être négligeable, et il n'est pas non plus pris en compte par les mesures faites au niveau du sol. Le méthane peut en effet diffuser à travers les aérenchymes pour les espèces herbacées ou ligneuses qui en sont dotées, comme l'Aulne glutineux (Rusch et Rennenberg, 1998). Un transfert sous la forme de méthane dissous dans la sève est également envisageable, notamment pour les espèces ne présentant pas d'aérenchymes. Une étude récente en forêt tourbeuse du Sud-Est asiatique a révélé que les troncs émettaient jusqu'à six fois plus de méthane que la surface de la tourbe (Pangala *et al.*, 2013). La très grande majorité des études réalisées jusqu'à aujourd'hui concernent les zones humides ou les forêts inondées. Aucune à notre connaissance ne s'est encore penchée sur le cas des forêts sur sol hydromorphe présentant une nappe temporaire. Il est donc trop tôt pour établir un bilan général au vu du peu de mesures continues des échanges sol-atmosphère, et de l'absence de données au niveau de la végétation ou de l'écosystème. L'amélioration de la sensibilité et de la résolution temporelle des méthodes de spectroscopie infrarouge permettent dès à présent des mesures en continu du flux de méthane échangé entre l'éco-

système et l'atmosphère par la méthode des corrélations turbulentes à l'aide d'une tour à flux (Shoemaker *et al.*, 2014), comme cela se fait depuis plusieurs décennies pour le gaz carbonique (Granier *et al.*, 2008). Cette approche, englobant l'ensemble des compartiments de l'écosystème, sera complémentaire des mesures réalisées à l'aide de chambres posées au sol ou fixées au tronc des arbres.

CONCLUSIONS

Bien que le méthane soit une composante assez minoritaire du bilan global des gaz à effet de serre d'une forêt tempérée, les sols forestiers sont un puits de méthane et le flux de méthane échangé entre le sol et l'atmosphère peut être affecté par la gestion. La porosité en air étant le principal facteur affectant ce flux, les pratiques limitant le tassement sont à privilégier. S'il est bien établi que la consommation de méthane est différente en fonction des essences, nous manquons d'études comparatives sur plusieurs espèces pour être en mesure d'identifier celles qui auraient un effet positif sur la consommation de méthane par un sol forestier ou celles qui au contraire favoriseraient un transfert du méthane des horizons anoxiques profonds vers l'atmosphère. Augmenter les âges d'exploitabilité (ou ne pas les raccourcir), tout en réduisant la fréquence de passage d'engins lourds responsables du tassement, permettrait également d'accroître le puits de méthane des peuplements forestiers, car ce puits augmente avec l'âge. Il conviendrait alors de s'assurer qu'une production anaérobie de méthane dans le bois des arbres sur pied ne vienne pas oblitérer dans le bilan les effets bénéfiques d'un allongement de l'âge d'exploitabilité. Il est donc important d'améliorer nos connaissances sur l'influence de l'âge d'un peuplement sur son bilan de méthane pour contribuer au débat qui oppose substitution de la biomasse aux énergies fossiles et stockage du carbone dans la biomasse sur pied et dans les sols.

Daniel EPRON – Caroline PLAIN
UNIVERSITÉ DE LORRAINE, INRA
UMR 1137, Écologie et Écophysiologie forestières
Faculté des Sciences et Technologies
BP 70239
F-54506 VANDŒUVRE-LÈS-NANCY CEDEX
(daniel.epron@univ-lorraine.fr)
(caroline.plain@univ-lorraine.fr

Thomas LERCH
IEES Paris
UMR 7618
UPEC – Faculté des sciences et technologies
61 avenue du Général de Gaulle
F-94010 CRÉTEIL CEDEX
(thomas.lerch@u-pec.fr)

Jacques RANGER
INRA Centre Grand-Est Nancy
UR 1138, Biogéochimie des écosystèmes forestiers
Route d'Amance
F-54280 CHAMPENOUX
(jacques.ranger@inra.fr)

Remerciements

Les résultats présentés dans cet article ont été obtenus dans le cadre du projet EMEFOR de l'appel à projets REACCTIF de l'ADEME (convention n° 12-60-C0057). L'UMR EEF et l'UR BEF bénéficient du soutien du laboratoire d'excellence ARBRE (ANR-12-LABXARBRE-01). L'installation du site expérimental de la forêt domaniale des Haut-Bois à Azerailles a été financée par l'Office national des forêts.

BIBLIOGRAPHIE

BALCH (W.E.), FOX (G.E.), MAGRUM (L.J.), WOESE (C.R.), WOLFE (R.S.). — Methanogens: reevaluation of a unique biological group. — *Microbiological Reviews*, vol. 43, 1979, pp. 260-296.

COVEY (K.R.), WOOD (S.A.), WARREN II (R.J.), LEE (X.), BRADFORD (M.A.). — Elevated methane concentrations in trees of an upland forest. — *Geophysical Research Letters*, vol. 39, 2012, L15705.

DUTAUR (L.), VERCHOT (L.V.). — A global inventory of the soil CH_4 sink. — *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 21, 2007, GB4013.

EPRON (D.), PLAIN (C.), NDIAYE (F.-K.), BONNAUD (P.), PASQUIER (C.), RANGER (J.). — Effects of compaction by heavy machine traffic on soil fluxes of methane and carbon dioxide in a temperate broadleaved forest. — *Forest Ecology and Management*, vol. 382, 2016, pp. 1-9.

FREY (B.), NIKLAUS (P.A.), KREMER (J.), LÜSCHER (P.), ZIMMERMANN (S.). — Heavy-machinery traffic impacts methane emissions as well as methanogen abundance and community structure in oxic forest soils. — *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 77, 2011, pp. 6060-6068.

GOUTAL (N.), BOTTINELLI (N.), GELHAYE (D.), BONNAUD (P.), NOURISSON (G.), DEMAISON (J.), BRÊTHES (A.), CAPOWIEZ (Y.), LAMY (F.), JOHANNES (A.), BOIVIN (P.), RANGER (J.). — Le Suivi de la restauration du fonctionnement de deux sols forestiers après tassement dans le Nord-Est de la France. — *Étude et Gestion des Sols*, vol. 20, 2013, pp. 163-177.

GRANIER (A.), BRÉDA (N.), LONGDOZ (B.), GROSS (P.), NGAO (J.). — Ten years of fluxes and stand growth in a young beech forest at Hesse, North-eastern France. — *Annals of Forest Science*, vol. 65, 2008, p. 704.

HOLMES (A.J.), COSTELLO (A.), LIDSTROM (M.E.), MURRELL (J.C.). — Evidence that participate methane monooxygenase and ammonia monooxygenase may be evolutionarily related. — *FEMS Microbiology Letters*, vol. 132, 1995, pp. 203-208.

IPCC. — Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. — Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press, 2013.

ISHIZUKA (S.), SAKATA (T.), SAWATA (S.), IKEDA (S.), SAKAI (H.), TAKENAKA (C.), TAMAI (N.), ONODERA (S.), SHIMIZU (T.), KAN-NA (K.), TANAKA (N.), TAKAHASHI (M.). — Methane uptake rates in Japanese forest soils depend on the oxidation ability of topsoil, with a new estimate for global methane uptake in temperate forest. — *Biogeochemistry*, vol. 92, 2009, pp. 281-295.

PANGALA (S.R.), MOORE (S.), HORNIBROOK (E.R.C.), GAUCI (V.). — Trees are major conduits for methane egress from tropical forested wetlands. — *New Phytologist*, vol. 197, 2013, pp. 524-531.

PEYRON (J.-L.). — Forêt et méthane : entre science et politique, expérimentations et extrapolations, objectivité et subjectivité. — *Revue forestière française*, vol. LVII, n° 6, 2005, pp. 496-508.

ROGER (P.), LE MER (J.), JOULIAN (C.). — L'Émission et la consommation de méthane par les sols : mécanismes, bilan, contrôle. — *Compte rendu des séances de l'Académie d'Agriculture de France*, vol. 85, 1999, pp. 193-210.

RUSCH (H.), RENNENBERG (H.). — Black alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) trees mediate methane and nitrous oxide emission from the soil to the atmosphere. — *Plant and Soil*, vol. 201, 1998, pp. 1-7.

SHOEMAKER (J.K.), KEENAN (T.F.), HOLLINGER (D.Y.), RICHARDSON (A.D.). — Forest ecosystem changes from annual methane source to sink depending on late summer water balance: Ecosystem-scale forest methane fluxes. — *Geophysical Research Letters*, vol. 41, 2014, pp. 673-679.

SHRESTHA (R.K.), STRAHM (B.D.), SUCRE (E.B.). — Greenhouse gas emissions in response to nitrogen fertilization in managed forest ecosystems. — *New Forests*, vol. 46, 2015, pp. 167-193.

WANG (Z.-P.), GU (Q.), DENG (F.-D.), HUANG (J.-H.), MEGONIGAL (J.P.), YU (Q.), LÜ (X.-T.), LI (L.-H.), CHANG (S.), ZHANG (Y.-H.), FENG (J.-C.), HAN (X.-G.). — Methane emissions from the trunks of living trees on upland soils. — *New Phytologist*, vol. 211, 2016, pp. 429-439.

WHALEN (S.C.), REEBURGH (W.S.), SANDBECK (K.A.). — Rapid Methane oxidation in a landfill cover soil. — *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 56, 1990, pp. 3405–3411.

LES SOLS FORESTIERS, PUITS DE MÉTHANE : UN SERVICE ÉCOSYSTÉMIQUE MÉCONNU (Résumé)

Le méthane est le second gaz à effet de serre, derrière le gaz carbonique, dont la concentration dans l'atmosphère augmente du fait des activités humaines. Son oxydation biologique par les bactéries méthanotrophes présentes dans les sols contribue à atténuer l'augmentation exponentielle de sa concentration dans l'atmosphère. Les sols forestiers sont un puits de méthane important à l'échelle de la biosphère, et le flux de méthane échangé entre le sol et l'atmosphère peut être affecté par la gestion. Augmenter les âges d'exploitabilité, tout en réduisant la fréquence de passage d'engins lourds responsables du tassement, permettrait d'accroître le puits de méthane des peuplements forestiers, car ce puits augmente avec l'âge mais diminue lorsque les sols sont compactés.

FOREST SOILS ACT AS METHANE SINKS – A NEGLECTED ECOSYSTEM SERVICE (Abstract)

Methane ranks second after carbon as a greenhouse gas whose concentration in the atmosphere is increasing as a result of human activity. Biological oxidization of methane due to methanotrophic bacteria that are present in soils contributes to slowing down the exponential growth in atmospheric methane concentration. Forest soils are a significant methane sink on the scale of the biosphere, and forest management can affect methane flux from soil to atmosphere. Increasing the minimal age for felling and reducing heavy vehicle movements that cause compacting would increase the methane sink of forest stand soils since this sink increases with tree age but diminishes with compaction.