

Université des Antilles et de la Guyane

Faculté de Sciences, Technologies, Santé

**École doctorale pluridisciplinaire :
Santé, Environnement et Sociétés dans les Amériques**

Thèse pour le doctorat en **Sciences de la Vie**

PETITJEAN Caroline

Mesures *in situ* et simulations des flux de N₂O émis par les sols

Cas du changement d'usage des terres en Guyane :
déforestation par la méthode 'chop-and-mulch'
suivie de la mise en valeur agricole

Direction : Jean-Christophe ROGGY
Co-direction : Catherine HENAULT

Soutenue le 17 juin 2013 à l'INRA Centre Val de Loire – Site d'Ardon

NNT : 2013AGUY0610

Jury :

CELLIER Pierre	Directeur de Recherche, INRA Versailles-Grignon	rapporteur
HENAULT Catherine	Directeur de Recherche, INRA Orléans	co-directrice de thèse
LETERME Philippe	Professeur, Agrocampus Ouest Rennes	rapporteur
NELSON Paul	Chercheur Sénior, James Cook University	examineur
ROGGY Jean-Christophe	Chargé de Recherche, INRA UMR ECOFOG	directeur de thèse
SCOTTI Ivan	Directeur de Recherche, INRA UMR ECOFOG	président du jury



Remerciements

Ce travail de thèse a abouti grâce à la contribution de nombreuses personnes que je souhaite remercier ici :

- Catherine Hénault pour son accueil au sein des INRA de Dijon (UMR MSE) et Orléans (UR Science du Sol) et pour son soutien, ses conseils et son aide, en particulier dans le stress de fin de thèse ;
- Jean-Christophe Roggy, pour m'avoir permis de réaliser ma thèse en Guyane et pour m'avoir confié l'encadrement de stagiaires ;
- les membres du jury : Pierre Cellier, Philippe Leterme, Paul Nelson et Ivan Scotti ;
- "l'équipe Guyane" du CETIOM pour leur dynamisme et leur sympathie : Pierre-Richard Augustin ; Nathalie Borgers, merci Nathalie pour ton implication dans la conception des chambres, la mise au point du protocole et les premiers essais sur le terrain ; Bernard Garric, merci Bernard pour tes réponses précises et complètes à toutes mes questions agronomiques ; Mathieu Godet, Jean-Claude Hort et Anne-Sophie Perrin ; merci beaucoup Anne-Sophie pour ton aide sur le terrain, tes conseils et ton soutien tout au long de ma thèse ;
- les personnes rencontrées lors des conseils scientifiques du CETIOM, en particulier André Pouzet, Luiz Carlos Balbino et Austrelino Silveira Filho pour leur écoute et leurs encouragements ;
- Aurélie Metay, Martial Bernoux et Michel Brossard pour leurs conseils avisés ;
- Max Sarrazin, responsable du LAMA de l'IRD à Cayenne, pour sa motivation sans relâche et son appui lors de l'analyse des sols, merci Max de m'avoir fait découvrir et apprécier la rigueur de ton laboratoire, merci aussi pour tes explications, ta patience et nos discussions ;
- Anthony Vermue, Amélie Viard et Tifenn Jehanno, pour leur contribution à ma thèse dans le cadre de leur stage de fin d'études, pour leur volonté et leur sympathie, merci à vous 3 pour votre enthousiasme permanent, les longues journées passées dans la bonne humeur malgré les moustiques, les caprices du 4*4, de l'ECD et du Technicon, merci beaucoup pour le travail accompli ;

- les collègues de l'UMR ECOFOG, en particulier Tatiane Reis et Samantha Baloup (merci pour tout, les filles !) ; Jean-Yves Goret, pour son aide technique précieuse et son goût du travail bien fait ; Marcos Rios et Elvis Harry Valderrama Sandoval pour la caractérisation botanique des parcelles forestières ; Quentin Molto, Bruno Hérault et Vivien Rossi pour leurs conseils statistiques ; Vincent Blanfort, Clément Stahl, Pierre Thiériot et Lukas Siebicke pour les discussions sur les émissions de GES en Guyane ; merci aussi à Mathilde Desprez, Gaëlle Jaouen, Claire Fortunel, Céline Leroy, Jérôme Orivel, Éliane Louisanna, Valérie Troispoux, Caroline Duret, Maxime Casalis, Fabien Wagner, Benoît Burban, Christopher Baraloto, Sylvie Faescour, Louise Bolore, Carole Legrand, Josie Santini, Catherine Beauchêne et Amilceda Milorme pour leur écoute et leurs conseils ;
- Patricia Laville et Juliette Bloor pour les échanges concernant les calculs des flux de N₂O ;
- Florent Bizouard pour son assistance au laboratoire à l'INRA de Dijon ;
- les collègues de l'INRA d'Orléans (unités Science du Sol et Infosol) pour leur accueil et leur aide en fin de thèse, plus particulièrement Isabelle Cousin, Guillaume Giot, Hocine Bourennane, Lionel Cottenot et Christine Le Bas ; également un grand merci à Leslie Laborde, Estelle Ancelet, Marine Lacoste, Véronique Tosser, Nathalie Moreira, Jean-Baptiste Paroissien, Eva Rabot, Sylvaine Parot, Florence Helies, Magalie Marolleau, Eugénie Tientcheu et Pierre Courtemanche pour tous leurs “coups de pouce” en tout genre ;
- Sarah Connor et Andrea Dejean pour les corrections de l'anglais et pour leur amitié.

Enfin, je remercie chaleureusement ma famille, mes colocataires et mes amis de métropole et de Guyane pour leur soutien.

Résumé

En Guyane, la forêt tropicale couvre actuellement plus de 90% de la surface du territoire mais la forte croissance démographique s'accompagne d'une déforestation grandissante, en partie consécutive à une production agricole accrue. Or, le changement d'usage des terres altère le fonctionnement des cycles biogéochimiques et peut induire des modifications des émissions de gaz à effet de serre (GES).

Cette thèse étudie les effets induits par la conversion de la forêt tropicale en parcelles agricoles, sur les émissions de protoxyde d'azote (N_2O) par les sols. Ce travail est réalisé à l'échelle du cycle cultural sur le dispositif expérimental de Combi (2 hectares sur le littoral guyanais). Les flux de N_2O sont obtenus à l'aide de mesures sur le terrain et de simulations réalisées avec le modèle NOE (Nitrous Oxide Emission). La méthode de déforestation 'chop-and-mulch' associe coupe mécanique de la végétation, broyage puis enfouissement des résidus forestiers dans le sol (absence de brûlis). Dans cette étude, les émissions de N_2O ont été comparées pour différentes utilisations des terres. La forêt tropicale (intacte) a été comparée à des parcelles de forêt tropicale récemment converties en terres agricoles par la méthode 'chop-and-mulch'. Les terres agricoles étaient des parcelles de prairie (*Urochloa ruziziensis*) non pâturée ou des parcelles cultivées avec une rotation maïs fertilisé + soja. Les parcelles cultivées ont été conduites en semis conventionnel (semis après travail du sol avec des disques (15-20 cm de profondeur) et sans plante de couverture) ou en semis direct (sans travail du sol et avec plantes de couverture).

Les principaux résultats de cette étude sont :

- (i) le sol de la forêt tropicale de Combi est un faible émetteur de N_2O ;
- (ii) la conversion par la méthode 'chop-and-mulch' de cette forêt en prairie non pâturée ne conduit pas à une augmentation significative des émissions de N_2O entre le 19^{ème} et le 31^{ème} mois suivant la conversion ;
- (iii) la conversion de la forêt en parcelles cultivées induit une augmentation significative des émissions de N_2O , d'une part due aux teneurs élevées en azote minéral suite à la fertilisation et à la minéralisation des résidus de culture et, d'autre part, due à une augmentation significative de la densité apparente, de l'humidité volumique et de la température du sol ;
- (iv) pour les sols étudiés, la technique sans travail du sol (semis direct) n'engendre pas de flux de N_2O significativement plus élevés que la technique avec travail du sol (semis conventionnel) ; et,
- (v) l'introduction, dans le modèle NOE, d'une réponse hystérétique de la dénitrification présente un réel potentiel pour l'estimation des émissions de N_2O *in situ*.

Ainsi, pour le développement des cultures annuelles, l'amélioration des itinéraires techniques de culture (apports raisonnés des fertilisants, choix des plantes de couverture et d'interculture) contribuera à une diminution des émissions de N_2O par les sols des parcelles cultivées. La poursuite des mesures *in situ* des flux de GES (incluant le méthane), ainsi que l'étude de la dynamique du carbone à Combi, permettront de consolider la préférence pour le développement des techniques de semis direct avec plantes de couverture.

Concernant les simulations, la poursuite des recherches concernant les émissions de N_2O en fonction de la dynamique hydrique des sols permettra d'améliorer les estimations de flux de N_2O par les sols.

Mots clé : changement d'usage des terres, déforestation, émissions de N_2O , Guyane, réponse hystérétique de la dénitrification, méthode 'chop-and-mulch', modèle NOE, sols tropicaux acides.

Abstract

Tropical rainforest currently covers more than 90% of French Guiana. Population growth, however, puts pressure on the land, resulting in increased deforestation, partly due to the need for greater agricultural production. Changes in land use are known to alter biogeochemical processes, including greenhouse gas emissions (GHGs).

This thesis investigates the effects of the conversion of tropical forest to cultivation on soil nitrous oxide (N₂O) emissions. The study was carried out over a complete crop cycle at the experimental site Combi (2 hectares on the French Guianese coast). Nitrous oxide fluxes were obtained in the field and by conducting simulations with the NOE (Nitrous Oxide Emission) model. The 'chop-and-mulch' method is a fire-free method used for vegetation clearing combining the mechanical felling of trees with the mulching of small vegetation.

In this study, N₂O emissions were compared for different land uses. Undisturbed tropical rainforest was compared to rainforest that had been converted to agricultural land using the 'chop-and-mulch' method. Agricultural land included either mowed grassland (*Urochloa ruziziensis*) or soybean/fertilised maize crop rotation. For croplands the two cultivation practices employed were: conventional seeding (using an offset disc harrow to 15-20 cm depth, without cover plants) or direct seeding (no till, with *Urochloa ruziziensis* as the cover plant).

The main results of this study are:

- (i) rainforest soil at Combi produced low N₂O emissions;
- (ii) rainforest converted to mowed grassland using the 'chop-and-mulch' method did not lead to a significant increase in N₂O emissions between the 19th and 31st months after conversion;
- (iii) the conversion of rainforest to croplands induced a significant increase in soil N₂O emissions, on the one hand due to the application of fertiliser and the mineralization of crop residues and, on the other hand due to the modification of soil parameters, including bulk density, temperature, volumetric moisture;
- (iv) N₂O emissions from agricultural practices with no-till (direct seeding) were no higher than those produced by conventional agricultural practices using a 'cover-crop' (15-20 cm depth) (i.e. conventional seeding) in the soils studied at Combi; and,
- (v) the introduction of a denitrification hysteretic response into the NOE model constitutes a promising improvement to estimate *in situ* N₂O emissions.

Thus, further research into the relationships between fertiliser application rates, choice of cover plants and intercropping plants and soil N₂O emissions is recommended to encourage the adoption of practices that promote lower N₂O emissions from agricultural land. Similarly, it is recommended that *in situ* measurements of GHGs fluxes (including methane) should be continued at the Combi site, and a study of carbon dynamics be conducted. Results may enhance the argument in favour of using no-till farming methods (direct seeding with cover plant) as a sustainable agricultural practice in this region. Concerning simulations, more research on the hydric hysteresis would contribute to more accurate estimations of N₂O emissions.

Keywords: 'chop-and-mulch' method, deforestation, French Guiana, denitrification hysteretic response, land use change, NOE model, soil N₂O emissions, tropical acidic soils.

Table des matières

Remerciements	I
Résumé	III
Abstract	IV
Liste des abréviations.....	4
Liste des figures	6
Liste des tableaux	9
Liste des annexes	11
Introduction	12
Chapitre I Introduction générale et problématique.....	15
A Le développement des cultures annuelles en Guyane et contexte de l'étude	16
A.1 Les systèmes agricoles guyanais.....	16
A.2 Les principaux enjeux du développement des cultures annuelles en Guyane	17
A.3 Cadre institutionnel de la thèse	20
B Le changement d'usage des terres et les émissions de gaz à effet de serre (GES) en zones tropicales humides.....	22
B.1 Zoom sur la Guyane.....	22
B.2 Impacts du changement d'usage des terres sur les émissions de GES	25
B.3 Déforestation suivie de la mise en valeur agricole : quelles alternatives pour réduire les émissions de GES ?.....	27
C Les gaz à effet de serre (GES) et les méthodes de quantification.....	33
C.1 Les principaux GES pouvant être émis par les sols.....	33
C.2 Les processus microbiens impliqués dans la production de N ₂ O par les sols	36
C.3 Les méthodes de quantification <i>in situ</i> des GES.....	40
C.4 La modélisation des flux de GES.....	46
Chapitre II Présentation du dispositif expérimental de Combi en Guyane.....	51
A Caractéristiques géographiques et pédoclimatiques du site d'étude.....	52
B Déforestation par la méthode 'chop-and-mulch'	55
C Mise en place des parcelles expérimentales	57

D	Description des systèmes étudiés.....	58
D.1	La forêt.....	58
D.2	La prairie.....	58
D.3	Les cultures en semis conventionnel.....	59
D.4	Les cultures en semis direct.....	60
E	Mesures réalisées sur le site expérimental.....	61
E.1	Suivi de caractéristiques physico-chimiques des sols.....	61
E.2	Suivi des eaux de drainage.....	66
E.3	Mesures des gaz à effet de serre à l'interface sol-atmosphère et des variables auxiliaires.....	67
Chapitre III Flux de GES <i>in situ</i>.....		70
A	Introduction.....	71
B	Matériel et méthodes.....	72
B.1	Rappels sur les systèmes étudiés.....	72
B.2	Mesures des flux de GES et des variables auxiliaires.....	72
B.3	Bilan annuel d'émissions de N ₂ O.....	73
B.4	Analyses statistiques.....	73
C	Résultats.....	75
C.1	Précipitations et humidité massique.....	75
C.2	Température du sol.....	76
C.3	Teneur en azote minéral.....	76
C.4	Flux de N ₂ O.....	79
C.5	Flux de CO ₂	81
D	Discussion.....	83
D.1	Flux de N ₂ O par les sols de Guyane et relation avec les variables auxiliaires.....	83
D.2	Effet de la conversion de la forêt tropicale en prairie par la méthode 'chop-and- mulch' sur les émissions de N ₂ O.....	85
D.3	Effet de la conversion de la forêt tropicale en terres agricoles fertilisées sur les émissions de N ₂ O.....	85
D.4	Bilan annuel d'émissions de N ₂ O.....	86
D.5	Intensité des flux de CO ₂ émis par les sols.....	87
E	Conclusion.....	89

Chapitre IV Modélisation des émissions de N₂O	91
A Paramétrisation du modèle NOE aux conditions guyanaises	93
A.1 Introduction.....	93
A.2 Matériel et méthodes.....	93
A.3 Résultats.....	97
A.4 Discussion.....	103
A.5 Conclusion	107
B Simulations of N ₂ O fluxes for soils under different land use regimes after tropical forest conversion with the chop-and-mulch method in French Guiana using the NOE process-oriented model.....	108
B.1 Résumé.....	108
B.2 Abstract.....	109
B.3 Introduction.....	110
B.4 Materials and methods	112
B.5 Results.....	116
B.6 Discussion.....	126
B.7 Conclusion	129
B.8 References.....	130
Chapitre V Synthèse et perspectives	134
A Rappels sur les objectifs	135
B Effets de la déforestation suivie de la mise en valeur agricole par la technique ‘chop-and-mulch’ sur les émissions de N ₂ O en Guyane	136
B.1 Flux de N ₂ O <i>in situ</i> à Combi.....	136
B.2 Processus microbiens à l’origine des émissions de N ₂ O.....	138
B.3 Simulations des flux de N ₂ O.....	138
C Perspectives	140
C.1 Perspectives agronomiques pour la réduction des émissions de N ₂ O par les sols cultivés en Guyane.....	140
C.2 Perspectives de recherches concernant les flux de N ₂ O	142
Conclusion générale	145
Références bibliographiques	146
Annexes	165

Liste des abréviations

AFNOR	Association Française de NORmalisation
C	carbone
C ₂ H ₂	acétylène
CEC	Capacité d'Échange Cationique
CETIOM	CEntre Technique Interprofessionnel des Oléagineux Métropolitains
CH ₄	méthane
CIPAN	Culture Intermédiaire Piège à Nitrates
CO ₂	dioxyde de carbone
CNRS	Centre National de la Recherche Scientifique
CPG	Chromatographie en Phase Gazeuse
cv.	cultivar
DAAF	Direction de l'Alimentation de l'Agriculture et de la Forêt
DHP	Diamètre à Hauteur de Poitrine
ECD	Electron Capture Detector
ECOFOG	ÉCOlogie des FORêts de Guyane
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
F	Forêt
FAO	Food and Agriculture Organization
FTH	Forêts Tropicales Humides
FTIR	Fourier Transform Infrared Spectroscopy
GES	Gaz à Effet de Serre
GIEC	Groupement Intergouvernemental d'experts sur les Évolutions du Climat
Gt	Giga tonne = 1 milliard de tonnes = 10 ¹⁵ grammes
IEDOM	Institut d'Émission des Départements d'Outre-mer
INRA	Institut National de la Recherche Agronomique
INSEE	Institut National de la Statistique et des Études Économiques
IRD	Institut de Recherche pour le Développement
ITTO	International Tropical Timber Organization
LAMA	Laboratoire des Moyens Analytiques
MA	Matière Active
MEA	Millenium Ecosystem Assessment
MS	Matière Sèche

MSE	Microbiologie du Sol et de l'Environnement
N	azote
N ₂	diazote
NH ₃	ammoniac
NH ₄ ⁺	ammonium
NH ₂ OH	hydroxylamine
N ₂ O	protoxyde d'azote = oxyde nitreux
NO	monoxyde d'azote
NO ₃ ⁻	nitrate
NO ₂ ⁻	nitrite
NOE	Nitrous Oxide Emission
O ₂	dioxygène
OH	radical hydroxyle
P	Prairie
PDDAG	Plan de Développement Durable de l'Agriculture Guyanaise
POSEI	Programme d'Options Spécifiques liées à l'Éloignement et à l'Insularité
POSEIDOM	Programme d'Options Spécifiques liées à l'Éloignement et à l'Insularité des Départements d'Outre-Mer
PPB	Part Per Billion
PPM	Part Per Million
PRG	Pouvoir de Réchauffement Global
PVC	PolyVinylChloride
RMSE	Root Mean Square Error
SAU	Surface Agricole Utilisée
SC	Semis Conventionnel
SCV	Semis direct sous Couverture Végétale permanente
SD	Semis Direct
STH	Surfaces Toujours en Herbe
TDL	Tunable Diode Laser
TDR	Time-Domain Reflectometer
UE	Union Européenne
UMR	Unité Mixte de Recherche
WFPS	Water-Filled Pore Space
ZIC	Zone Intertropicale de Convergence

Liste des figures

Figure 1. Décomposition de la surface agricole utilisée en 2007 en Guyane (d'après données INSEE, 2009).....	16
Figure 2. Les causes de la déforestation et les superficies correspondantes pour les périodes 1990-2006 et 2006-2008 en Guyane (IFN, 2009).....	24
Figure 3. Flux de N ₂ O mesurés <i>in situ</i> par des techniques de micrométéorologie, mettant en évidence le caractère dynamique des émissions des N ₂ O au cours du temps (d'après Laville <i>et al.</i> , 1997).	35
Figure 4. Étapes de la dénitrification et enzymes impliquées (Wrage <i>et al.</i> , 2001).....	37
Figure 5. Facteurs régulant la dénitrification dans les sols (Robertson, 1989).....	38
Figure 6. La voie de la nitrification et les enzymes impliquées (Wrage <i>et al.</i> , 2001).....	39
Figure 7. Facteurs régulant la nitrification dans les sols (Robertson, 1989).	39
Figure 8. La nitrification dénitrifiante : voie hypothétique et enzymes probablement impliquées (Wrage <i>et al.</i> , 2001).	40
Figure 9. Site expérimental de Combi en juillet 2010: parcelle de soja (premier plan), parcelle d' <i>Urochloa ruziziensis</i> (au second plan) et forêt tropicale (arrière-plan) (photographie : Viard).	51
Figure 10. Carte de la Guyane (www.routard.com) et localisation du site expérimental de Combi.....	53
Figure 11. Précipitations et températures moyennes (\pm écart-type) enregistrées à Sinnamary de 1970 à 2009 (données Météo France).....	53
Figure 12. Représentation schématique des étapes de déforestation par la méthode 'chop-and-mulch' et de mise en valeur agricole effectuées sur le site de Combi (d'après données CETIOM).	56
Figure 13. Schéma du dispositif expérimental de Combi (F= forêt, P = prairie, SC = semis conventionnel, SD = semis direct) (d'après Vermue, 2010).	57
Figure 14. Représentation schématique de l'itinéraire technique de la prairie à Combi, de 2009 à 2011 (d'après données CETIOM).	59
Figure 15. Représentation schématique des itinéraires techniques mis en place à Combi pour les cultures en semis conventionnel et en semis direct (d'après données CETIOM). ...	60
Figure 16. Chronologie des échantillonnages de sol sur le site de Combi.....	61
Figure 17. Évolution des pH _{eau} et pH _{KCl} (moyenne \pm écart-type) dans les 30 premiers cm du sol de Combi. Les valeurs T1 à T2,5 correspondent aux trois usages de terres confondus : prairie, semis conventionnel, semis direct (d'après données CETIOM).	62
Figure 18. Évolution de la Capacité d'Échange Cationique (CEC) (moyenne \pm écart-type) et du taux de saturation (moyenne \pm écart-type) dans les 30 premiers cm du sol de Combi. Les valeurs T1 à T2,5 correspondent aux usages de terres confondus: prairie, semis conventionnel, semis direct (d'après données CETIOM).	63
Figure 19. Réalisation de tranchées afin de protéger les câbles des sondes TDR et température sur le site de Combi, novembre 2010 (photographies : CETIOM).	64
Figure 20. Pluviomètre 3029 (Précis mécanique), sondes TDR CS616 et capteurs température 108 reliés à une centrale d'acquisition des mesures CR1000 (Campbell Scientific) alimentée par panneau solaire (photographie : Viard).	65

Figure 21. Sondes TDR CS616 et capteurs température 108 reliés à une centrale d'acquisition des mesures CR1000 (Campbell Scientific) alimentée par batterie (photographie : Petitjean).	65
Figure 22. Schéma d'un dispositif de plaque lysimétriques (Borgers, CETIOM).....	66
Figure 23. Schéma et photographie d'une chambre de prélèvement de GES (photographie : Viard, 2010).....	67
Figure 24. Localisation des 2 chambres de prélèvements de GES dans une parcelle de soja (d'après Viard, 2010).	68
Figure 25. Étapes du calcul du volume des chambres.	68
Figure 26. Bases des chambres de prélèvements de gaz à effet de serre, dans une parcelle de forêt (à gauche) et dans l'inter-rang d'une parcelle de soja (à droite) (photographies : Viard).	70
Figure 27. Précipitations de mai 2010 à mai 2011 à Combi (les données du 01/05/2010 au 05/07/2010 inclus proviennent de la station de Paracou), comparées aux précipitations moyennes enregistrées de 1970 à 2009 à Sinnamary (données Météo France).	75
Figure 28. Humidité massique (%) (moyenne \pm erreur standard) mesurée à chaque date de prélèvements des GES et précipitations quotidiennes (mm) à Combi.....	77
Figure 29. Moyennes \pm erreur standard des (a) flux de N_2O ($g\ N\ ha^{-1}\ j^{-1}$), (b) teneurs en NO_3^- ($mg\ kg^{-1}$) et (c) teneurs en NH_4^+ ($mg\ kg^{-1}$). Les flèches indiquent les dates de fertilisation azotée. Pour les flux de N_2O , les étoiles indiquent les dates pour lesquelles l'usage des terres a eu un effet significatif (test de Kruskal-Wallis, $p < 0,05$).....	78
Figure 30. Émissions de CO_2 (moyenne \pm erreur standard) mesurées à Combi pour chaque usage des terres.....	82
Figure 31. Valeurs (moyennes \pm erreur standard) de Water Filled Pore Space (WFPS) calculées pour chaque usage des terres étudié à Combi, du 11/05/2010 au 09/05/2010.....	98
Figure 32. Comparaison de la production de N_2O (moyenne \pm erreur standard) en présence ou en absence d'acétylène (C_2H_2), pour chaque usage des terres.	99
Figure 33. Dénitrification potentielle ($g\ N\ ha^{-1}\ j^{-1}$) en fonction du WFPS. Fonction Fw décrite par Grundmann et Rolston (1987) (ligne pointillée) et fonction Fw modifiée (trait plein).....	100
Figure 34. Émissions de N_2O mesurées (carrés noirs) et simulées (cercles blancs) avec la fonction F_w modifiée, pour chaque usage des terres. Les barres d'erreur des mesures correspondent à l'erreur standard ($n = 8$); les barres d'erreur des simulations sont les incertitudes liées à l'humidité massique pour la forêt et celles liées à la dénitrification potentielle pour la prairie, le semis conventionnel et le semis direct.	102
Figure 35. Hypothèse pouvant expliquer la présence d'émissions de N_2O dues à la dénitrification en conditions de faibles WFPS dans les sols de Combi.....	106
Figure 36. Volumetric water content in % (line) continuously measured with probes (time scale = 30 minutes, 0-20 cm depth), gravimetric water content punctually measured in the field and converted to volumetric water content (square, means \pm standard error) and daily rainfall in mm (bar) for each land use studied at Combi, French Guiana.....	122
Figure 37. Soil temperature in $^{\circ}C$ continuously measured with probes (time scale = 30 minutes, 0-10 cm depth) for each land use studied at Combi, French Guiana.	123
Figure 38. Soil N_2O fluxes ($g\ N\ ha^{-1}\ 12\ hours^{-1}$) simulated with the NOE model (grey line) and N_2O fluxes measured ($g\ N\ ha^{-1}\ 12\ hours^{-1}$) (black square, means \pm standard error) for each land use studied at Combi, French Guiana. The solid arrows indicate fertiliser applications. The dotted arrows indicate maize sowing (01 December 2010) and maize harvest (06 April 2011).	124

Figure 39. Soil N₂O fluxes (g N ha⁻¹ 12 hours⁻¹) simulated with the NOE model taking the denitrification hysteretic response into account (grey line) and N₂O fluxes measured (g N ha⁻¹ 12 hours⁻¹) (black square, means ± standard error) for each land use studied at Combi, French Guiana. The solid arrows indicate fertiliser applications. The dotted arrows indicate maize sowing (01 December 2010) and maize harvest (06 April 2011). 125

Liste des tableaux

Tableau 1. Effectifs des animaux en fin d'année en Guyane (d'après INSEE, 2010b).....	17
Tableau 2. Production et consommation de viande bovine et porcine en Guyane (d'après IEDOM, 2010).	19
Tableau 3. Superficie occupée par la forêt en 2010 en Guyane (d'après FAO & ITTO, 2011).	22
Tableau 4. Répartition du stock de carbone de la forêt guyanaise en 2010 (d'après FAO & ITTO, 2011).....	23
Tableau 5. Évolution de la superficie forestière guyanaise entre 1990 et 2010 (d'après FAO & ITTO, 2011).....	25
Tableau 6. Exemples d'évaluations des simulations des émissions de N ₂ O, utilisant une approche graphique et des indicateurs statistiques. NC = non communiqué dans la publication.	47
Tableau 7. Paramètres et fonctions utilisés dans le modèle NOE.	48
Tableau 8. Provenance et quantité d'azote apporté aux parcelles cultivées en semis conventionnel et en semis direct à Combi, de mai 2010 à mai 2011 (d'après données CETIOM).....	73
Tableau 9. Valeur minimale (Min.), moyenne ± erreur standard (MOY. ± ES), valeur maximale (Max.) pour l'humidité massique, la teneur en nitrate (NO ₃ ⁻), la teneur en ammonium (NH ₄ ⁺) et la température du sol, mesurées ponctuellement à Combi de mai 2010 à mai 2011 pour chaque usage des terres : forêt (F), prairie (P), semis conventionnel (SC) et semis direct (SD). Les moyennes indiquées par une même lettre dans une même colonne ne sont pas significativement différentes (ANOVA, p < 0,05).....	77
Tableau 10. Valeurs minimales (Min.), maximales (Max.), moyennes ± erreur standard (Moy. ± ES) obtenues pour les flux de N ₂ O mesurés à Combi du 11/05/2010 au 09/05/2011, pour chaque usage des terres et pour n échantillons. < LD indique le pourcentage de flux de N ₂ O inférieur à la limite de détection (0,7 g N ha ⁻¹ jour ⁻¹); <0 indique le pourcentage de flux de N ₂ O négatifs. Les moyennes indiquées avec la même lettre ne sont pas significativement différentes (ANOVA, p < 0,05).	79
Tableau 11. Résultats de l'analyse en régressions multiples entre les flux de N ₂ O et les paramètres du sol. Seules les variables ayant un effet significatif sur les flux de N ₂ O ont été conservées dans le modèle final et le coefficient de détermination R ² a été calculé.*** p-value < 0,001.	80
Tableau 12. Bilan annuel des émissions de N ₂ O réalisé pour chaque usage des terres par interpolation linéaire des mesures <i>in situ</i> , et, pour les parcelles cultivées, bilan estimé à l'aide du facteur d'émission de niveau 1 proposé par le GIEC (soit 1% des apports d'azote). Calcul du facteur d'émission à partir des résultats obtenus dans cette étude (colonne de droite)....	80
Tableau 13. Valeurs minimales (Min.), maximales (Max.), moyennes ± erreur standard (Moy. ± ES) obtenues pour les flux de CO ₂ mesurés à Combi du 11/05/2010 au 09/05/2011, pour chaque usage des terres et pour n échantillons. Les moyennes indiquées avec la même lettre ne sont pas significativement différentes (ANOVA, p < 0,05).	81
Tableau 14. Densité apparente (moyenne ± erreur standard) pour chaque usage des terres, pour n échantillons et pour différentes profondeurs (données CETIOM). Pour le calcul du WFPS, la moyenne 0-15 cm de profondeur a été utilisée. Les moyennes suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes (Kruskal-Wallis, p < 0,05) dans une même colonne.	97

Tableau 15. Dénitrification potentielle (moyenne \pm erreur standard) en $\text{g N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$, déterminée pour chaque usage des terres à Combi.	100
Tableau 16. Coefficients de corrélation de Pearson (r) avec les valeurs de probabilité associées (P) et erreurs quadratiques moyennes (RMSE) entre les flux de N_2O mesurés et simulés par le modèle NOE avec la fonction F_w originale (Grundmann & Rolston, 1987) et avec la fonction F_w modifiée. NS = non significatif.....	101
Tableau 17. Mean \pm standard error (SE) for bulk density (0-15 cm depth) in g.cm^{-3} for each land use: forest (F), grassland (G), conventional seeding (CS) and direct seeding (DS). Means followed by the same letter in the same column are not significantly different (ANOVA, $p < 0.05$).	116
Tableau 18. Pearson's correlation coefficients (r) with the associated probability values (P) and root mean square errors (RMSE in $\text{g N ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$) of the linear regression between measured and predicted N_2O emissions using the NOE model adapted to Combi's soils (F_w : threshold at 0.35), for three temporal resolutions (0.5, 12 and 24 hours) and for each land use: forest (F), grassland (G), conventional seeding (CS) and direct seeding (DS). NS = not significant.	117
Tableau 19. Pearson's correlation coefficients (r) with the associated probability values (P) and root mean square errors (RMSE in $\text{g N ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$) of the linear regression between measured and predicted N_2O emissions using the NOE model, taking the denitrification hysteretic response into account, for a 12 hour-temporal resolution and for each land use: forest (F), grassland (G), conventional seeding (CS) and direct seeding (DS). NS = not significant.	118
Tableau 20. Mean N_2O emissions (in $\text{g N ha}^{-1} \text{ 12 hours}^{-1}$) measured (\pm error standard) or simulated with the NOE model for each land use: forest (F), grassland (G), conventional seeding (CS) and direct seeding (DS); n = number of field measurements and discrete simulations from 01 December 2010 to 09 May 2011.	119
Tableau 21. Soil N_2O emissions in g N ha^{-1} simulated with the NOE model (12-hour time scale) for the maize crop cycle from 01 December 2010 to 06 April 2011, i.e. 126 days, for each land use: forest (F), grassland (G), conventional seeding (CS), direct seeding (DS). Means followed by the same letter in the same column are not significantly different (ANOVA, $p < 0.05$).	120
Tableau 22. Percentage of increase (or decrease) in simulated N_2O emissions during the maize crop cycle from nitrification ($\text{N}_2\text{O}_{\text{NIT}}$), denitrification ($\text{N}_2\text{O}_{\text{DENIT}}$) and in total ($\text{N}_2\text{O}_{\text{TOTAL}}$) when soil parameters were increased by 5% for each land use: forest (F), grassland (G), conventional seeding (CS), and direct seeding (DS).	121

Liste des annexes

Annexe I. Étapes de déforestation par la méthode ‘chop-and-mulch’ et mise en valeur agricole du site de Combi, Guyane (2008-2009) (données et photographies : CETIOM)....	166
Annexe II. Caractérisation botanique des 4 parcelles situées sous forêt, dispositif expérimental de Combi. Travail réalisé par Marcos RIOS et Elvis Harry VALDERRAMA SANDOVAL, 2010.....	168
Annexe III. Itinéraire technique du semis conventionnel (SC) mis en place à Combi, maïs + soja 2010 et maïs 2011 (d’après données CETIOM).	172
Annexe IV. Itinéraire technique du semis direct (SD) mis en place à Combi, maïs + soja 2010 et maïs 2011 (d’après données CETIOM).....	173
Annexe V. Humidités massiques (%) du sol (moyenne \pm erreur standard, n = 12) mesurée à Combi du 11/05/2010 au 09/05/2011, pour chaque système étudié.	174
Annexe VI. Teneurs en NO_3^- (mg N kg^{-1} de sol) (moyenne \pm erreur standard, n = 12) mesurées à Combi du 11/05/2010 au 09/05/2011, pour chaque système étudié.....	175
Annexe VII. Teneurs en NH_4^+ (mg N kg^{-1} de sol) (moyenne \pm erreur standard, n = 12) mesurées à Combi du 11/05/2010 au 09/05/2011, pour chaque système étudié.....	176
Annexe VIII. Flux de N_2O (g N $\text{ha}^{-1} \text{j}^{-1}$) (moyenne \pm erreur standard, n = 8) mesurés à Combi du 11/05/2010 au 09/05/2011, pour chaque système étudié.....	177
Annexe IX. Flux de CO_2 (kg C $\text{ha}^{-1} \text{j}^{-1}$) (moyenne \pm erreur standard, n = 8) mesurés à Combi du 11/05/2010 au 09/05/2011, pour chaque système étudié.....	178

Introduction

Les changements d'usage des terres modifient le fonctionnement des processus biogéochimiques et peuvent induire des modifications des émissions de gaz à effet de serre (GES) (par exemple Melillo *et al.*, 2001; Neill *et al.*, 2005; Pendall *et al.*, 2010; do Carmo *et al.*, 2012).

La conversion des forêts tropicales en terres agricoles participe au réchauffement climatique mondial, via l'émission d'importantes quantités de GES. En effet, plus de 20% de l'augmentation de la concentration atmosphérique de CO₂ provient du changement d'usage des terres, dominé par la déforestation et la combustion de la biomasse associée, et dans une moindre mesure de l'évolution des pratiques agricoles (Denman *et al.*, 2007). Par ailleurs, les sols tropicaux (forêts et savanes) constituent la principale source naturelle de N₂O tandis que les sols agricoles (tropicaux et tempérés) en sont la principale source anthropique (Mosier *et al.*, 1998; Kroeze *et al.*, 1999; Prather & Ehhalt, 2001).

Dans les régions tropicales, le développement de productions agricoles pour répondre aux besoins d'une population locale croissante doit maintenant associer productivité et protection de l'environnement. Aussi, le choix du type de déforestation puis du type de pratiques agricoles développées est important pour limiter les émissions de GES, favoriser le stockage de carbone dans les sols et participer ainsi à l'atténuation du réchauffement planétaire.

L'étude présentée dans ce document s'intègre dans le programme de développement des cultures annuelles en Guyane, mené par le CETIOM. En Guyane française, les terres à fort potentiel agricole étant situées sous forêt tropicale (Boulet & Humbel, 1980; Brossard, 2006), ce programme s'inscrit dans un contexte de changement d'usage des terres.

La méthode innovante de déforestation 'chop-and-mulch' (absence de brûlis mais enfouissement des résidus forestiers) a été expérimentée sur 2 hectares de forêt du littoral guyanais et a été suivie de la mise en valeur agricole des terres. L'objectif général du programme conduit par le CETIOM est d'évaluer les impacts environnementaux du changement d'usage des terres ainsi réalisé. Une approche comparative est mise en place entre quatre usages du sol : (1) la forêt tropicale et des parcelles issues de la conversion de la forêt en (2) prairie (*Urochloa ruziziensis*) non pâturée, ou en rotation de culture maïs fertilisé + soja avec (3) semis conventionnel, après travail du sol avec des disques ou (4) semis sans travail du sol, en semis direct avec plantes de couverture.

Cette thèse s'intéresse aux effets de ce changement d'usage des terres sur les émissions de N₂O par les sols. Ce travail associe mesures *in situ* (avec la technique des chambres) et simulations des flux de N₂O à l'aide du modèle NOE (Hénault *et al.*, 2005). Les paramètres du sol tels que la teneur en azote minéral (NO₃⁻, NH₄⁺), la teneur en eau, la densité apparente et la température sont également mesurés.

Ce travail se propose de préciser :

- (i) l'intensité des flux de N₂O émis par les sols des quatre occupations du sol étudiées (forêt, prairie, cultures annuelles avec travail du sol, cultures annuelles sans travail du sol) ainsi que leurs variations en fonction des paramètres environnementaux,
- (ii) l'effet de la conversion, par la méthode 'chop-and-mulch', de sols forestiers en sols agricoles (cultures annuelles et prairies) sur les émissions de N₂O,
- (iii) l'impact du mode de culture (semis après travail du sol versus semis sans travail du sol), sur les émissions de N₂O dans les sols du littoral guyanais,
- (iv) le déterminisme des flux de N₂O dans le contexte guyanais,
- (v) et enfin, de développer une méthode pour simuler les émissions de N₂O à l'échelle du système de culture.

Au vu des informations recueillies dans la littérature scientifique, nos hypothèses de départ sont les suivantes :

- la conversion de la forêt tropicale en prairie engendre une augmentation des émissions de N₂O, au moins durant les premières années suivant le changement d'usage des terres,
- les techniques agricoles sans travail du sol peuvent entraîner des émissions de N₂O par les sols supérieures (Lin *et al.*, 2010; Regina & Alakukku, 2010), similaires (Metay *et al.*, 2007; Chapuis-Lardy *et al.*, 2009) ou inférieures (Passianoto *et al.*, 2003; Chatskikh & Olesen, 2007) à celles émises par des sols avec travail du sol,
- les flux de N₂O augmentent avec la saturation en eau du sol et la disponibilité en azote minéral du sol,
- la fertilisation azotée et la présence d'une légumineuse dans la rotation de culture entraînent une augmentation des flux de N₂O.

Ce manuscrit est composé de cinq chapitres. Une synthèse bibliographique (chapitre I) présente les enjeux du développement des cultures annuelles en Guyane et, de manière plus générale, les conséquences du changement d'usage des terres sur les émissions de gaz à effet de serre (GES) en zones tropicales humides ainsi que les méthodes de quantification des GES. Le chapitre II décrit le dispositif expérimental de Combi en Guyane : les caractéristiques géographiques et pédoclimatiques du site, la méthode de déforestation utilisée ainsi que les différents usages de terres comparés dans cette étude. Ce chapitre présente également les analyses réalisées sur le site : suivi de caractéristiques physico-chimiques des sols, suivi des eaux de drainage et mesures *in situ* des gaz à effet de serre.

Dans cette thèse, les émissions de N₂O sont étudiées par une approche couplée : mesures *in situ* et réalisation de simulations. Les simulations viennent en complément des mesures ponctuelles pour l'interpolation des émissions de N₂O entre les points de mesure.

Le chapitre III présente les résultats concernant les émissions de N₂O mesurées *in situ* (période du 09/05/2010 au 11/05/2011) et les relations avec les variables édaphiques auxiliaires (humidité massique, température et teneur en azote minéral). Dans ce chapitre, des bilans annuels d'émissions de N₂O sont réalisés par interpolation linéaire des données obtenues *in situ* et, pour les parcelles cultivées, un bilan est également calculé à l'aide du facteur d'émission de niveau 1 proposé par le Groupement Intergouvernemental d'experts sur les Évolutions du Climat (GIEC).

Le chapitre IV concerne les simulations d'émissions de N₂O. Les expériences menées en laboratoire pour paramétrer le modèle NOE aux conditions guyanaises sont présentées dans une première partie. Les simulations en continue d'émissions de N₂O, pour chaque usage des terres et durant un cycle de culture sont présentées dans une seconde partie.

Enfin, le chapitre V réalise la synthèse des principaux résultats obtenus dans le cadre de cette thèse et expose quelques perspectives qui découlent de ces résultats.

Chapitre I Introduction générale et problématique

A Le développement des cultures annuelles en Guyane et contexte de l'étude

A.1 Les systèmes agricoles guyanais

L'économie guyanaise est dominée par le commerce, les services aux entreprises et la construction. En 2007, les produits de l'agriculture, de la sylviculture et de la pêche n'ont contribué qu'à 4,1% de la valeur ajoutée globale de l'économie de cette région (IEDOM, 2010).

En 2010, la Surface Agricole Utilisée (SAU) du département a été estimée par la Direction de l'Alimentation de l'Agriculture et de la Forêt (DAAF) à environ 25 000 ha, soit 0,3% de la superficie de la Guyane. Plus de la moitié de la SAU est composée de terres arables (cultures des légumes, des fruits, des céréales) et les surfaces toujours en herbe (STH) représentent près du tiers de la surface, principalement pour l'élevage bovin (IEDOM, 2010) (**Figure 1**).

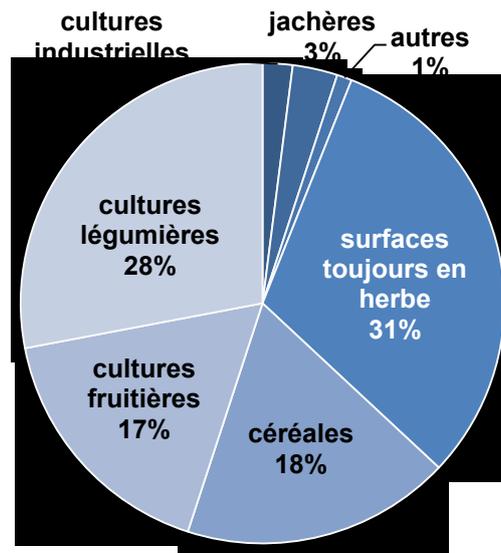


Figure 1. Décomposition de la surface agricole utilisée en 2007 en Guyane (d'après données INSEE, 2009).

L'agriculture guyanaise se caractérise par la coexistence d'une agriculture traditionnelle manuelle et d'une agriculture mécanisée à vocation marchande. Les systèmes de production traditionnelle sont les plus largement répandus sur le territoire, avec plus de 80% des exploitants sur un tiers de la SAU. Ces exploitations traditionnelles reposent sur la pratique de l'abattis-brûlis. La production est majoritairement de nature vivrière, basée en grande partie sur la culture de tubercules et, plus marginalement, de légumes et de plantations fruitières semi permanentes. Ce système de production itinérant laisse progressivement place, sur le

littoral, à un système de production plus sédentaire et mécanisé. La filière rizicole, menée de façon intensive sur le polder de Mana, constitue l'essentiel de la production végétale guyanaise (IEDOM, 2010).

En 2007, l'élevage des volailles est, en nombre d'animaux, l'élevage le plus important en Guyane. Les porcins représentent près de 70% du cheptel total (hors volailles). Les bovins occupent la deuxième place avec un quart du cheptel total (hors volailles). On trouve également sur le département des élevages d'ovins, de caprins et d'équins (**Tableau 1**). Depuis 2007, la production de viande porcine est devenue la première production de viande finie (38%), devançant celle des volailles (35%) et des bovins (26%) (INSEE, 2010b).

Tableau 1. Effectifs des animaux en fin d'année en Guyane (d'après INSEE, 2010b).

(unité : nombre)	2004	2005	2006	2007
Volailles (chair et ponte)	135 000	256 350	253 300	242 990
Bovins	11 352	12 701	13 386	14 292
Porcins	7 535	10 593	11 164	38 940
Ovins	1 142	1 365	1 412	1 078
Caprins	1 308	1 200	1 264	1 402
Équins	506	859	890	928

Actuellement, le développement de l'agriculture en Guyane est fortement dépendant des difficultés d'accès au foncier, étant donné que 90% du territoire relève du Domaine Privé de l'État. Même si le règlement de la question foncière s'est intensifié depuis quelques années avec l'attribution de foncier aux agriculteurs, l'exploitation sans titre de terres agricoles reste répandue (IEDOM, 2010).

A.2 Les principaux enjeux du développement des cultures annuelles en Guyane

A.2.1 Réduire la forte dépendance vis-à-vis de la métropole

En Guyane, l'essentiel des intrants agricoles (tels que les produits phytosanitaires, les engrais, les compléments alimentaires pour animaux) mais également les céréales et certains animaux reproducteurs proviennent de la métropole. Cette forte dépendance vis-à-vis de la métropole induit des surcoûts importants dans le système de production, liés aux coûts élevés et aux aléas des transports (UE, 2010). Les coûts d'approvisionnement sont élevés du fait de l'éloignement de la région des principales routes maritimes, de la faiblesse des volumes

importés et de l'absence de concurrence pour les transports locaux (Beugniet, 2007). Pour y faire face, des aides à l'importation sont versées à la Guyane dans le cadre du POSEIDOM (Programme d'Options Spécifiques liées à l'Éloignement et à l'Insularité des Départements d'Outre-Mer) (IEDOM, 2010).

En dépit de ces aides, l'alimentation reste le poste principal du coût de production (70% du coût total) en élevage hors sol (filiales avicole, cunicole, porcine). Les intrants nécessaires à la constitution d'une ration équilibrée ne sont pratiquement pas disponibles en Guyane, avec pour conséquence une dépendance quasi totale vis-à-vis des importations. Cette dépendance fragilise les filières et ne permet pas des coûts de production avantageux (UE, 2010).

Pour l'élevage bovin, la base de la ration alimentaire repose sur l'exploitation des pâturages, presque exclusivement constitués de graminées fourragères de type *Urochloa humidicola*, à laquelle s'ajoute une complémentation. Une complémentation est nécessaire car le fourrage produit est de mauvaise qualité alimentaire : la digestibilité est faible et les teneurs en azote et éléments minéraux sont très inférieures aux recommandations (Coueron, 2006). La complémentation est à base d'issues de riz (Godet, 2007). Cependant, les issues de riz sont de moins en moins produites localement (UE, 2010) et, par ailleurs, la complémentation actuelle reste insuffisante pour optimiser le poids carcasse à l'abattoir, en moyenne égal à 218,5 kg en Guyane (POSEI, 2009) contre 440 kg en métropole.

Un des principaux enjeux du développement des cultures annuelles en Guyane est donc de développer une production locale de céréales (maïs) et de protéagineux (soja) afin de diminuer les importations de matières premières agricoles en provenance de la métropole. Cette production locale permettrait de sécuriser les approvisionnements en aliments pour le bétail et, à moyen terme, d'améliorer les performances des exploitations en diminuant les charges d'alimentation des élevages. Pour suspendre les importations actuelles de matières premières, il faudrait 1500 hectares de cultures annuelles maïs-soja, avec un rendement de 5 tonnes par hectare pour le maïs et 2,5 tonnes par hectare pour le soja (Godet, 2007).

A.2.2 Satisfaire l'augmentation de la demande en produits animaux

Au 1^{er} janvier 2006, la population guyanaise était de 205 954 habitants (INSEE, 2009). Les projections démographiques de l'Institut National de la Statistique et des Études Économiques (INSEE, 2010) prévoient que la population guyanaise atteindra 424 000 habitants à l'horizon 2030. Cette forte croissance démographique va entraîner une augmentation de la consommation en produits d'origine animale.

En 2010, alors que la filière porcine présente une baisse de consommation (-3% par rapport à 2009), la consommation de viande bovine a progressé fortement (+ 10,5% sur un an après + 1,5% en moyenne sur 5 ans). Les importations de viandes restent prépondérantes. Pour la filière bovine, elles sont cinq fois supérieures à la production et en forte progression, alors que la production locale s'accroît légèrement. Les filières d'élevage guyanaises présentent des taux d'autosuffisance faibles : 22,6% pour la filière porcine et 16,7% pour la filière bovine en 2010 (**Tableau 2**). Les faibles taux d'autosuffisance et l'absence d'infrastructures de transformations locales font que les filières bovine et porcine subissent la concurrence des produits surgelés importés de l'Union européenne, malgré une demande locale importante (IEDOM, 2010).

Tableau 2. Production et consommation de viande bovine et porcine en Guyane (d'après IEDOM, 2010).

(Unité : tonne)	2000	2009	2010	variation 2010/2009
Production de bovins-bubalins	371	303	311	2,7%
Importations	1 314	1 384	1 553	12,2%
Total consommation	1 685	1 686	1 864	10,5%
Taux d'autosuffisance	22,0 %	18,0 %	16,7 %	-1,3 point
Production de porcins	1 169	441	402	-8,9%
Importations	1 102	1 390	1 375	-1,1%
Total consommation	2 271	1 832	1 777	-3,0%
Taux d'autosuffisance	51,5 %	24,1 %	22,6 %	-1,5 point

La production de viande en Guyane présente un potentiel de croissance important, à conditions que le développement de l'élevage local et l'augmentation de la production de matières premières (à moindre coût) pour le bétail persistent.

Un des enjeux du développement des cultures annuelles en Guyane est donc l'autosuffisance des besoins en produits d'origine animale.

A.2.3 Préserver l'environnement naturel

La mise en place de cultures supplémentaires implique une augmentation des surfaces dédiées à l'agriculture en zone rurale, pouvant empiéter sur les milieux naturels, notamment les espaces forestiers. De ce fait, le développement agricole, crucial pour l'approvisionnement de la population guyanaise en pleine croissance, et la préservation de la riche biodiversité guyanaise sont souvent présentés comme étant antinomiques. Toutefois, l'impact quantitatif de l'agriculture sur les milieux naturels reste, actuellement et à moyen terme, "raisonnable" en

Guyane. En effet, même si l'on prévoit un triplement des surfaces utilisées pour l'agriculture d'ici 2025, c'est-à-dire un passage de 50 000 ha (en 2006) à 150 000 ha pour l'usage agricole (UE, 2010), cela représentera moins de 2% de la superficie des terres émergées guyanaises (FAO & ITTO, 2011).

Néanmoins, il est indéniable que l'activité agricole a un impact sur le milieu naturel : modification des cycles biogéochimiques, pollutions des eaux et des sols par les produits phytosanitaires, etc.... La mise en valeur agricole privilégiera donc les systèmes de cultures à faible impact environnemental, en particulier ceux qui limitent l'érosion (consécutif au défrichement) des sols, et restaurent sa fertilité (UE, 2010). En outre, les itinéraires techniques culturaux devront notamment être adaptés à la fréquence et à l'abondance des pluies guyanaises (Viard, 2010).

Ainsi, l'enjeu principal du développement agricole de la Guyane est de concilier croissance de la population et impératifs environnementaux.

A.3 Cadre institutionnel de la thèse

Cette thèse a été financée par l'Unité Mixte de Recherche Écologie des Forêts de Guyane (UMR ECOFOG) dans le cadre d'un projet FEDER État-région Guyane (QUALISOL, 2007-2013), le Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS) et le Centre Technique Interprofessionnel des Oléagineux Métropolitains (CETIOM). Elle a été réalisée principalement au sein de l'UMR ECOFOG (laboratoire BioSol) à Kourou, et, ponctuellement, au sein des centres de l'Institut National de la Recherche Agronomique (INRA) de Dijon (UMR Microbiologie du Sol et de l'Environnement) et d'Orléans (Unité de Recherche Science du sol), ainsi qu'au Laboratoire des Moyens Analytiques (LAMA) de l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD) de Cayenne pour les analyses de sol.

Un des projets de l'UMR ECOFOG est de comprendre le fonctionnement des écosystèmes forestiers en évolution sous les pressions climatiques et anthropiques. Le laboratoire BioSol se focalise sur le fonctionnement microbien des sols naturels et anthropisés. Plus particulièrement, BioSol s'intéresse aux activités microbiennes clés des cycles de l'azote (dénitrification et nitrification) et du carbone (respiration).

Le programme de développement des cultures annuelles en Guyane du CETIOM, débuté en 2002, vise à développer la production durable de cultures annuelles, principalement le maïs et le soja, afin d'alimenter les élevages guyanais hors sol (porcins et volailles) et les élevages de

ruminants (bovins, ovins, caprins). Ce programme, en réponse à la demande de l'État, des collectivités territoriales et des professionnels agricoles guyanais, est financé par l'État et la Région Guyane dans le cadre du Plan de Développement Durable de l'Agriculture Guyanaise (PDDAG), et est mené en partenariat avec la chambre d'Agriculture.

Outre la mise en place des itinéraires techniques pour les cultures annuelles, les objectifs du programme sont de développer une production locale de semences et de faciliter les transferts de technologie depuis le Brésil (partenariat avec l'EMBRAPA).

Le projet a également pour but d'évaluer les impacts environnementaux du changement d'usage des terres : déforestation suivie de la mise en valeur agricole. Cette évaluation concerne trois compartiments :

- le compartiment "eau" avec la mesure des flux d'eau de drainage, des teneurs en produits phytosanitaires et en azote minéral dans ces eaux ;
- le compartiment "sol" avec notamment, le suivi des éléments minéraux, de la densité apparente et du pH du sol ; et,
- le compartiment "atmosphère" avec l'estimation des émissions des trois principaux gaz à effet de serre (GES) : dioxyde de carbone (CO₂), méthane (CH₄) et protoxyde d'azote (N₂O).

Dans ce contexte général, l'objectif principal de cette thèse est d'évaluer l'impact de la mise en culture des sols forestiers sur les émissions de N₂O. Pour cela, une approche couplée associant mesures *in situ* et simulations est utilisée.

Les mesures *in situ* sont réalisées par la méthode des chambres manuelles et font partie des premières mesures *in situ* de N₂O émis par les sols réalisées en Guyane.

Le fonctionnement des processus biologiques (dénitrification et nitrification) à l'origine des émissions de N₂O est appréhendé par des expérimentations en laboratoire, visant à paramétrer le modèle NOE (Nitrous Oxide Emission) (Hénault *et al.*, 2005) aux conditions locales.

Le suivi de paramètres édaphiques (température du sol, humidité volumique, densité apparente, teneurs en azote minéral) permet de réaliser des simulations de flux de N₂O à l'échelle du système de culture, qui viennent en complément des mesures ponctuelles pour l'interpolation des émissions de N₂O entre les points de mesure.

B Le changement d'usage des terres et les émissions de gaz à effet de serre (GES) en zones tropicales humides

B.1 Zoom sur la Guyane

B.1.1 Quelques caractéristiques de la forêt guyanaise

Selon la classification de Köppen-Geiger (Köppen, 1936) modifiée par Peel *et al.* (2007), le climat de la Guyane est de type "tropical de mousson" (catégorie Am) défini par :

- une température moyenne du le mois le plus froid supérieure ou égale à 18°C,
- des précipitations, durant le mois le plus sec, inférieures à 60 mm mais supérieures ou égales à : $(100 - (\text{moyenne des précipitations annuelles} / 25))$.

La forêt tropicale humide (FTH) de Guyane, fait partie de la catégorie des "tropical moist deciduous forests", caractérisée par une saison sèche marquée, comprise entre 3 à 6 mois (FAO, 2000).

Parmi tous les pays couverts de forêt tropicale humide, la Guyane française présente le plus fort pourcentage de superficie couverte par de la forêt, soit 98 % des terres émergées (**Tableau 3**), dont 95 % de forêt primaire en 2010 (**Tableau 5**) (FAO & ITTO, 2011).

Tableau 3. Superficie occupée par la forêt en 2010 en Guyane (d'après FAO & ITTO, 2011).

Superficies en Guyane (unité : milliers d'hectares)			
totale	eaux internes	terres émergées	forêt (en 2010)
8 393	176	8 220	8 082
			soit 98,3 % des terres émergées soit 96,3 % de la superficie totale

La diversité biologique de la forêt guyanaise est exceptionnelle et de nombreuses espèces animales et végétales présentes ne sont pas encore décrites. La diversité faunistique est notamment représentée par 350 000 espèces d'insectes, 740 d'oiseaux, 480 de poissons, 188 de mammifères, 187 de reptiles et 110 d'amphibiens (Barret, 2001). Pour la diversité floristique, alors qu'on dénombre environ 80 espèces autochtones en France métropolitaine, on estime qu'il en existe 1 200 en Guyane, avec, en moyenne, 150 à 200 espèces présentes sur un seul hectare (Brunaux & Demenois, 2003).

Le carbone stocké par la forêt guyanaise en 2010 a été évalué à presque 2,5 Gt, dont plus de la moitié est retrouvée dans la biomasse aérienne (le stock contenu dans la litière n'a pas pu être estimé) (**Tableau 4**) (FAO & ITTO, 2011).

Tableau 4. Répartition du stock de carbone de la forêt guyanaise en 2010 (d'après FAO & ITTO, 2011).

Stock de carbone de la forêt guyanaise en 2010 (unité : millions de tonnes)			
biomasse aérienne	biomasse souterraine	bois mort	sol
1 344	307	115	727

B.1.2 Les causes de la déforestation et les superficies impactées depuis 1990

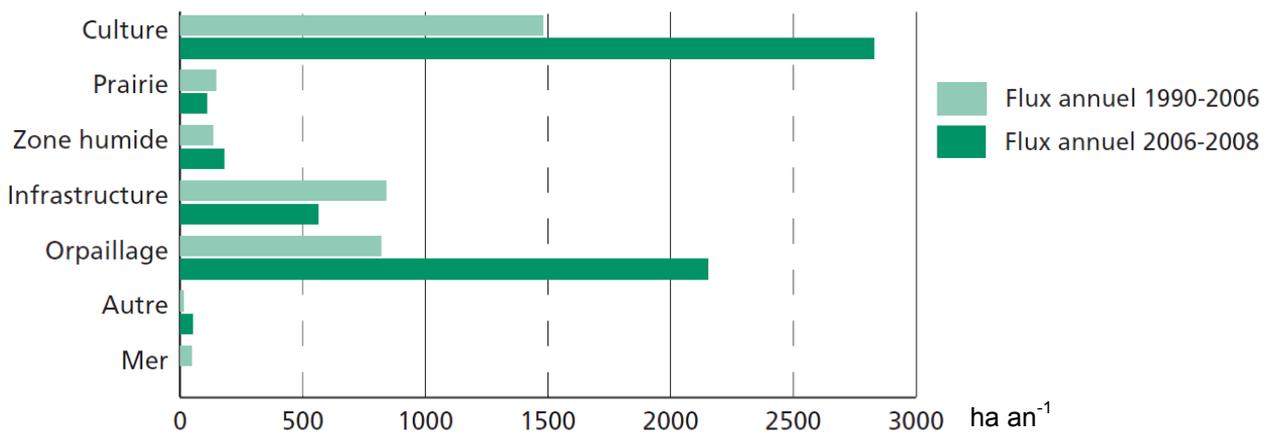
En Guyane, l'exploitation du bois d'œuvre est soumise à de fortes contraintes telles que la saisonnalité, le réseau hydrographique dense et l'éloignement par rapport aux axes de communication principaux. De plus, la forte biodiversité de la forêt guyanaise a pour effet d'augmenter la dispersion, sur le terrain, des essences commerciales, et donc de créer des contraintes supplémentaires à l'exploitation du bois. Même si le prélèvement par hectare progresse de 1,5 m³ par an et atteint environ 11 m³ ha⁻¹ cadastral (soit 20 m³ ha⁻¹ réellement parcouru en exploitation), il reste inférieur aux volumes préconisés pour une exploitation à faible impact (25 m³ ha⁻¹ parcouru) qui permet de préserver la structure et la composition des peuplements (IEDOM, 2010). Ainsi, l'exploitation du bois d'œuvre ne constitue pas, pour le moment, une cause de déforestation majeure dans cette région.

La majorité des superficies déforestées depuis 1990 en Guyane est due à l'exploitation individuelle et à la tradition d'agriculture après abattis-brûlis ('slash and burn' en anglais) (Polidori *et al.*, 2001; Tsayem Demaze *et al.*, 2002) (**Figure 2**). D'abord réalisée par les communautés amérindiennes, autochtones de l'Amazonie, cette technique a ensuite été adoptée par les communautés venues s'installer en Guyane (Noirs Marrons, Créoles, Haïtiens, Surinamais, Brésiliens) (Tsayem Demaze *et al.*, 2002; Tsayem Demaze, 2008). Cette technique constitue une méthode simple et économique de déforestation qui permet d'améliorer rapidement la fertilité des sols, d'augmenter le pH, de détruire les adventices de cultures et de réduire les risques de parasites et de maladies (Kato *et al.*, 1999). Bien que la fonction première soit alimentaire (autoconsommation), cette pratique agricole traditionnelle

tient également une place importante sur les plans social, culturel et écologique (Tsayem Demaze & Manusset, 2008). Des facteurs démographiques (immigration massive, forte croissance démographique) et socio-économiques entraînent l'évolution de la méthode traditionnelle d'abattis-brûlis en une forme plus destructrice et moins durable : augmentation des superficies de forêts défrichées (plusieurs hectares), raccourcissement des périodes de jachère, remplacement des abattis par des vergers, entraînant des effets préjudiciables à l'environnement (Brady, 1996; Tsayem Demaze & Manusset, 2008).

L'exploitation aurifère contribue également à une part importante de la déforestation guyanaise, avec une augmentation considérable des superficies déboisées sur la période 2006-2008 (supérieures à 2 000 ha par an) en comparaison avec la période 1990-2006 (IFN, 2009) (**Figure 2**).

Enfin, il est important de noter que la construction (1989-1994) du barrage hydro-électrique de Petit-Saut (localisation : voir **Figure 10**) a engendré la destruction de 35 000 hectares de forêt (IFN, 2009).



Notes

- L'orpaillage a été distingué ici mais il est habituellement inclus dans la catégorie "Infrastructure".
- La déforestation (35000 ha) due au barrage de Petit Saut n'est pas représentée sur ce graphique.
- L'évolution de la mangrove n'est pas prise en compte dans ce graphique.

Figure 2. Les causes de la déforestation et les superficies correspondantes pour les périodes 1990-2006 et 2006-2008 en Guyane (IFN, 2009).

Ainsi, au cours de la période 1990-2010, la forêt primaire guyanaise a perdu 316 000 hectares. Cependant, la superficie forestière totale impactée correspond à 106 000 hectares sur la même période ; la différence s'expliquant principalement par la régénération naturelle des forêts (**Tableau 5**) (FAO & ITTO, 2011).

Tableau 5. Évolution de la superficie forestière guyanaise entre 1990 et 2010 (d'après FAO & ITTO, 2011).

	Superficie (unité : milliers d'hectares)			Variation annuelle (unité : milliers d'hectares)		Taux de variation annuelle (%)	
	1990	2000	2010	1990-2000	2000-2010	1990-2000	2000-2010
Totalité des forêts	8 188	8 118	8 082	-7	-4	-0,09	-0,04
Forêt primaire	8 006	7 816	7 690	-19	-13	-0,24	-0,16
% forêt primaire parmi la totalité des forêts	97,8%	96,3%	95,1%				

B.2 Impacts du changement d'usage des terres sur les émissions de GES

Pour le carbone, la destruction des forêts a deux conséquences : une libération du carbone stocké sous forme de biomasse et la diminution du stockage potentiel. Les incendies provoqués par les techniques d'abattis-brûlis appauvrissent les sols de leurs nutriments essentiels, compromettant la durabilité agricole à l'échelle locale (Sommer *et al.*, 2004). Ces incendies contribuent également à la libération dans l'atmosphère de quantités considérables d'aérosols et de GES à l'échelle mondiale. En effet, plus de 20% de l'augmentation de la concentration de CO₂ atmosphérique provient du changement d'usages des terres, majoritairement de la déforestation et de la combustion de la biomasse associée, et de façon plus minoritaire, de l'évolution des pratiques agricoles (Denman *et al.*, 2007). Au Brésil, le changement d'usage des terres et le développement de l'agriculture conventionnelle intensive ont impliqué une grande perte de la matière organique du sol présente sous végétation naturelle et une augmentation des flux de CO₂ vers l'atmosphère (Cerri *et al.*, 2007; Carvalho *et al.*, 2009a; Batlle-Bayer *et al.*, 2010).

Les flux de CH₄ sont principalement contrôlés par la teneur en eau du sol (Verchot *et al.*, 2008). Ainsi, les sols forestiers d'Amérique centrale peuvent fonctionner comme un puits de CH₄ atmosphérique, avec une efficacité plus élevée quand les sols sont relativement secs (Keller & Reiners, 1994). Cependant, après conversion en pâturages ou en plantations, les sols vont se mettre à produire du CH₄, en particulier durant la saison des pluies (Pendall *et al.*,

2010) et si leur capacité de drainage est faible (Keller & Reiners, 1994). Au Brésil, la conversion de la forêt du littoral Atlantique en pâturage, a entraîné une légère production de CH₄ durant les mois d'hiver, et une diminution de la fonction de puits de CH₄ durant les mois pluvieux d'été (do Carmo *et al.*, 2012). De même, Yashiro *et al.* (2008) ont montré que l'exploitation forestière en Malaisie engendre une diminution de la consommation de CH₄ par les sols, voir une production de CH₄ par ceux-ci. Ces auteurs suggèrent que l'augmentation de la densité apparente du sol après l'abattage des arbres pourrait freiner la diffusivité du CH₄ et de la disponibilité en O₂ dans les sols, limitant la consommation de CH₄ dans les forêts exploitées (Yashiro *et al.*, 2008).

Concernant les émissions de monoxyde d'azote (NO), les études comparant des forêts (primaire et secondaire) à des pâturages, obtiennent des résultats divergents, les flux de NO étant les plus élevés pour les sols sous forêt primaire (Verchot *et al.*, 1999) ou pour les sols de pâturages (Keller & Reiners, 1994).

L'exploitation des forêts tropicales humides peut provoquer une augmentation des émissions de N₂O par les sols, pendant au moins un an après l'abattage des arbres, en raison d'une augmentation de la disponibilité en azote du sol (Yashiro *et al.*, 2008). Des études conduites en Amazonie brésilienne (état du Rondônia), sur la conversion de la forêt en pâturage, ont souligné que les pâturages jeunes (maximum 3 ans après la conversion) étaient effectivement responsables d'émissions de N₂O plus élevées que la forêt. Cependant, plusieurs années après la déforestation, plus de 3 ans (Melillo *et al.*, 2001) ou plus de 6 ans (Neill *et al.*, 2005), les flux de N₂O ont tendance à diminuer, à mesure que la teneur en nitrates devient limitante dans les sols des pâturages, pour devenir inférieurs à ceux émis par la forêt. Sur la côte atlantique brésilienne, do Carmo *et al.* (2012) ont également mesuré des émissions de N₂O plus faibles pour les sols d'une prairie non fertilisée, 40 ans après déforestation, en comparaison avec la forêt. Dans le même sens, l'étude menée par Verchot *et al.* (1999) (État du Pará) a révélé que le sol de la forêt primaire est le plus important émetteur de N₂O (2,4 kg N ha⁻¹ an⁻¹) en comparaison à une forêt secondaire âgée de 20 ans (0,9 kg N ha⁻¹ an⁻¹), à un pâturage actif (0,3 kg N ha⁻¹ an⁻¹) et à un pâturage dégradé (0,1 kg N ha⁻¹ an⁻¹). Ainsi, plusieurs études (Keller & Reiners, 1994; Verchot *et al.*, 1999; Davidson *et al.*, 2000; Erickson *et al.*, 2001) mettent en évidence des émissions de N₂O plus faibles pour les sols des forêts secondaires et les pâturages, que pour les sols des forêts primaires. De ce fait, Neill *et al.* (2005) prévoyaient, à l'échelle du bassin étudié (Rondônia), une légère réduction des émissions de N₂O, à condition que les pâturages extensifs continuent à être gérés d'une manière similaire aux pratiques actuelles. Toutefois, les auteurs soulignent le fait que les flux de N₂O et NO sont

susceptibles d'augmenter parallèlement à une utilisation accrue d'engrais azotés ou à la mise en place de cultures fixatrices d'azote.

A l'opposé, Pendall *et al.* (2010) ont mis en évidence, au Panama, une augmentation des émissions de N₂O par les sols de pâturages (âgés de plus de 50 ans) et de plantations, en comparaison à celles de la forêt. De même, Davidson *et al.* (2007) ont observé en Amazonie une augmentation des émissions de N₂O avec l'âge de forêts secondaires mises en place après déprise agricole. Ces résultats peuvent être interprétés comme un rétablissement progressif de plusieurs processus du cycle de l'azote. L'augmentation des émissions de N₂O pourrait résulter de l'émergence d'une espèce fixatrice d'azote dominante au cours de la succession forestière secondaire (Davidson *et al.*, 2007).

L'étude de Galford *et al.* (2010) a estimé la dynamique future des émissions de CO₂, CH₄ et N₂O en fonction du changement d'usage des terres dans la région du Mato Grosso (Brésil). Les résultats indiquent une émission nette de GES allant de 2,8 à 15,9 Pg équivalents CO₂ pour la période 2006-2050. La déforestation est la plus importante source de gaz à effet de serre au cours de cette période, mais l'utilisation des terres après déforestation représente une part importante (24 à 49 %) du budget net de GES. Les auteurs concluent qu'éviter la déforestation reste la meilleure stratégie pour réduire les émissions futures de GES. Cette conclusion rejoint celle précédemment émise par Fearnside *et al.* (2009) qui voient dans l'arrêt de la déforestation en Amazonie un potentiel important pour atténuer le réchauffement climatique de la planète.

Néanmoins, vu les demandes énergétiques, alimentaires et minières mondiales, un arrêt total de la déforestation ne semble pas être réaliste actuellement. Il convient donc de gérer la déforestation et, dans le cas d'une mise en valeur agricole après déforestation, de rechercher des solutions minimisant les impacts sur l'environnement, en particulier celles limitant les émissions de GES.

B.3 Déforestation suivie de la mise en valeur agricole : quelles alternatives pour réduire les émissions de GES ?

Les incendies pour la mise en valeur agricole puis les itinéraires techniques de culture jouent un rôle prépondérant dans les émissions de GES ; ces deux activités doivent donc être prises en compte dans les politiques de réduction des émissions.

B.3.1 Éviter les incendies

La méthode appelée 'slash-and-mulch' ou 'chop-and-mulch' consiste à couper mécaniquement la végétation, ayant poussé durant la période de jachère, et de la convertir en mulch au lieu de la brûler. Cette méthode permet donc d'éviter l'utilisation du feu (contrairement à la technique 'slash-and-burn') et contribue à la conservation des nutriments dans les sols (Kato *et al.*, 1999; Sommer *et al.*, 2004; Denich *et al.*, 2005).

La mise en place de légumineuses durant la période de jachère permet de conserver la densité apparente du sol et d'augmenter de façon significative la teneur en éléments nutritifs et en matière organique, comparativement à la technique 'slash-and-brun' (Comte *et al.*, 2012). En permettant simultanément un raccourcissement des périodes de jachères et un allongement de la durée de la mise en culture (dû à l'amélioration de la qualité des sols sur le long terme), la technique 'chop-and-mulch' favorise une intensification viable de l'agriculture en Amazonie orientale. Dans le contexte de fortes pressions démographiques, cette intensification s'avère indispensable à la fois pour la sécurité alimentaire des populations ainsi que pour la réduction de pressions anthropiques exercées sur les forêts primaires et secondaires en Amazonie (Comte *et al.*, 2012).

Une évaluation globale des émissions de gaz à effet de serre comparant les deux techniques agricoles, 'slash-and-burn' et 'chop-and-mulch', a été réalisée en Amazonie orientale brésilienne, dans le contexte de la gestion des jachères (Davidson *et al.*, 2008b). Les résultats de l'étude montrent que les émissions de GES étaient significativement plus élevées au cours de la phase de culture avec la méthode 'chop-and-mulch'. En effet, le sol qui consommait du CH₄ atmosphérique avec la technique de 'slash-and-burn', est devenu un émetteur net de CH₄ avec la technique de 'chop-and-mulch'. Le mulch a également favorisé une augmentation d'environ 50% des émissions de NO et de N₂O par les sols. Par ailleurs, la technique de 'chop-and-mulch' requiert une plus grande quantité d'engrais et de carburant pour les machines agricoles. Cependant, en dépit des émissions de GES plus élevées au cours des cultures, le calcul du potentiel de réchauffement global sur 100 ans (en équivalent CO₂) sur l'ensemble du système agricole, est en faveur de la technique 'chop-and-mulch'. En effet, cette technique possède un potentiel de réchauffement global au moins cinq fois inférieur à celui calculé pour la technique de 'slash-and-burn', principalement dû à l'absence d'émissions de CH₄ issues de la combustion. D'un point de vue agronomique, les rendements étaient similaires pour les deux techniques agricoles. La méthode 'chop-and-mulch' apparaît comme une stratégie potentiellement "gagnant-gagnant" pour le maintien de la fertilité des sols et la

réduction des émissions de GES, contribuant ainsi à limiter les impacts sur l'environnement, de la conversion de la forêt (Davidson *et al.*, 2008b).

B.3.2 Augmenter le stockage de carbone dans les sols

Pour atténuer les émissions de GES, l'augmentation du stockage de carbone dans les sols (augmentation des puits de carbone) apparaît comme la principale solution. La contribution de ce mécanisme a été estimée à 89% du potentiel d'atténuation des changements climatiques (Smith *et al.*, 2007).

Afin de lutter contre la dégradation des sols tropicaux (baisse de la fertilité, érosion), le développement de systèmes de cultures alternatifs basés sur un travail du sol réduit, voire absent (semis direct), est apparu nécessaire. Parmi les différentes techniques explorées, les systèmes de semis direct sur couverture végétale permanente (SCV) semblent pouvoir assurer production et protection des sols, et permettre une gestion durable des milieux tropicaux. Les techniques de SCV reposent sur trois principes : minimiser les perturbations du sol et de la litière via une absence de travail du sol, assurer une couverture permanente et totale du sol, produire et restituer au sol une forte biomasse grâce à des successions ou rotations culturales judicieuses (AFD, 2006; Seguy *et al.*, 2009). En comparaison avec des systèmes conventionnels (avec labour ou travail du sol aux disques), les pratiques de non labour permettent une augmentation des stocks de carbone dans les couches superficielles du sol, dans les régions tempérées, tropicales et subtropicales (Metay, 2005; Carvalho *et al.*, 2009b; Carvalho *et al.*, 2009a; Neto *et al.*, 2010), avec une augmentation d'environ $325 \pm 113 \text{ kg C}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ dans la couche 0-30 cm (Six *et al.*, 2002). La plupart des études menées sur des sols cultivés en semis direct au Brésil donnent des taux de stockage de carbone allant de 0,4 à $1,7 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ dans les 40 premiers centimètres du sol (Bernoux *et al.*, 2006). La différence de stockage de carbone dans les sols les deux systèmes est principalement liée à une différence du taux de décomposition du carbone, avec un taux réduit dans les sols de cultures SCV (Six *et al.*, 2002).

Dans le Cerrado brésilien, le changement d'usage des terres, de la savane naturelle à l'agriculture conventionnelle, a induit une perte totale d'environ $1,5 \text{ kg C m}^{-2}$ après plus de 10 ans de cultures continues (Neto *et al.*, 2010). Aujourd'hui, les systèmes de production basés sur le travail du sol ont été abandonnés et les systèmes de culture SCV sont largement adoptés. Ces systèmes sont basés sur deux récoltes par an avec peu de diversité dans les rotations et la conduite des cultures. Dans ces systèmes SCV intensifs, où la production de biomasse est élevée, le carbone organique du sol augmente de $0,19 \text{ kg m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ et, après 12 ans

de SCV, l'étude d'une chronoséquence a montré que le stock de carbone atteindrait le niveau existant sous végétation naturelle dans la même région (Neto *et al.*, 2010). Ainsi, par rapport à un système conventionnel, l'absence de travail du sol permettrait de réduire les émissions de CO₂ par les sols (Passianoto *et al.*, 2003; Chatskikh & Olesen, 2007), d'augmenter le stockage du carbone dans les sols arables (Carvalho *et al.*, 2009a; Batlle-Bayer *et al.*, 2010) et d'atténuer ainsi la concentration croissante de CO₂ dans l'atmosphère.

Cependant, l'impact des pratiques de cultures annuelles, avec ou sans travail du sol, sur le carbone organique du sol a été très peu évalué jusqu'à présent en région amazonienne. Dans le sud-ouest du Brésil, Maia *et al.* (2010) ont observé que le labour a tendance à diminuer les stocks de carbone du sol. Néanmoins, ces auteurs soulignent le fait que les mécanismes permettant le stockage du carbone dans les systèmes de cultures annuelles en semis direct, dans les conditions climatiques amazoniennes, restent non entièrement élucidés. De même, Maia *et al.* (2009) ont constaté que des prairies bien gérées (États de Rondônia et du Mato Grosso au Brésil) possèdent un fort potentiel de séquestration du carbone mais que des recherches supplémentaires sont nécessaires, notamment pour comprendre l'influence de la gestion de ces écosystèmes sur le stockage de carbone dans les sols tropicaux de cette région. Par ailleurs, dans l'optique d'une évaluation globale, la comparaison de différents systèmes agricoles ou de plusieurs usages des terres ne doit pas être limitée à l'examen du stockage du carbone dans le sol mais doit également inclure les modifications des flux de GES (notamment le N₂O qui a un PRG élevé) et parler ainsi, en termes de séquestration de carbone (Bernoux *et al.*, 2006).

B.3.3 Réduire les émissions de N₂O

L'avantage constitué par l'augmentation du stock de carbone dans les sols conduits en SCV peut être contrebalancé par des flux de N₂O plus élevés sous SCV en comparaison à des systèmes conventionnel (Li *et al.*, 2005; Rochette *et al.*, 2008; Lin *et al.*, 2010; Regina & Alakukku, 2010). Cette augmentation des émissions de N₂O s'expliquerait par une augmentation de la densité apparente et de la teneur en eau (dues à l'absence de travail du sol), deux conditions favorables à la dénitrification (Linn & Doran, 1984; Palma *et al.*, 1997), processus qui est souvent la source principale de N₂O dans les sols agricoles. Toutefois, des études ont observé des flux de N₂O similaires entre sols conduits en semis direct et des sols travaillés (Choudhary *et al.*, 2002; Metay *et al.*, 2007; Jantalia *et al.*, 2008; Chapuis-Lardy *et al.*, 2009), tandis que d'autres études ont même mesuré une réduction des émissions de N₂O par les sols sous semis direct (Passianoto *et al.*, 2003; Chatskikh & Olesen, 2007). Rochette

(2008) a montré que les émissions de N₂O par les sols cultivés en semis direct dépendaient de l'aération du sol. Une mauvaise aération du sol peut engendrer une augmentation des émissions de N₂O tandis que des aérations moyennes ou bonnes n'auront pas d'effet sur les émissions de N₂O. Ainsi, une culture conduite en semis direct n'est pas nécessairement synonyme d'émissions de N₂O accrues. De plus, comparativement à une technique conventionnelle, le semis direct permettrait, outre une augmentation du stock de carbone, une augmentation du stock d'azote dans le sol (Babujia *et al.*, 2010; Varvel & Wilhelm, 2011).

La présence de légumineuses dans la rotation de cultures et l'incorporation de leurs résidus est souvent associée à la stimulation des émissions de N₂O. Lorsque les résidus riches en azote (faible ratio C:N) se décomposent dans le sol, ils peuvent libérer de grandes quantités d'azote minéral susceptible d'être transformé en N₂O lors de la nitrification et la dénitrification (Huang *et al.*, 2004; Rochette *et al.*, 2004). En conséquence, l'incorporation des résidus de légumineuses peut entraîner une augmentation des émissions de N₂O par rapport à des résidus de non-légumineuses (Millar *et al.*, 2004). Ainsi, il est important d'implanter après la culture de légumineuses, une culture exigeante en azote - par exemple le maïs (Escobar *et al.*, 2010) - ou culture intermédiaire piège à nitrates (CIPAN).

Les quantités et le type d'engrais apportés aux cultures conditionnent également les émissions de N₂O (Bavin *et al.*, 2009; Snyder *et al.*, 2009; Jassal *et al.*, 2011) ; les fertilisations doivent donc être ajustées à la culture en place. Cependant, malgré des itinéraires techniques adaptés, les conditions édaphiques restent prépondérantes dans les émissions de N₂O, parfois davantage que la rotation des cultures (Guo *et al.*, 2010) ou que l'abondance et la diversité des bactéries impliquées dans la production de N₂O (Attard *et al.*, 2011). Dans le cas d'un changement d'usage des terres, Attard *et al.* (2011) ont montré que les modifications du taux de dénitrification potentielle étaient davantage liées aux bouleversements des conditions du sol (WFPS, C organique, NO₃⁻) qu'à l'abondance des bactéries dénitrifiantes. Ainsi, les auteurs suggèrent qu'une simulation précise du carbone, de l'oxygène et des nitrates disponibles pour les dénitrifiants, est plus importante qu'une simulation exacte de l'abondance et de la structure de la communauté dénitrifiante pour bien comprendre et prédire les modifications de la dénitrification potentielle suite à des changements d'usage des terres.

Par ailleurs, des recherches concernant l'inoculation de plants de soja par des souches de *Bradyrhizobium japonicum* portant le gène *nosZ*, a permis d'obtenir des nodules capables de réduire le N₂O dans des conditions contrôlées, permettant de passer d'un système (sol + soja) source de N₂O à un système puits de N₂O (Hénault & Revellin, 2011). Par conséquent,

l'inoculation des cultures de légumineuses pourrait être une avancée prometteuse pour atténuer les émissions de N_2O par les sols cultivés.

D'autres travaux considèrent l'inhibition biologique de la nitrification dans les sols ; le terme biologique est utilisé ici pour distinguer ces inhibiteurs de ceux produits industriellement. Des molécules (acides gras insaturés, acide linoléique, acide linoléique) libérées par les racines des plantes (notamment certaines espèces de *Brachiaria* : *B. humidicola* and *B. decumbens*), permettent d'inhiber le processus de réduction des ammonium en nitrates (une inhibition des enzymes ammoniac mono-oxygénase et hydroxylamine oxydoréductase a été mise en évidence chez *Nitrosomonas*) (Subbarao *et al.*, 2006; Subbarao *et al.*, 2007; Subbarao *et al.*, 2012a). Le contrôle de la nitrification (inhibition, suppression) dans les sols permettrait de favoriser l'absorption de l'azote par les plantes sous la forme NH_4^+ et pourrait constituer une des stratégies les plus prometteuses pour minimiser les pertes d'azote sous forme NO_3^- (et réduire ainsi les pollutions par lixiviation des nitrates) et sous forme gazeuses formées pendant et après le processus de nitrification (Subbarao *et al.*, 2006; Subbarao *et al.*, 2012b; Subbarao *et al.*, 2012a).

C Les gaz à effet de serre (GES) et les méthodes de quantification

C.1 Les principaux GES pouvant être émis par les sols

C.1.1 Le dioxyde de carbone

La concentration atmosphérique de dioxyde de carbone (CO₂) est actuellement de 379 ppm, soit presque 100 ppm de plus que la concentration préindustrielle (280 ppm). L'augmentation annuelle moyenne de CO₂ pour la période de 2000 à 2005 était significativement supérieure ($4,1 \pm 0,1 \text{ Gt C an}^{-1}$) à celle observée dans les années 1990 ($3,2 \pm 0,1 \text{ Gt C an}^{-1}$) (Denman *et al.*, 2007).

L'utilisation de combustibles fossiles, et dans une moindre mesure la fabrication du ciment, sont les sources anthropiques les plus importantes et sont responsables de plus de 75% de l'augmentation de la concentration de CO₂ dans l'atmosphère depuis l'époque préindustrielle. Le reste de l'augmentation est attribué au changement d'usage des terres, dominé par la déforestation et la combustion de la biomasse associée (Denman *et al.*, 2007). Les puits naturels de carbone (océans, sols, végétaux) ont produit une absorption nette de CO₂ d'environ 3,3 Gt de carbone par an sur les 15 dernières années, compensant en partie les émissions d'origine anthropique (Denman *et al.*, 2007).

La respiration du sol constitue une des principales sources d'émissions de CO₂ par les écosystèmes (Rustad *et al.*, 2000; Schlesinger & Andrews, 2000; Perrin *et al.*, 2004). Les flux de CO₂ mesurés à la surface du sol sont la somme de la respiration des racines (respiration autotrophe) et de la respiration microbienne (respiration hétérotrophe) qui se produit lors de la décomposition de la matière organique du sol et de la litière (Luo & Zhou, 2006), diminuée de la consommation autotrophe.

C.1.2 Le méthane

Le méthane (CH₄) est un gaz à effet de serre avec un potentiel de réchauffement global (PRG) sur 100 ans, 23 fois supérieur à celui du CO₂ sur une base massique. Sa concentration atmosphérique actuelle est d'environ 1,8 ppb (Denman *et al.*, 2007).

Le CH₄ provient de sources biologiques, impliquant des micro-organismes, et de sources non-biologiques. Les émissions non-biologiques comprennent l'exploitation minière et l'utilisation de combustibles fossiles (gaz naturel, pétrole et charbon), la combustion de la biomasse, le traitement des déchets et les sources géologiques (CH₄ fossile). Les sources biologiques sont

issues des zones humides (principal émetteur de CH₄), de la riziculture, de l'élevage, des décharges, des forêts, des océans et des termites. Les émissions biologiques représentent plus de 70% des émissions totales (Denman *et al.*, 2007).

Les émissions de CH₄ anthropiques sont actuellement supérieures aux émissions naturelles et représentent environ 60% des émissions totales (Denman *et al.*, 2007).

Une fois émis, le CH₄ reste dans l'atmosphère pendant environ 8,4 années. Le principal puits de CH₄ est son oxydation par les radicaux hydroxyles (OH) dans la troposphère. L'oxydation biologique dans les sols secs et la perte dans la stratosphère constituent également des puits de CH₄ (Denman *et al.*, 2007).

C.1.3 Le protoxyde d'azote

Le protoxyde d'azote (N₂O) est un puissant gaz à effet de serre avec un PRG sur 100 ans, près de 300 fois supérieur à celui du CO₂ sur une base massique. Sa concentration atmosphérique (en 2005) est de 319 ± 12 ppb (Forster *et al.*, 2007), correspondant à une augmentation de 18% par rapport à la concentration préindustrielle (270 ± 7 ppb). Durant les deux dernières décennies, une augmentation presque linéaire de la concentration atmosphérique en N₂O (0,26% par an) a été mesurée et le N₂O participe actuellement à 7% du forçage radiatif actuel (Forster *et al.*, 2007). Une fois émis, le N₂O reste dans l'atmosphère pendant environ 114 années avant destruction dans la stratosphère (Denman *et al.*, 2007). Le N₂O agit également comme un précurseur de la destruction de l'ozone stratosphérique (Prather, 1998).

Parmi les sources naturelles de N₂O, les sols tropicaux constituent la source principale, soit 42% des émissions, dont près des ¾ sont issus des sols forestiers. Les océans représentent la seconde source naturelle d'émissions de N₂O, soit 31% des émissions. Les sols tempérés contribuent à 21% des émissions naturelles et l'atmosphère (via l'oxydation du NH₃) à 6% (Prather & Ehhalt, 2001). Les sources anthropiques de N₂O sont majoritairement les sols agricoles (52%). Les autres sources anthropiques sont les troupeaux de bétail et leur engraissement (26%), les activités industrielles (16%) et la combustion de la biomasse (6%) (Prather & Ehhalt, 2001). En terme de quantité, les émissions de N₂O anthropiques sont du même ordre de grandeur que les émissions naturelles (Denman *et al.*, 2007).

Les sols peuvent, dans certaines conditions non encore entièrement élucidées, "consommer" du N₂O (Chapuis-Lardy *et al.*, 2007), par voie biologique (dernière étape de la dénitrification et lors de la nitrification dénitrifiante) et/ou par voie physico-chimique (dissolution dans la phase aqueuse du sol).

Les flux de N_2O sont caractérisés par une forte variabilité spatiale et temporelle à différentes échelles. Les mesures s'accompagnent de coefficients de variation pouvant être supérieurs à 100% (Choudhary *et al.*, 2002; Mathieu *et al.*, 2006b). À petite échelle ($< 1 \text{ m}^2$), cette variabilité serait liée à la présence de microsites dénitrifiants dans les sols (Parkin, 1987; Clemens *et al.*, 1999). La variabilité à l'échelle de la parcelle est souvent due à la présence de 'hotspots', c'est-à-dire des flux très élevés, sur des petites entités spatiales ou temporelles, qui peuvent représenter une part importante des émissions de N_2O pendant la période de mesure (van den Heuvel *et al.*, 2009).

Les flux de N_2O sont des processus dynamiques. En effet, des mesures *in situ* réalisées en continu mettent en évidence le caractère saccadé des dynamiques temporelles d'émissions de N_2O (**Figure 3**) (Laville *et al.*, 1997).

La base de données compilée par Stehfest & Bouwman (2006) indique des flux quotidiens de N_2O compris entre $-2 \text{ g N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ (Goossens *et al.*, 2001) et $5\,400 \text{ g N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ (Abbasi & Adams, 2000), ces deux valeurs ont été obtenues sous climat tempéré.

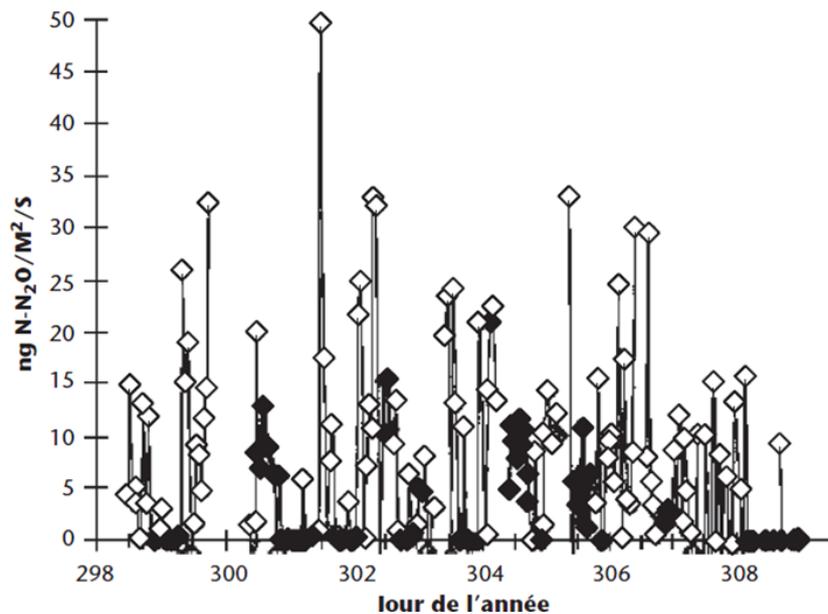


Figure 3. Flux de N_2O mesurés *in situ* par des techniques de micrométéorologie, mettant en évidence le caractère dynamique des émissions des N_2O au cours du temps (d'après Laville *et al.*, 1997).

C.2 Les processus microbiens impliqués dans la production de N₂O par les sols

Le cycle de l'azote se caractérise par sa grande complexité et le nombre important de formes différentes y participant. Dans le sol, l'azote est présent sous forme organique, qui se concentre principalement dans le premier horizon, et sous forme minérale. L'azote organique est minéralisé, assimilé par les plantes, puis retourne au sol sous forme organique. La majorité des végétaux ne peut utiliser l'azote que sous la forme nitrique (N-NO₃⁻) ou ammoniacale (N-NH₄⁺). L'ammonium (NH₄⁺) peut être : immobilisé par les microorganismes, assimilé par les plantes, fixé dans certains minéraux argileux, adsorbé sur les colloïdes du sol ou nitrifié. Les nitrates (NO₃⁻), produits par nitrification ou provenant de l'apport de fertilisants (sols cultivés), peuvent être immobilisés par les microorganismes, assimilés par les plantes, lixiviés dans les eaux de drainage ou dénitrifiés.

Les processus bactériens de nitrification et de dénitrification sont généralement considérés comme étant les principales sources de N₂O et NO par les sols mais d'autres réactions microbiennes impliquant la réduction ou l'oxydation de l'azote peuvent concourir aux émissions de ces deux gaz, leur contribution pouvant être minime voir négligeable (Williams *et al.*, 1992; Webster & Hopkins, 1996). Cependant, plusieurs études (Webster & Hopkins, 1996; Wrage *et al.*, 2001; Wrage *et al.*, 2004; Kool *et al.*, 2011) identifient un troisième processus bactérien responsable de la production d'une quantité considérable de N₂O par les sols, la nitrification dénitrifiante ('nitrifier denitrification' en anglais).

C.2.1 La dénitrification

La dénitrification est un processus respiratoire au cours duquel les oxydes d'azote solubles, nitrates (NO₃⁻) ou nitrites (NO₂⁻), sont réduits successivement en oxyde nitrique (NO), protoxyde d'azote (N₂O) et diazote (N₂), qui sont trois formes gazeuses. Cette transformation implique quatre enzymes : la nitrate réductase, la nitrite réductase, l'oxyde nitrique réductase et l'oxyde nitreux réductase (Cavigelli & Robertson, 2000) (**Figure 4**).

La capacité de dénitrification concerne plus de 60 genres de microorganismes, y compris des *Archeae* et des champignons (Philippot *et al.*, 2007), mais essentiellement des bactéries, notamment des genres *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Thiobacillus* et *Propionibacterium* (Firestone, 1982) Dans les sols naturels, les bactéries dénitrifiantes sont en majorité hétérotrophes (Williams *et al.*, 1992) et sont anaérobies facultatives c'est-à-dire qu'elles sont capables d'utiliser des formes oxydées de l'azote comme accepteur terminal d'électrons lorsque les

concentrations en O_2 dans le sol sont limitantes. La proportion de bactéries capables de réduire les nitrates est estimée entre 10 et 50% de la communauté microbienne totale du sol (Philippot & Germon, 2005). Selon les bactéries ou les conditions du milieu, la chaîne de réactions n'est pas réalisée totalement, pouvant conduire à des accumulations variables des formes azotées intermédiaires (Hénault & Germon, 1995). La quantité de N_2O libérée par dénitrification dépend de la vitesse de la réaction de dénitrification mais aussi du rapport entre les volumes de N_2O et de N_2 produits. Le rapport N_2O/N_2 dépend des espèces de bactéries dénitrifiantes impliquées, du degré d'anaérobiose, de la teneur en carbone et en NO_3^- ainsi que du pH du sol (Skiba & Smith, 2000).

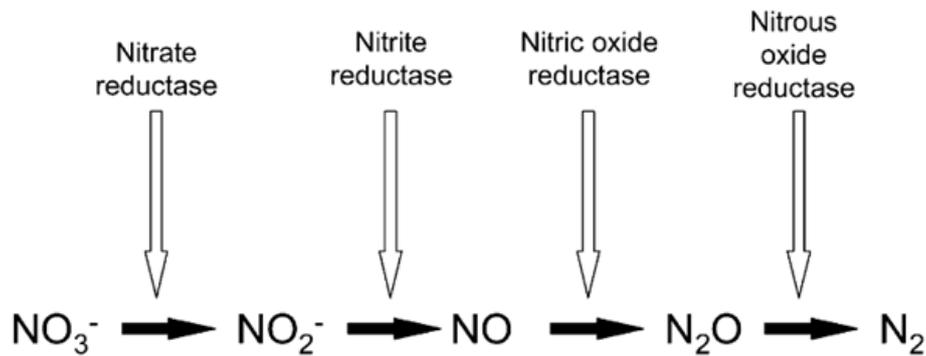


Figure 4. Étapes de la dénitrification et enzymes impliquées (Wrage *et al.*, 2001).

La dénitrification est régulée par plusieurs facteurs (**Figure 5**), notamment la teneur en O_2 , la quantité de carbone assimilable (donneur d'électrons) et la présence de nitrate (Robertson, 1989). Le potentiel d'oxydo-réduction et le pH jouent également un rôle dans les émissions de N_2O par dénitrification. D'après Knowles (1982), un pH proche de la neutralité est particulièrement favorable aux activités dénitrifiantes. Néanmoins, Tiedje *et al.* (1982) ont observé des capacités de dénitrification élevées dans des sols acides de forêts tropicales humides pH 4 (Vénézuéla) et pH 4,4 (Nigéria). Des WFPS (Water-Filled Pore Space) supérieurs à 60% sont favorables à la dénitrification (Linn & Doran, 1984). La dénitrification se déroule généralement en conditions anaérobies, mais il a été démontré qu'elle pouvait être réalisée en conditions aérobies (Bell *et al.*, 1990; Lloyd, 1993; Wan *et al.*, 2011).

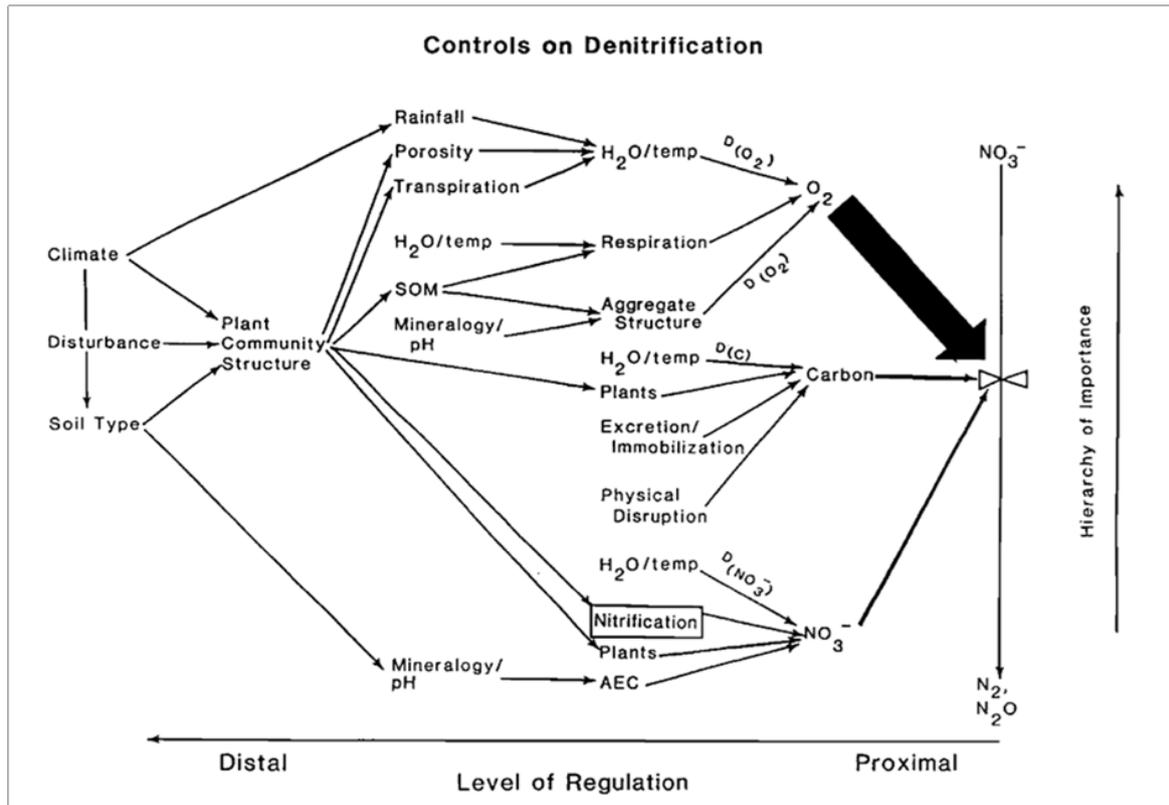


Figure 5. Facteurs régulant la dénitrification dans les sols (Robertson, 1989).

C.2.2 La nitrification

La nitrification est le processus au cours duquel l'ammonium (NH₄⁺) est oxydé en nitrate (NO₃⁻). Ce processus se déroule en deux étapes successives (Figure 6):

- la nitrification, qui correspond à l'oxydation de l'ammonium en nitrite, catalysée par les enzymes ammoniac mono-oxygénase et hydroxylamine oxydoréductase
- la nitrification, qui est l'oxydation du nitrite en nitrate, catalysée par l'enzyme nitrite oxydoréductase

Dans la nitrification autotrophe bactérienne, la première étape est réalisée par des bactéries des genres *Nitrosomonas* et *Nitrosospira* et la seconde étape par des bactéries des genres *Nitrobacter* et *Nitrospira* (Norton & Stark, 2011). L'étape d'oxydation de l'ammoniac peut également être réalisée par des *Archaeae*, qui constitueraient les organismes oxydant l'ammoniac les plus abondants dans les sols (Leininger *et al.*, 2006).

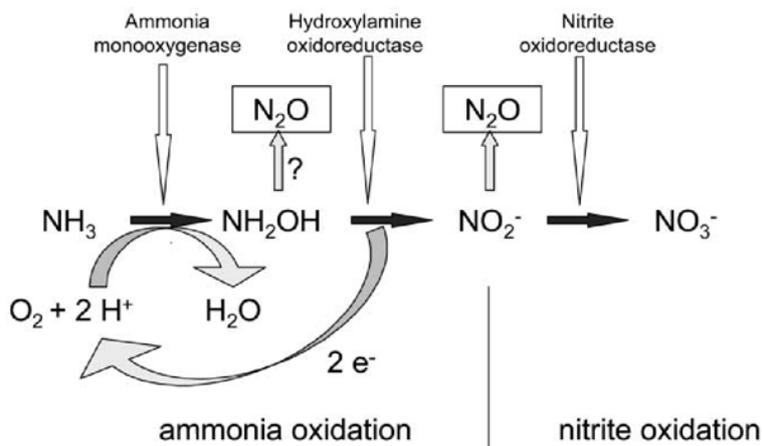


Figure 6. La voie de la nitrification et les enzymes impliquées (Wrage *et al.*, 2001).

La nitrification est un processus autotrophe mais elle peut également être réalisée par des organismes hétérotrophes (De Boer & Kowalchuk, 2001; Wrage *et al.*, 2001). La nitrification autotrophe est le processus dominant en sol cultivé tandis que la nitrification hétérotrophe pourrait être le processus majeur dans les sols acides de forêts subtropicales (Zhang *et al.*, 2011).

Les principaux facteurs affectant la nitrification sont la température, l'humidité, le pH et les substrats NH_4^+ , O_2 et CO_2 (Montagnini *et al.*, 1989) (**Figure 7**). La nitrification peut se produire dans des sols acides, jusqu'à $\text{pH} = 3$ (De Boer & Kowalchuk, 2001). Ce processus est favorisé à des WFPS compris entre 10 et 60% (Linn & Doran, 1984).

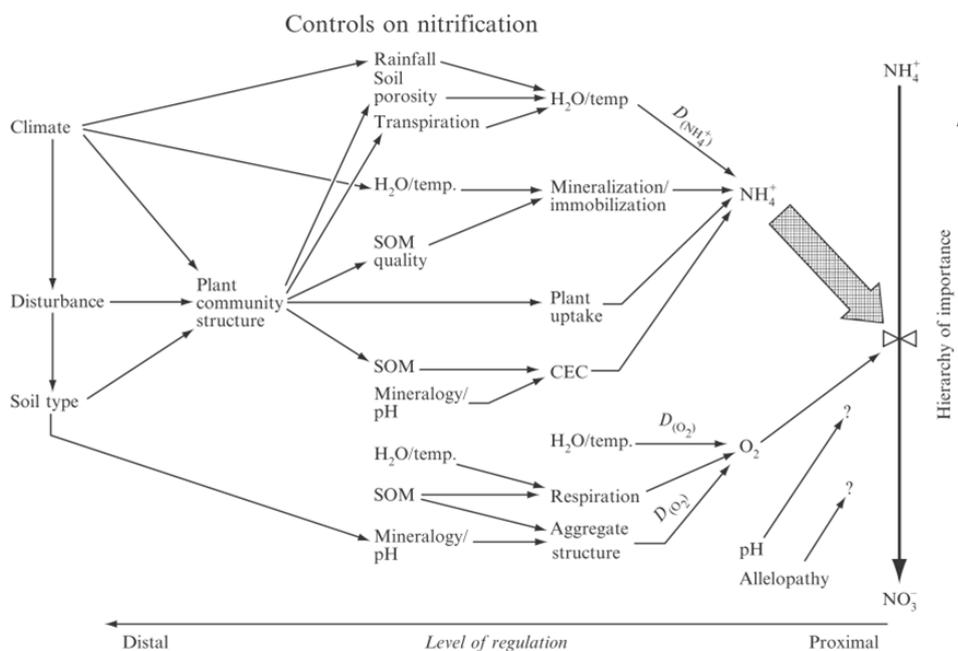


Figure 7. Facteurs régulant la nitrification dans les sols (Robertson, 1989).

C.2.3 La nitrification dénitrifiante

La nitrification dénitrifiante correspond à l'oxydation de l'ammoniac (NH_3) en nitrite (NO_2^-) suivie de la réduction des nitrites en NO , N_2O et N_2 (**Figure 8**). D'après Wrage *et al.* (2001), ces transformations seraient réalisées par des nitrifiants autotrophes. La nitrification dénitrifiante différerait donc de la nitrification couplée à la dénitrification, durant laquelle les dénitrifiants réduisent les nitrates ou les nitrites, précédemment produits par les nitrifiants.

Les conditions favorisant cette voie seraient une faible teneur en O_2 couplée à une faible concentration en carbone organique, ainsi qu'un faible pH (Wrage *et al.*, 2001) et des conditions d'humidité sous-optimales pour la dénitrification hétérotrophe (Kool *et al.*, 2011).

La nitrification dénitrifiante contribuerait de manière importante aux flux de N_2O émis par les sols (Wrage *et al.*, 2001; Kool *et al.*, 2010; Kool *et al.*, 2011).

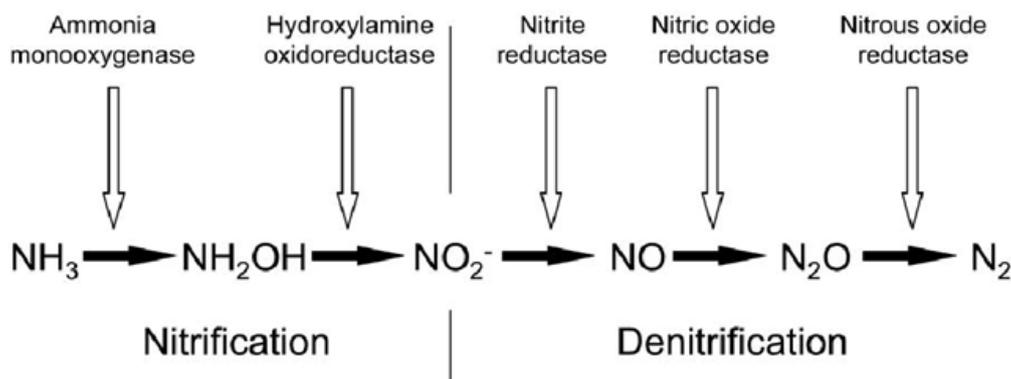


Figure 8. La nitrification dénitrifiante : voie hypothétique et enzymes probablement impliquées (Wrage *et al.*, 2001).

C.3 Les méthodes de quantification *in situ* des GES

Il existe deux principales approches pour la détection et la mesure *in situ* des GES. Les techniques de micrométéorologie d'une part, et les techniques utilisant des chambres disposées au sol, d'autre part. Chacune de ces techniques présente des avantages et des inconvénients (Denmead, 2008). Ces deux méthodes opèrent à différentes échelles spatiales et peuvent être utilisées de façon concomitante pour détecter les sources/puits de N_2O à l'échelle du paysage (Molodovskaya *et al.*, 2011).

Nous détaillons davantage la technique des chambres qui est utilisée dans le cadre de cette étude.

C.3.1 Les techniques de micrométéorologie

Les techniques de micrométéorologie estiment les flux gazeux à partir des conditions météorologiques, en particulier la vitesse du vent, et de la concentration des gaz au-dessus de la surface étudiée. Les gaz sont analysés par spectroscopie infrarouge. Il existe différentes méthodes, notamment les analyses infrarouges à transformée de Fourier (Fourier Transform Infrared Spectroscopy, FTIR) (Hashmonay *et al.*, 2001) et la spectroscopie d'absorption par laser à diodes accordables (Tunable Diode Laser absorption spectroscopy, TDL) (Klein *et al.*, 1999; Edwards *et al.*, 2003; Molodovskaya *et al.*, 2011).

Les principales contraintes liées aux techniques de micrométéorologie sont : le coût important de leur installation, le niveau de technicité requis élevé, la nécessité d'être installées sur des surfaces planes et étendues (Hénault *et al.*, 2012). En contrepartie, ces techniques permettent des mesures intégratives, à l'échelle de plusieurs hectares (Pattey *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2007), rendant possible l'obtention de flux de gaz intégrés dans le temps et l'espace, dans des situations représentatives des écosystèmes (Hénault *et al.*, 2012). De plus, ces techniques présentent l'avantage de ne pas perturber l'écosystème sol. Ces méthodes sont utilisées au sein de réseaux de mesures tels que Fluxnet (Baldocchi *et al.*, 2001) ou Euroflux (Aubinet *et al.*, 1999).

C.3.2 La technique des chambres

C.3.2.1 Les chambres : l'importance de la conception pour la fiabilité des mesures

La technique des chambres existe depuis plus de 80 ans et a été mise au point, à l'origine, pour mesurer la respiration du sol (Lundegardh, 1927). Les mesures de N₂O par la technique des chambres, associée à la chromatographie en phase gazeuse, ont commencé dans les années 1970. Depuis, plusieurs améliorations techniques et méthodologiques ont été apportées dans le but d'augmenter la précision et la fiabilité des mesures de gaz (CO₂, CH₄, N₂O) (Matthias *et al.*, 1978; Hutchinson & Mosier, 1981; Hutchinson & Livingston, 2002; Smith & Conen, 2004; Rochette & Hutchinson, 2005; Rochette & Bertrand, 2007; Rochette & Eriksen-Hamel, 2008; Parkin & Venterea, 2010; Rochette, 2011). Ainsi, les principaux critères mis en cause pour l'exactitude des mesures concernent les caractéristiques propres de la chambre mais également les prélèvements et le stockage des échantillons ainsi que la détermination de la concentration en gaz (dC/dt) (voir paragraphe 3.2.3).

Les changements de température peuvent avoir un effet sur les activités biologiques et sur la dilatation/contraction des gaz. L'isolation de la chambre est donc recommandée pour minimiser les variations de température au cours du déploiement (Hutchinson & Livingston, 2002; Rochette & Bertrand, 2007; Rochette & Eriksen-Hamel, 2008; Parkin & Venterea, 2010).

Plusieurs auteurs (Hutchinson & Mosier, 1981; Hutchinson & Livingston, 2001; Rochette & Eriksen-Hamel, 2008) recommandent la mise en place d'un tube de ventilation afin de minimiser la surpression dans la chambre et ses effets sur les flux de gaz en provenance du sol. En revanche, Conen & Smith (1998) considèrent que la mise en place d'un tube de ventilation est susceptible d'être une source d'erreurs plus importantes que l'absence de ventilation. La principale erreur est la dépressurisation de la chambre par l'effet Venturi, suivie d'une sortie de l'air du sol dans l'atmosphère de la chambre. Xu *et al.* (2006) ont proposé une nouvelle conception pour les tubes de ventilation, capable de maintenir l'équilibre de pression entre l'intérieur et l'extérieur de la chambre, même dans des conditions venteuses, éliminant pratiquement les artefacts dus à l'effet Venturi.

La hauteur optimale de la chambre est un compromis entre l'obtention d'un flux minimal détectable raisonnable et la minimisation des changements des conditions à l'intérieur de la chambre (Rochette & Eriksen-Hamel, 2008). En effet, les chambres hautes ont un flux minimal détectable élevé mais leur performance peut être atténuée par un mauvais mélange de l'air au sein de la chambre. Inversement, le déploiement de chambres basses a des impacts plus importants sur les conditions environnementales au sein de la chambre (température, humidité, et concentration de gaz) (Hutchinson & Livingston, 2002). La profondeur d'insertion de la chambre est importante pour limiter les pertes de gaz par diffusion latérale.

Le rapport aire/périmètre de la chambre joue aussi un rôle dans la détermination des flux gazeux car le flux est proportionnel à l'aire de la chambre, tandis que les fuites sont proportionnelles au périmètre de la chambre (Healy *et al.*, 1996).

La durée de déploiement agit sur la température de l'air et du sol ainsi que sur l'humidité au sein de la chambre. Elle influe également sur les fuites de gaz, avec pour conséquence des erreurs sur l'estimation des flux. Ainsi, il est vivement recommandé d'éviter des temps de déploiement supérieurs à 60 minutes (Parkin & Venterea, 2010) et, si possible, de privilégier des temps inférieurs à 40 minutes (Rochette & Eriksen-Hamel, 2008).

Afin de minimiser la perturbation du sol associée à l'insertion des chambres, il est conseillé d'utiliser des chambres comprenant une base précédemment insérée dans le sol, sur laquelle vient se fixer l'enceinte au moment du prélèvement (Rochette & Eriksen-Hamel, 2008). La

perturbation des sols provoque notamment un dégazage, pouvant entraîner des mesures de flux erronées si les prélèvements sont effectués immédiatement après l'insertion de la chambre. Ainsi, il est préconisé d'insérer les bases au moins 24h avant le premier échantillonnage (Muñoz *et al.*, 2011).

La durée de stockage des échantillons de gaz devra être la plus courte possible. L'utilisation de seringues est à proscrire car elles sont sujettes à des fuites, même durant une courte période (Rochette & Bertrand, 2003).

C.3.2.2 La détermination des concentrations en N₂O par chromatographie en phase gazeuse (CPG)

Pour la détection du N₂O, les concentrations mesurées pouvant être très faibles, le chromatographe requiert un détecteur à capture d'électrons (ECD), détecteur très sensible, spécifique des composés halogénés et des dérivés nitrés. La chromatographie en phase gazeuse utilisant un détecteur à capture d'électrons (GC-ECD) est une des techniques de mesures de flux de N₂O la plus utilisée (Butterbach-Bahl *et al.*, 2004; Akimoto *et al.*, 2005; Hergoualc'h, 2008; Lin *et al.*, 2010) et la plus précise. Cependant, le paramétrage du chromatographe (notamment la température du détecteur), ainsi que le choix du gaz vecteur, jouent un rôle primordial dans la précision des mesures. Ainsi, même si le diazote (N₂) est utilisé depuis plusieurs décennies (Wentworth & Freeman, 1973; Loftfield *et al.*, 1997; Purbopuspito *et al.*, 2006), son usage comme gaz vecteur unique en GC-ECD est à proscrire pour les mesures de N₂O. En effet, le N₂ utilisé seul, induit une surestimation du N₂O lorsque le détecteur est à haute température (>300°C) (Zheng *et al.*, 2008; Wang *et al.*, 2010). Cette surestimation, induite par la présence de dioxyde de carbone (CO₂) dans les échantillons, augmente avec la température du détecteur et la concentration en CO₂ (Wang *et al.*, 2010). En revanche, l'utilisation comme gaz vecteur d'un mélange argon-méthane en proportion 90/10 évite les biais dus au CO₂ et permet une détection du N₂O de haute précision, avec une sensibilité inférieure à 1%. De même, les nouvelles techniques utilisant l'association de N₂ pur (gaz vecteur) avec un mélange N₂-CO₂ (10% CO₂) ou N₂-CH₄ (5-10% CH₄) introduit dans le détecteur comme gaz make-up, sont recommandées pour des mesures précises de N₂O (Zheng *et al.*, 2008; Wang *et al.*, 2010).

C.3.2.3 Le calcul des flux gazeux

La qualité des flux gazeux, estimés à l'aide de chambres, est intimement liée à la détermination de l'évolution de la concentration du gaz en fonction du temps (dC/dt). La précision de la détermination de dC/dt augmente avec le nombre d'échantillons prélevés lors

du déploiement. Il est donc recommandé de prélever au minimum trois, mais de préférence quatre ou davantage, échantillons au cours de la période de déploiement. En outre, pour augmenter la précision de dC/dt , il est conseillé de prélever le premier échantillon juste après fermeture de la chambre, plutôt que de prendre la concentration de l'air ambiant comme valeur de t_0 pour les mesures de N_2O (Rochette & Eriksen-Hamel, 2008).

Pour le calcul de dC/dt , un modèle de régression linéaire est habituellement utilisé (Laville *et al.*, 1999; Verchot *et al.*, 1999; Hendriks *et al.*, 2007). Cependant, quand une chambre est placée sur le sol, le gradient de concentration entre le sol et l'atmosphère est modifié (Healy *et al.*, 1996; Conen & Smith, 2000). Le flux de gaz est alors régi par la première loi de Fick qui stipule que le flux de diffusion est proportionnel au gradient de concentration. Ainsi, quand la concentration de gaz augmente au sein de la chambre, le gradient de concentration diminue. L'utilisation d'un modèle linéaire peut alors conduire à la sous-estimation du flux gazeux. Cette sous-estimation a été démontrée par différents auteurs et plusieurs modèles de calcul ont été proposés (Hutchinson & Mosier, 1981; Pedersen, 2000; Hutchinson & Livingston, 2001; Pedersen *et al.*, 2001; Nakano *et al.*, 2004; Rochette & Hutchinson, 2005; Livingston *et al.*, 2006; Kutzbach *et al.*, 2007; Venterea, 2010). Kroon *et al.* (2008) proposent de comparer modèles linéaire et non-linéaire à l'aide du 'goodness-of-fit' calculé entre les valeurs observées et les valeurs prédites pour déterminer le meilleur modèle à utiliser. Si la différence entre les deux types de modèle n'est pas significative, la régression linéaire peut être utilisée (Schrier-Uijl *et al.*, 2010).

Malgré une éventuelle sous-estimation des flux par la régression linéaire, celle-ci est toujours utilisée pour calculer dC/dt par la plupart des chercheurs pour plusieurs raisons :

- la linéarité est acquise en cas de temps de mesure très courts,
- la régression linéaire est une méthode beaucoup plus facile à utiliser comparée aux autres méthodes,
- si le taux de variation de concentration de gaz dans la chambre est constant (c'est-à-dire que la variation en ppm du gaz en fonction du temps est linéaire) la régression linéaire peut être utilisée (Parkin & Venterea, 2010),
- l'incertitude due à la variation spatiale et temporelle des émissions de N_2O est supposée être bien plus grande que les biais dus à l'utilisation de la régression linéaire (Hutchinson *et al.*, 2000),
- le modèle linéaire minimise souvent les erreurs de calcul de flux (Rochette & Bertrand, 2007).

Le flux de gaz (f) est calculé à partir de dC/dt , du volume (V) et de l'aire (A) de la chambre, selon l'équation suivante :

$$f = \frac{dC}{dt} \times \frac{V}{A} \times \frac{m}{Vm}$$

où (m) est le poids moléculaire du gaz et (Vm) le volume moléculaire, corrigé par la température ambiante au moment du prélèvement de l'échantillon.

Une correction de la pression atmosphérique peut également être apportée dans le cas où le site d'étude se trouve en altitude (Parkin & Venterea, 2010).

C.3.2.4 Avantages et inconvénients des chambres manuelles et automatiques

La technique des chambres est une méthode simple (niveau de technicité inférieur aux mesures micrométéorologiques) et relativement peu coûteuse. Contrairement aux techniques micrométéorologiques, les chambres présentent l'avantage de pouvoir être installées sur tout type de terrain (forêt, champ cultivé, prairie...). Leur utilisation est préconisée dans la comparaison de pratiques et de techniques agro-environnementales (Hénault *et al.*, 2005). En outre, la mesure des GES à l'aide de chambres est sensible et peut détecter des flux inférieurs à 1 g d'azote par hectare et par jour (Hénault *et al.*, 2012), soit environ 100 fois inférieurs à la limite de détection des mesures micrométéorologiques (Denmead, 2008).

Les problèmes liés à l'utilisation des chambres manuelles (fuites, surpression...) pouvant être évités ou minimisés par une méthodologie adaptée (Parkin & Venterea, 2010; Rochette, 2011), la principale limite de cette technique réside dans le fait qu'elle ne peut couvrir que de faibles surfaces. Même si des efforts d'échantillonnage sont réalisés, requérant une charge en main d'œuvre importante, les mesures restent ponctuelles dans le temps et l'espace (Hénault *et al.*, 2012).

L'utilisation de chambres automatiques permet de mieux "capturer" la fluctuation des émissions de N_2O . Ceci est particulièrement un avantage dans les lieux où les facteurs environnementaux, contribuant à la régulation des émissions de N_2O , peuvent présenter des différences diurne/nocturne importantes, comme par exemple la température (Smith & Dobbie, 2001; Yao *et al.*, 2009). Néanmoins, afin d'éviter des biais de mesures, tels qu'une sous-estimation des mesures de gaz si les chambres sont closes au moment des précipitations, les chambres automatiques doivent être déplacées fréquemment et/ou ouvertes au moment des événements pluvieux (Yao *et al.*, 2009).

C.4 La modélisation des flux de GES

La quantification des émissions de N₂O par les sols à différentes échelles spatiales et temporelles s'appuie également sur l'utilisation de modèles.

C.4.1 Les différents types de modèles

De nombreux modèles de simulations de GES et des processus qui les sous-tendent ont été développés depuis plusieurs années (DNDC (Li *et al.*, 1992b; a) ; DAYCENT (Parton *et al.*, 1996)) et de nouveaux modèles continuent d'être élaborés, comme par exemple DECONIT (de Bruijn & Butterbach-Bahl, 2010) et MiCNiT (Blagodatsky *et al.*, 2011).

Les modèles de simulation des émissions de GES peuvent se classer selon la manière dont ils sont construits (stochastiques, empiriques, mécanistes, "orientés-process") ou selon l'échelle à laquelle ils fonctionnent (laboratoire, parcelle, région/monde).

À l'échelle des systèmes de culture, des modèles de complexités variables sont proposés. Dans certains modèles, l'algorithme de calcul des émissions de N₂O est intégré dans un modèle de culture, prenant en compte la dynamique de l'eau et des cycles du carbone et de l'azote, ainsi que les pratiques agricoles. L'utilisation de ce type de modèle pour simuler les émissions de N₂O nécessite le même niveau de paramétrisation que celui requis pour l'utilisation des modèles de culture. Parmi ces modèles, DNDC (Li *et al.*, 1992b; a; Li *et al.*, 1994; Li, 2000) et DAYCENT (Parton *et al.*, 1996; Parton *et al.*, 1998; Parton *et al.*, 2001) sont les plus cités (Chen *et al.*, 2008).

Le modèle DNDC (DeNitrification-DeComposition) est un modèle complexe, développé pour prédire les flux journaliers de N₂O dus à la dénitrification et à la nitrification, les émissions de CO₂ provenant de la décomposition de la matière organique et de la respiration des racines, et la production anaérobie de CH₄ dans les agrosystèmes (Li, 2000). Le modèle DNDC a été utilisé dans de nombreux pays, notamment pour simuler les émissions de N₂O par les terres agricoles aux échelles parcellaires et régionales, avec des modifications spécifiques à chaque site (Li *et al.*, 1996; Wang *et al.*, 1997; Brown *et al.*, 2002; Zhang *et al.*, 2002; Cai *et al.*, 2003; Xu-Ri *et al.*, 2003; Saggari *et al.*, 2004; Smith *et al.*, 2004; Pathak *et al.*, 2006; Desjardins *et al.*, 2010; Lugato *et al.*, 2010; Wang *et al.*, 2012).

Le modèle NGAS-DAYCENT est la version au pas de temps quotidien du modèle CENTURY (Parton *et al.*, 1988b; Parton *et al.*, 1988a), qui permet de simuler les flux de NO, N₂O, N₂ et CH₄. DAYCENT simule les échanges de C, N, P et S entre l'atmosphère, le sol et les plantes. Ce modèle inclut des sous-modèles pour la productivité des plantes, la

décomposition des matières végétales et de la matière organique du sol, la dynamique de l'eau dans le sol, la température et les flux de gaz. Concernant les simulations de N₂O, DAYCENT est relativement simple et a notamment été utilisé aux États-Unis, à l'échelle nationale, pour simuler les flux de N₂O des sols agricoles (Del Grosso *et al.*, 2006).

Dans certaines études, on peut préférer n'utiliser que l'algorithme de calcul des émissions de N₂O, découplé d'un modèle de culture. On peut ainsi citer les algorithmes NOE (Hénault *et al.*, 2005) et celui publié par Parton et collaborateurs (Parton *et al.*, 1996). L'utilisation de ces modèles requiert la connaissance de paramètres proximaux influençant les processus mis en jeu.

L'analyse des performances des simulations réalisées à l'aide des modèles peut se faire par une analyse graphique et/ou par l'utilisation d'indicateurs statistiques, tels que le coefficient de Pearson (indiquant le degré d'association linéaire entre les valeurs simulées et mesurées) et le Root Mean Square Error (RMSE) (indiquant la précision des simulations) (**Tableau 6**).

Tableau 6. Exemples d'évaluations des simulations des émissions de N₂O, utilisant une approche graphique et des indicateurs statistiques. NC = non communiqué dans la publication.

Modèle	Pays (usage des terres)	Évaluation des simulations de N ₂ O				Référence
		Coefficient de Pearson	Coefficient de détermination	RMSE (g ha ⁻¹ h ⁻¹)	Approche graphique	
NOE	Costa Rica (plantations caféières)	0,45-0,67	NC	< 0,40	oui	Hergoualc'h <i>et al.</i> , 2009
NGAS	Costa Rica (plantations caféières)	0,49-0,68	NC	< 0,12	oui	Hergoualc'h <i>et al.</i> , 2009
NOE	Brésil (cultures)	NC	NC	NC	oui	Metay <i>et al.</i> , 2011
DNDC	Belgique (cultures, prairies)	NC	0,42–0,68	4,1-14,2	oui	Beheydt <i>et al.</i> , 2007
DNDC	Royaume Uni (cultures)	NC	NC	NC	oui	Brown <i>et al.</i> , 2002
DNDC	Italie (cultures, vignes)	NC	NC	NC	oui	Lugato <i>et al.</i> , 2010
DAYCENT	États Unis (cultures)	0,37	NC	NC	oui	Jarecki <i>et al.</i> , 2008

C.4.2 Le modèle NOE : Nitrous Oxide Emission

Le modèle Nitrous Oxide Emission (NOE) (Hénault *et al.*, 2005) est un algorithme permettant de simuler les émissions de N₂O produites au cours des réactions de dénitrification et de nitrification, dans les 20 premiers cm du sol. Les émissions dues à la dénitrification sont estimées à l'aide du modèle NEMIS (Hénault & Germon, 2000).

Le modèle NOE a été développé en conditions tempérées mais a déjà été utilisé avec succès sur des bases de données obtenues dans des conditions tropicales (Hénault *et al.*, 2005; Hergoualc'h *et al.*, 2009; Metay *et al.*, 2011). Ce modèle peut être utilisé pour des estimations à l'échelle régionale.

Les paramètres physico-chimiques pris en compte dans NOE sont : la teneur en nitrate, la teneur en ammonium, le WFPS (Water-Filled Pore Space) et la température du sol. Ces paramètres sont intégrés dans des fonctions (sans dimension), traduisant leur effet sur la dénitrification ou la nitrification (**Tableau 7**).

Les paramètres biologiques à déterminer sont : la vitesse de dénitrification potentielle, la capacité du sol à réduire le N₂O en N₂, la proportion d'azote nitrifié émis sous la forme N₂O et le taux de nitrification en fonction de la teneur gravimétrique en eau du sol (**Tableau 7**).

Dans le modèle NOE, l'effet de la teneur en carbone disponible dans le sol est pris en compte par l'intermédiaire du taux de dénitrification potentielle.

Tableau 7. Paramètres et fonctions utilisés dans le modèle NOE.

	Définition	Dimension	Référence
Paramètres			
D _p	taux de dénitrification potentielle	kg N ha ⁻¹ j ⁻¹	Hénault & Germon, 2000
r _{max}	capacité du sol à réduire le N ₂ O en N ₂	sans dimension	Garrido <i>et al.</i> , 2002
z	proportion d'azote nitrifié émis sous la forme N ₂ O	sans dimension	Garrido <i>et al.</i> , 2002
N _w	taux de nitrification en fonction de la teneur gravimétrique en eau	kg N ha ⁻¹ j ⁻¹	Garrido <i>et al.</i> , 2002
Fonctions			
F _N	effet de la teneur en NO ₃ ⁻ sur la dénitrification	sans dimension	Hénault & Germon, 2000
F _T	effet de la température sur la dénitrification	sans dimension	Hénault & Germon, 2000
F _w	effet du WFPS sur la dénitrification	sans dimension	Hénault & Germon, 2000
N _{NH4+}	effet de la teneur en NH ₄ ⁺ sur la nitrification	sans dimension	Hénault <i>et al.</i> , 2005
N _T	effet de la température sur la nitrification	sans dimension	Hénault <i>et al.</i> , 2005

C.4.3 Intérêts et limites de la modélisation

Les mesures *in situ* jouent un rôle clef dans l'obtention des premières informations sur les émissions de gaz à effet de serre. Cependant, les mesures *in situ* réalisées manuellement nécessitent beaucoup de temps et de ressources et sont donc souvent limitées dans le temps et l'espace. Ainsi, le principal intérêt de la modélisation des flux est de pouvoir réaliser des interpolations, permettant de passer des données acquises ponctuellement à des données distribuées dans l'espace et le temps. Ces interpolations sont particulièrement intéressantes pour les flux de N₂O qui se caractérisent par de fortes variations spatiales et temporelles, associées à des coefficients de variation supérieurs à 100% (Choudhary *et al.*, 2002; Mathieu *et al.*, 2006b; van den Heuvel *et al.*, 2009). Les modèles de simulations de flux permettent également de tester des hypothèses sur les processus, en analysant les écarts entre données expérimentales et données simulées, et de réaliser des études de scénarios pour évaluer le poids de variables ou de leurs interactions dans les émissions de gaz (Khalil, 2003).

Néanmoins, la modélisation des flux de GES présente encore de nombreuses incertitudes, notamment parce que, même pour les principaux facteurs utilisés dans les modèles (teneur en N minéral, teneur en eau, teneur en C organique, température et pH du sol), toutes les interactions ne sont pas encore entièrement comprises (Farquharson & Baldock, 2008).

Selon Chen *et al.* (2008), les lacunes importantes qui restreignent la performance des modèles de simulations d'émissions de N₂O sont :

- la résolution temporelle limitée des données expérimentales, en particulier concernant les émissions de N₂O en fonction des dates d'application, de la qualité et de la quantité des fertilisations azotées,
- le peu de connaissances relatives à la contribution de la nitrification et celle de la dénitrification (l'utilisation d'isotopes peut pallier ce problème),
- le manque d'informations concernant la perte de N₂O au cours de la nitrification,
- l'insuffisance des données concernant les proportions de N₂O et N₂ au cours de la dénitrification,
- l'absence de la prise en compte des émissions de N₂O dues à la chimio-dénitrification et à la nitrification dénitrifiante,
- le manque d'analyse détaillée concernant la diffusion du N₂O en profondeur et son absorption dans le profil du sol.

Pour Blagodatsky & Smith (2012), l'entrave principale à l'amélioration des modèles de GES est le manque de coordination entre les modèles issus de la physique des sols et ceux issus de la biologie des sols. Par exemple, le CH₄ et le N₂O pouvant être produits et consommés par le sol, leur flux éventuel vers l'atmosphère dépend à la fois des réactions biochimiques et des mécanismes de transport gazeux existants dans le sol étudié. Ainsi, ces auteurs préconisent un développement équivalent des modèles physiques et biochimiques pour la consolidation des modèles d'émissions de GES.

Chapitre II Présentation du dispositif expérimental de Combi en Guyane



Figure 9. Site expérimental de Combi en juillet 2010: parcelle de soja (premier plan), parcelle d'*Urochloa ruziziensis* (au second plan) et forêt tropicale (arrière-plan) (photographie : Viard).

A Caractéristiques géographiques et pédoclimatiques du site d'étude

La Guyane se situe au nord-est de l'Amérique du Sud, sur le plateau des Guyanes, entre l'équateur et le tropique du cancer, entre 52° et 54° de longitude ouest et entre 2° et 6° de latitude nord. Elle est entourée du Surinam à l'ouest (510km de frontières délimitées par le fleuve Maroni) et du Brésil (730km de frontières) au sud (frontières naturelles avec les monts Tumuc-Humac) et à l'est (frontières délimitées par le fleuve Oyapock) (**Figure 10**).

La Guyane est à la fois une région (loi du 31 décembre 1982) et un département français (loi du 19 mars 1946). C'est un des quatre DOM (département d'Outre-mer) avec la Guadeloupe, la Martinique et la Réunion et l'un des trois DFA (département français d'Amérique). La Guyane s'étend sur plus de 80 000 km², constituant la plus grande région et le plus grand département de France. En 2006, la population recensée est de 205 954 habitants (INSEE, 2009), soit une densité de population inférieure à 3 habitants par km², mais la population est concentrée principalement sur le littoral et, dans une moindre mesure, le long des fleuves frontaliers. La forêt recouvre plus de 96% du territoire (FAO, 2011) (**Tableau 3**).

Le climat guyanais est de type "tropical de mousson" (Peel *et al.*, 2007), un climat plus influencé par le régime des pluies que par les variations de températures. En effet, l'élément déterminant du climat est la Zone Intertropicale de Convergence (ZIC) et son mouvement oscillatoire nord/sud. La ZIC balaie la Guyane deux fois par an, déterminant un cycle saisonnier de quatre périodes inégales : la petite saison des pluies (de la mi-novembre à la mi-février, la ZIC se dirige vers le sud), le petit été de mars (accalmie des précipitations, la ZIC atteint sa position méridionale extrême (entre 1° sud et 2° nord)), la grande saison des pluies (d'avril à mi-juin, la ZIC remonte vers le nord), la saison sèche (bien établie de mi-août à mi-novembre, la ZIC est rejetée au nord au-delà du 10° nord).

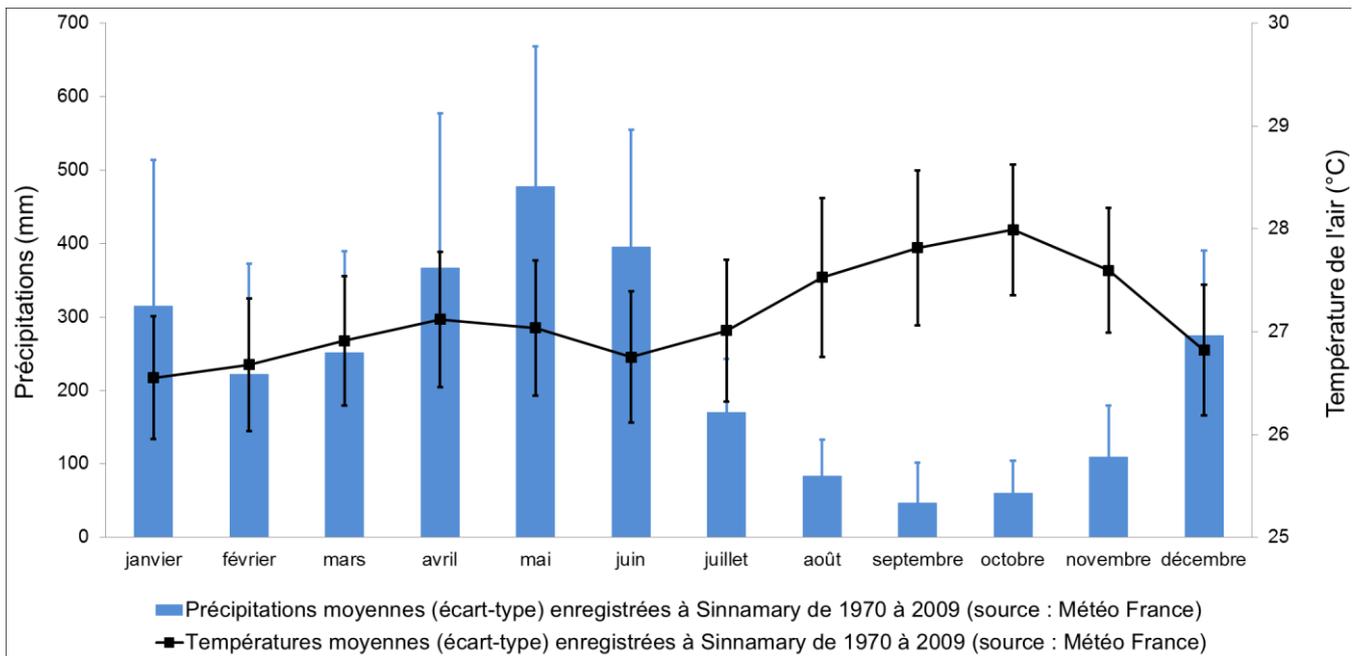
Le site d'étude se situe au sein de la station expérimentale du CIRAD à Combi (5°17'55'' Nord / 52°55'01''Ouest), à environ 50 km au nord-ouest de Kourou et à 12 km au sud de Sinnamary (**Figure 10**). Le site est à une altitude comprise entre 30 et 35 mètres. Sa topographie présente des pentes inférieures à 10%.

Dans la région du site d'étude, la température moyenne annuelle est de 27,2°C ; avec une amplitude thermique annuelle inférieure à 2°C (données Météo France). Les précipitations annuelles y sont de 2775 mm (données Météo France) (**Figure 11**).



Figure 10. Carte de la Guyane (www.routard.com) et localisation du site expérimental de Combi.

Figure 11. Précipitations et températures moyennes (\pm écart-type) enregistrées à Sinnamary de 1970 à 2009 (données Météo France).



La zone du site d'étude correspond aux plateaux septentrionaux des Terres Hautes. Les sols sont des ferrallitols meubles kaolinitiques jaunes (Baize & Girard, 2009).

Les sols de Combi sont caractérisés par une texture sablo-argileuse sur les 20 premiers cm, avec des teneurs en argile comprises entre 22 et 28%. Plus en profondeur (jusqu'à deux mètres) les sols sont caractérisés par une texture argilo-sableuse, avec des teneurs en argile comprises entre 32 et 39%. Les teneurs en sables totaux varient de 58% à 75% avec une augmentation progressive à partir du bas du profil vers la surface. Les teneurs en limons sont inférieures à 5% (Perrin *et al.*, soumis à Agriculture, Ecosystems, and Environment).

Le sol présente un drainage vertical important, avec une perméabilité en surface de $33,9 \pm 6,5$ cm.h⁻¹ (moyenne \pm écart type) mesurée sur le site avec un infiltromètre double anneau (méthode de Muntz) (Lacas, 2009, données non publiées). Le sol possède une capacité de rétention en eau faible (Brossard, 2006). Le cheminement de l'eau étant surtout vertical et profond, l'humectation en saison des pluies dépasse deux mètres. La présence de micro-agrégats, jusqu'à parfois plusieurs mètres d'épaisseur, facilite le ressuyage (Boulet & Humbel, 1980).

Enfin, ce type de sol (ferrallitisol kaolinitique) est connu pour avoir un fonctionnement hydrique hystérétique (Balbino *et al.*, 2001; Balbino *et al.*, 2002; Balbino *et al.*, 2004), c'est-à-dire que les courbes de rétention en eau en dessiccation et en humectation ne se superposent pas.

B Déforestation par la méthode 'chop-and-mulch'

La méthode innovante 'chop-and-mulch' a été mise en œuvre pour déboiser 2 hectares de forêt tropicale sur le site expérimental. Cette méthode se caractérise notamment par une absence de brûlis, remplacée par le broyage du sous-bois suivi par l'enfouissement du mulch ainsi obtenu, permettant une restitution partielle de la biomasse forestière au sol.

Ainsi, en septembre et octobre 2008, sur le site de Combi, le sous-bois et les petits arbres (diamètre à hauteur de poitrine (DHP) < 15 cm) ont été broyés à l'aide d'un gyrobroyeur forestier monté sur pelle mécanique, créant un mulch de surface. Les résidus forestiers ont contribué à un apport de matière sèche (MS) de $24 \pm 14 \text{ t.ha}^{-1}$, soit $\sim 12 \text{ t C.ha}^{-1}$ (données CETIOM).

Cette étape a été suivie de l'abattage puis de la mise en andains, à l'aide de pelles mécaniques, des plus grands arbres (DHP > 15 cm). L'utilisation de pelles mécaniques limite le tassement et/ou le retrait des couches superficielles du sol induit par les bulldozers. Cette méthode permet également le dessouchage, rendant la parcelle plus vite mécanisable. La biomasse valorisable a été tronçonnée manuellement et débardée en bord de piste en août 2009.

En novembre 2008, un premier amendement calco-magnésium a été apporté sur toute la superficie déboisée, sous forme de calcaire broyé (1 t.ha^{-1} , 50% de CaO) et de dolomie ($0,45 \text{ t.ha}^{-1}$ 30% et 20% de CaO et de MgO, respectivement). Ce chaulage a été suivi, en décembre 2008, d'un travail du sol à l'aide d'un pulvérisateur à disques ('cover crop'), permettant l'enfouissement de la chaux dans les 15-20 premiers cm du sol.

En janvier 2009, une culture de couverture constituée d'un mélange de graminées (riz paddy (*Oryza sativa*) et *Urochloa ruziziensis*) et de légumineuses (*Calopogonium mucunoides* Desv., *Stylosanthes capitata* et *Stylosanthes macrocephala* cv. BRS Campo Grande) a été semée sur le site, afin d'assurer une couverture du sol rapide et efficace contre l'érosion hydrique et les fortes températures. Un mois après le semis, le sol a été fertilisé avec 150 kg.ha^{-1} de 3×17 et 146 kg.ha^{-1} de 0/27/0 soit : $25,5 \text{ kg.ha}^{-1}$ de N et de K_2O et 65 kg.ha^{-1} de P_2O_5 .

En octobre 2009, la culture de couverture et les résidus forestiers (diamètre < 15 cm) ont été broyés à l'aide d'un broyeur forestier et incorporés dans les 15 premiers cm du sol. Les résidus de la plante de couverture ont permis un apport de $10,7 \pm 3,4 \text{ t MS.ha}^{-1}$.

Fin novembre 2009, les parcelles expérimentales ont été mises en place. Un second chaulage a été réalisé sur l'ensemble du site, avec $1,5 \text{ t.ha}^{-1}$ de dolomie, soit : $0,45 \text{ t.ha}^{-1}$ 30% CaO et

0,30 t.ha⁻¹ de MgO. Le même jour, un passage de ‘cover crop’ a été effectué dans les parcelles de prairie (P) et de semis conventionnel (SC) (**Figure 12, Annexe I**).

Ainsi, la méthode ‘chop-and-mulch’ a permis la mise en place de parcelles agricoles mécanisables et l’implantation de cultures un an seulement après la déforestation.

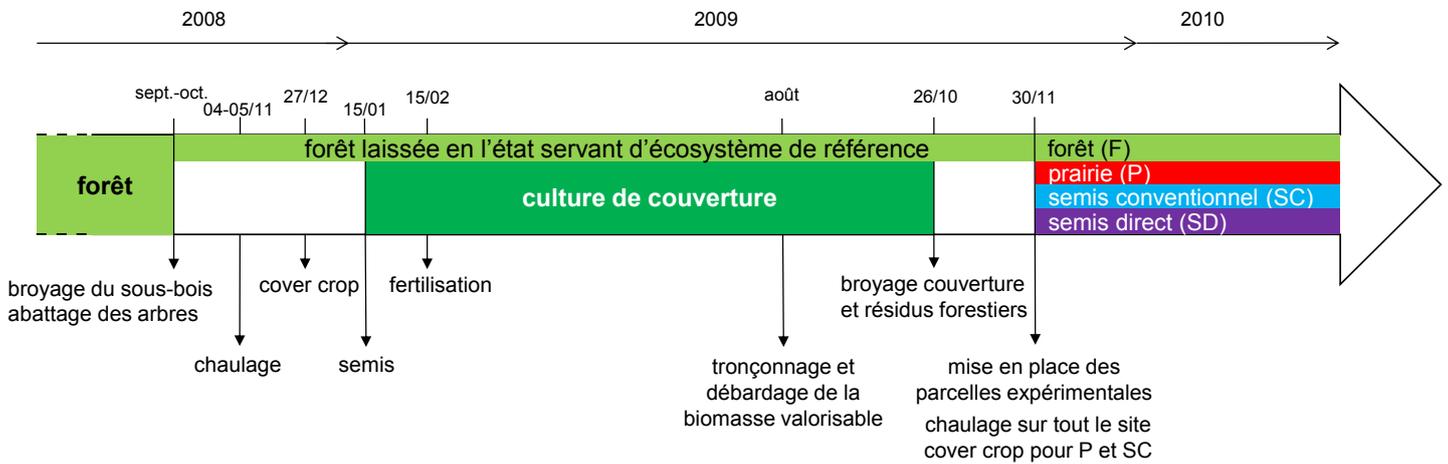


Figure 12. Représentation schématique des étapes de déforestation par la méthode ‘chop-and-mulch’ et de mise en valeur agricole effectuées sur le site de Combi (d’après données CETIOM).

C Mise en place des parcelles expérimentales

Quatre parcelles par occupation du sol ont été mises en place, soit 16 parcelles au total, d'une superficie de 200 m² (20 × 10 m) chacune (**Figure 13**).

Sur la surface déboisée, les parcelles sont implantées parallèlement aux courbes de niveau, en blocs de Fisher complets. Quatre blocs (I à IV) comprenant chacun une parcelle des trois modalités (prairie, semis direct, semis conventionnel) sont installés. L'emplacement des modalités au sein de chaque bloc est choisi par randomisation (**Figure 13**).

Les parcelles sous forêt se situent à proximité (quelques dizaines de mètres) de la surface déboisée, dans un espace non encore topographié. Compte tenu des caractéristiques du terrain (topographie, utilisation des terres), (1) les parcelles sous forêt se situent sur des courbes de niveaux légèrement inférieures à celles des parcelles agricoles; (2) les parcelles sous forêt présentent un peu plus de dénivelé que les parcelles agricoles; (3) un éloignement de 50 mètres environ a été considéré afin d'éviter un "effet bordure".

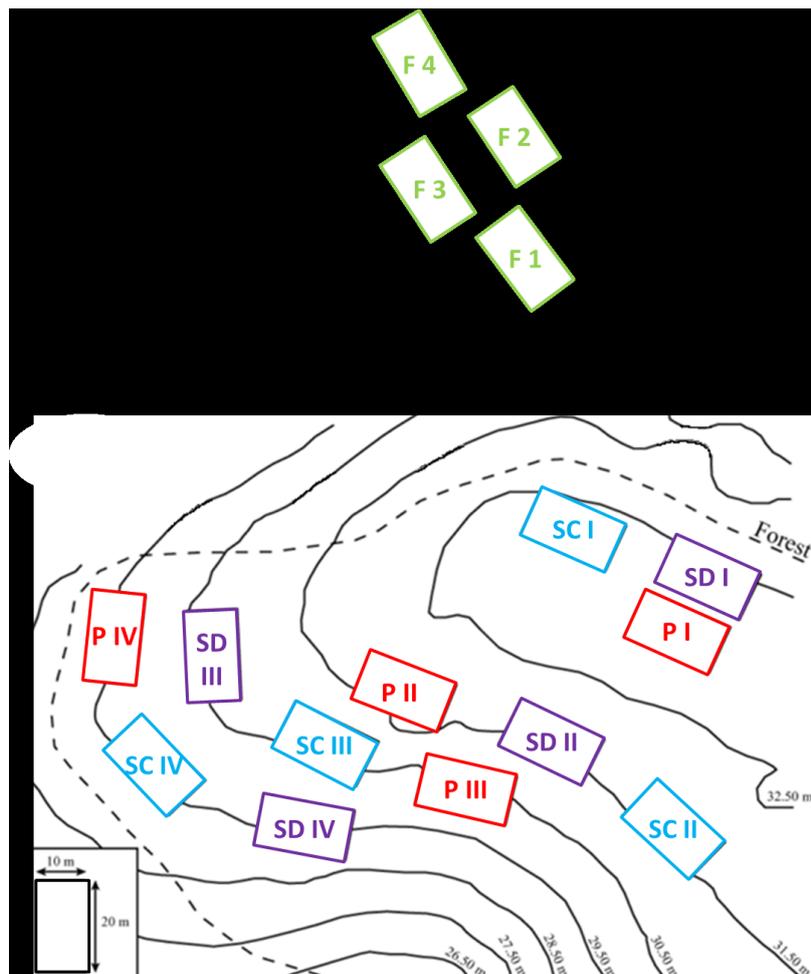


Figure 13. Schéma du dispositif expérimental de Combi (F= forêt, P = prairie, SC = semis conventionnel, SD = semis direct) (d'après Vermue, 2010).

D Description des systèmes étudiés

Dans cette étude, quatre occupations du sol sont étudiées : (1) la forêt, (2) une prairie non pâturée, une rotation de culture maïs/soja conduite en (3) semis conventionnel avec travail du sol jusqu'à 15-20 cm de profondeur ou en (4) semis direct sans travail du sol avec plante de couverture.

D.1 La forêt

La caractérisation botanique effectuée par Marcos RIOS et Elvis Harry VALDERRAMA SANDOVAL (2010, communication personnelle, **Annexe II**) pour chacune des parcelles situées en forêt, a confirmé que la forêt de Combi est représentative de la forêt tropicale guyanaise en terme de diversité végétale. Les quatre parcelles (4 x 200 m²) contiennent plus de 42 familles d'espèces végétales dont les cinq plus représentées en nombre d'individus sont : les Fabaceae, les Pteridophytas (herbacées), les Arecaceae (principalement des palmiers), les Lecythidaceae et les Araceae (épiphytes). La plupart des plantes dénombrées avait une taille inférieure à 1 mètre ou comprise entre 1 et 5 mètres. Cependant, 56 arbres d'une taille comprise entre 10 et 20 mètres ainsi que 12 arbres d'une taille comprise entre 20 et 30 mètres ont été recensés. En outre, il a été noté que :

- la parcelle 4 présente des signes d'altération naturelle tels que des chablis. Les chablis permettent une entrée de lumière dans la parcelle et l'installation de végétaux héliophiles, comme par exemple ceux du genre *Inga* ;
- les parcelles 2 et 3 sont en cours de successions écologiques ;
- la parcelle 1 est proche du stade climacique, elle présente le plus grand nombre d'arbres (7 arbres) ayant une taille comprise entre 20 et 30 mètres, dont 2 ayant une circonférence supérieure à 2 mètres.

Dans cette étude, les parcelles sous forêt représentent l'écosystème de référence dans la mesure où elles constituent la situation avant perturbation (mise en valeur agricole).

D.2 La prairie

Il s'agit d'une prairie d'*Urochloa ruziziensis* (également appelée *Brachiaria ruziziensis*) non pâturée. Elle fait l'objet d'une à deux fauches annuelles à destination de fourrages (fenaison) et d'une fauche dite de "régénération"; technique pratiquée en Guyane permettant un apport de matière organique au sol et la régénération de la graminée en supprimant les dominances

apicales, stimulant ainsi le développement des stolons et rhizomes. La prairie d'*Urochloa* sert de culture de référence régionale, dans la mesure où il s'agit de la plante fourragère la plus cultivée et dont l'itinéraire technique est le mieux géré (données CETIOM).

La couverture initiale composée de graminées et de légumineuses est broyée et enfouie dans les 10 premiers cm du sol (octobre 2009). En novembre 2009, un apport en chaux est effectué afin d'augmenter le pH du sol. Le semis d'*Urochloa ruziziensis* est réalisé début décembre mais cette plante n'a pas levé et, une semaine environ après le semis, c'est l'*Urochloa* d'origine qui a redémarré. Un amendement de type N/P/K (51/51/51) est appliqué le 16 décembre 2009. Le lendemain, un traitement insecticide est effectué afin de lutter contre les fourmis manioc. En 2010, une première fenaison est réalisée en mars. Une coupe de régénération est effectuée en mai (les résidus de fauches sont laissés sur le sol), puis une seconde fenaison en septembre. En 2011, une fauche de régénération a lieu en janvier, suivie de la fenaison début avril (**Figure 14**).

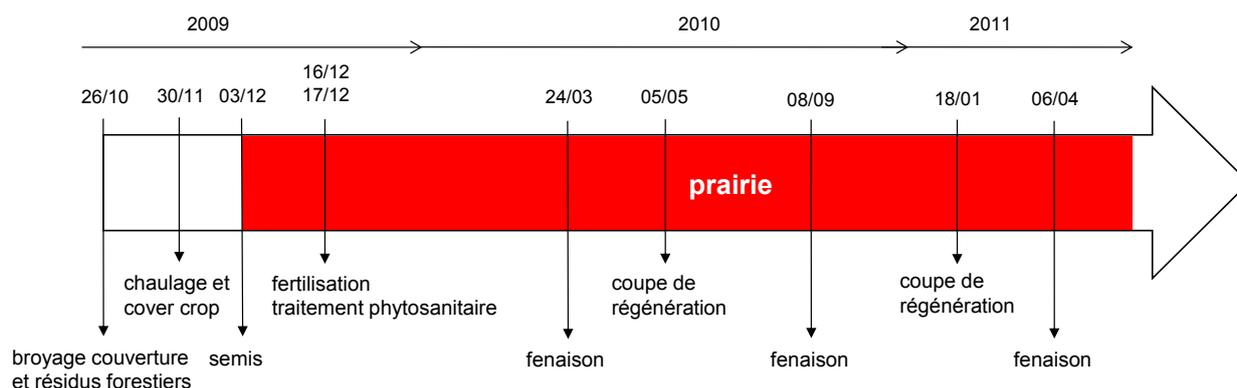


Figure 14. Représentation schématique de l'itinéraire technique de la prairie à Combi, de 2009 à 2011 (d'après données CETIOM).

D.3 Les cultures en semis conventionnel

Les cultures conduites en semis conventionnel (SC) consistent en la succession de cycles de maïs (*Zea mays* L. hybride 30F35) de "cycle 1 – petite saison des pluies" et de soja (*Glycine max* L. BRS Sambaiba) "cycle 2 – grande saison des pluies". Ces deux cultures sont implantées avec des techniques dites "conventionnelles, sans labour," qui intègrent des passages d'outils de préparation du sol de type 'cover crop'. Le 'cover crop' effectue un travail du sol sur une profondeur de 15-20 cm ; il sert essentiellement à déchaumer et à ameublir la terre. Ce travail se distingue du labour qui retourne la terre.

L'itinéraire technique mis en place à Combi pour le semis conventionnel est détaillé en **Annexe III** ; la **Figure 15** propose une représentation schématique de cet itinéraire technique.

D.4 Les cultures en semis direct

Les cultures conduites en semis direct (SD) correspondent à la succession de cycle de maïs (*Zea mays* L. hybride 30F35) de "cycle 1 – petite saison des pluies" et de soja (*Glycine max* L. BRS Sambaiba) "cycle 2 – grande saison des pluies". Ces deux cultures sont implantées sans travail du sol et sous couverture végétale permanente. La couverture végétale est *Urochloa ruziziensis*, associée à *Stylosanthes guianensis* cv. Campo Grande sur le cycle du soja 2011. L'itinéraire technique mis en place à Combi pour le semis direct est détaillé en **Annexe III** ; la **Figure 15** propose une représentation schématique de cet itinéraire technique.

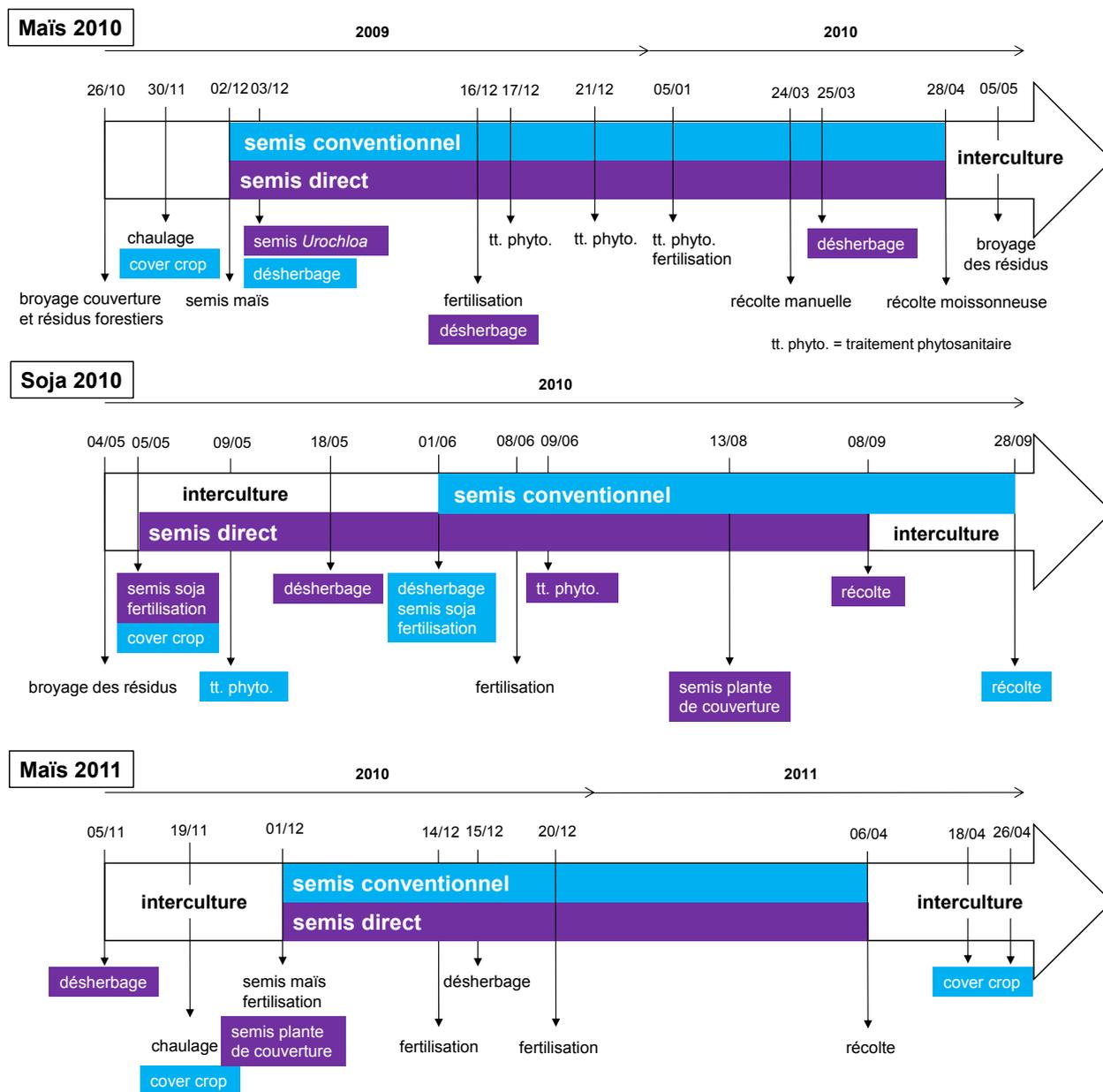


Figure 15. Représentation schématique des itinéraires techniques mis en place à Combi pour les cultures en semis conventionnel et en semis direct (d'après données CETIOM).

E Mesures réalisées sur le site expérimental

Dans le cadre du volet recherche "développement durable de l'agriculture en forêt tropicale humide amazonienne", le CETIOM cherche à mesurer, sur le site de Combi, les impacts de la mise en valeur agricole après déforestation sur trois compartiments : le sol, les eaux de drainage et l'atmosphère (évaluation des gaz à effet de serre).

E.1 Suivi de caractéristiques physico-chimiques des sols

Afin d'évaluer l'impact de la mise en valeur agricole sur les caractéristiques physico-chimiques du sol et pour permettre le suivi de la dynamique du carbone (C) et de l'azote (N), des prélèvements de sols sont réalisés régulièrement par le CETIOM, depuis l'état initial sous forêt (T0, septembre 2008), puis tout au long des cycles successifs de maïs et de soja (**Figure 16**).

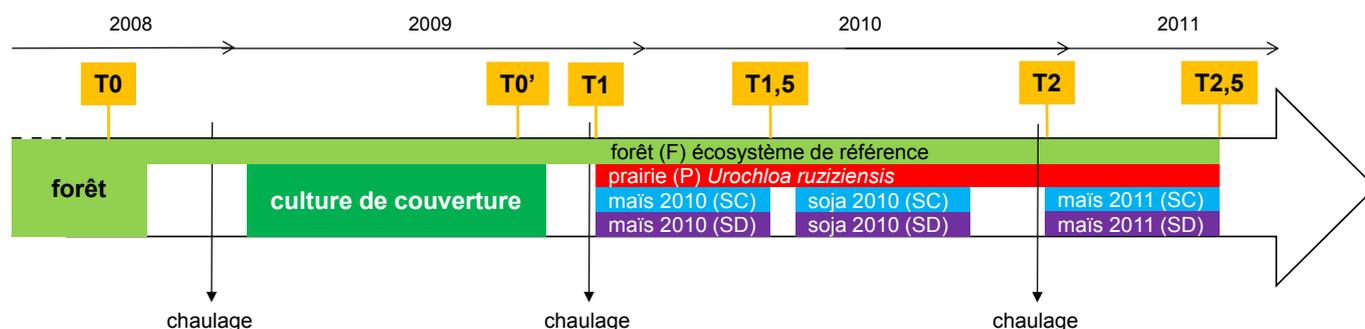


Figure 16. Chronologie des échantillonnages de sol sur le site de Combi.

Les paramètres mesurés sont les suivants : la texture, la densité apparente, le pH eau, le pH KCl, le phosphore assimilable, K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Na^+ , la CEC, le taux de saturation, C total, N total.

L'évolution des paramètres du sol est analysée pour chaque système (P, SC, SD) et sur les 30 premiers cm du sol, selon les profondeurs suivantes : 0-5 ; 5-10 ; 10-20 et 20-30 cm de profondeur. Pour chaque parcelle et pour chaque profondeur, huit prélèvements de sols sont effectués. En T0 (septembre 2008), les prélèvements ont été réalisés par la méthode des anneaux calibrés. Par la suite, la méthode de la tarière à cylindre a été privilégiée. Les analyses de sol sont réalisées au LAMA de l'IRD de Cayenne, selon les normes AFNOR (Association Française de Normalisation). Pour le détail des protocoles et des résultats obtenus, voir : CETIOM (2011) et Perrin *et al.* (soumis à Agriculture, Ecosystems, and Environment).

Nous présentons ici uniquement les résultats obtenus pour le pH, la capacité d'échange cationique et le taux de saturation, depuis la déforestation jusqu'en avril 2011.

En T0, les sols sous forêt sont acides, avec une valeur moyenne de pH_{eau} égale à 4,33 sur les 30 premiers cm (**Figure 17**), mais ne constituent pas un grand risque de toxicité aluminique pour les cultures (données CETIOM) (Boyer, 1976).

Les chaulages successifs ont permis un redressement du pH sur les 10 premiers cm du sol. Ainsi, dans la couche 0-5 cm de profondeur, le pH_{eau} est passé de 4,33 en T0 à 5,53 en T2,5, tandis que le pH_{KCl} est passé de 3,84 à 5,09. Dans la couche 5-10 cm de profondeur, le pH_{eau} est passé de 4,25 (T0) à 5,15 (T2,5), et le pH_{KCl} de 3,88 à 4,54.

Ce redressement du pH a permis d'obtenir des conditions favorables au développement des cultures, les seuils de tolérance (pH_{eau}) étant de 3,7 à 8,0 pour le maïs et de 4,8 à 7,5 pour le soja (données CETIOM).

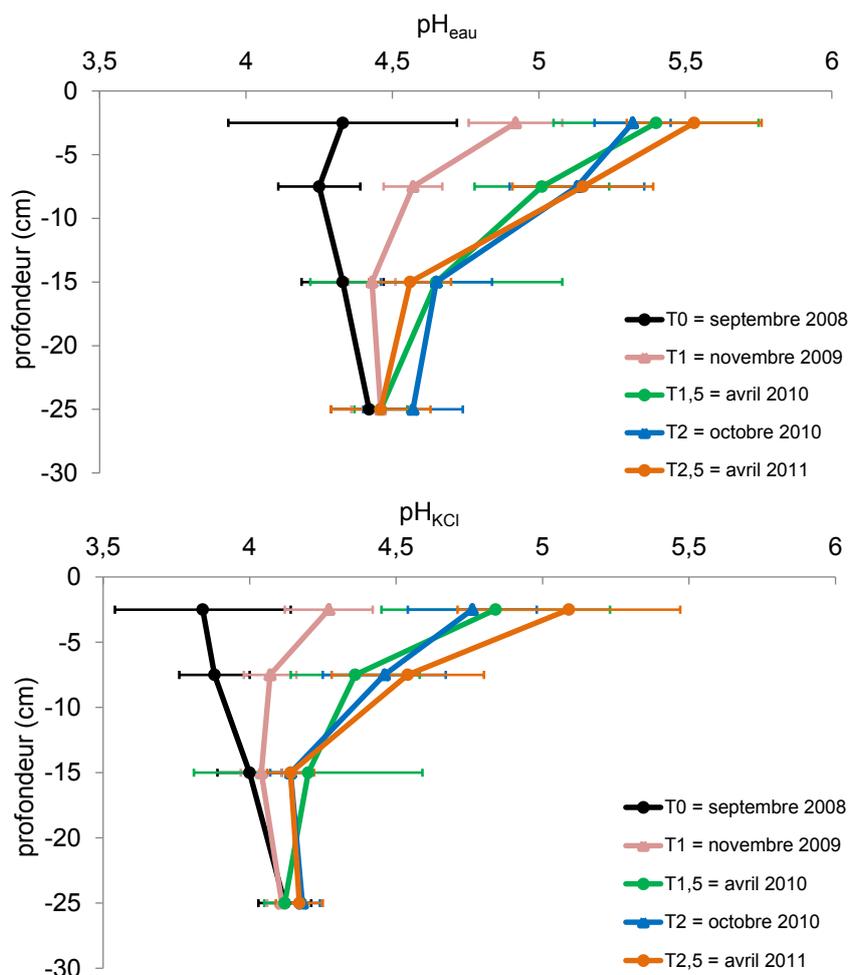


Figure 17. Évolution des pH_{eau} et pH_{KCl} (moyenne \pm écart-type) dans les 30 premiers cm du sol de Combi. Les valeurs T1 à T2,5 correspondent aux trois usages de terres confondus : prairie, semis conventionnel, semis direct (d'après données CETIOM).

La capacité d'échange cationique (CEC) évaluée avant déforestation (T0) est faible, comprise entre 3,16 (20-30 cm de profondeur) et 6,18 cmol(+) kg⁻¹ sol sec (0-5 cm de profondeur) (**Figure 18**). On observe une augmentation de la CEC en T1 par rapport à T0, sur les 30 premiers cm de sol. En revanche, les CEC mesurées ultérieurement (T1,5 à T2,5) sont inférieures à celles observées en T1. En particulier, les résultats obtenus en T2 pour les 20 premiers cm sont proches de ceux obtenus en T0

En T0, la CEC est faiblement pourvue en bases échangeables avec un taux de saturation inférieur à 15% sur les 30 premiers cm. En milieu tropical humide, la production de cultures annuelles nécessite que les sols soient saturés en cation basiques à hauteur de 40%. Cette valeur est atteinte à partir de T1,5 mais uniquement pour la couche 0-5 cm. La poursuite des chaulages et des fertilisations semblent indispensable en vue d'approvisionner le complexe d'échange cationique des sols de Combi.

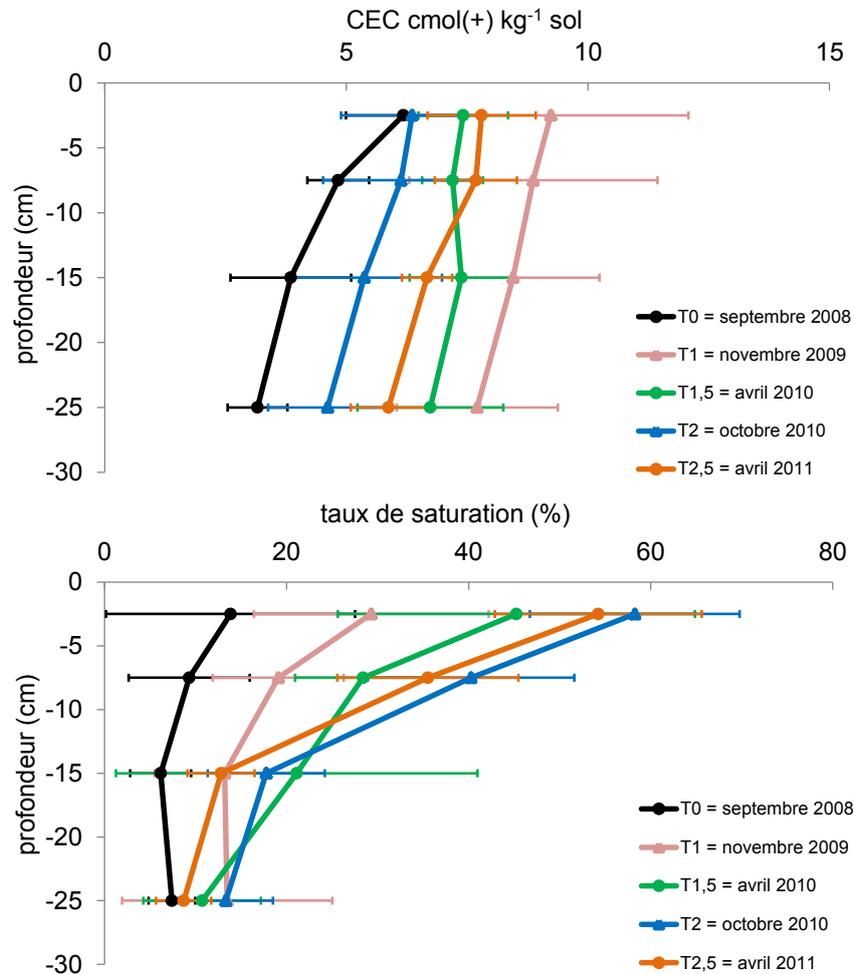


Figure 18. Évolution de la Capacité d'Échange Cationique (CEC) (moyenne ± écart-type) et du taux de saturation (moyenne ± écart-type) dans les 30 premiers cm du sol de Combi. Les valeurs T1 à T2,5 correspondent aux usages de terres confondus: prairie, semis conventionnel, semis direct (d'après données CETIOM).

Le site de Combi a été équipé afin de pouvoir suivre l'évolution de paramètres pédoclimatiques.

L'humidité volumique est mesurée sur les 20 premiers cm du sol par des sondes TDR (Time-Domain Reflectometer) (modèle CS616, Campbell Scientific). La température est déterminée sur les 10 premiers cm du sol par des capteurs 108 (Campbell Scientific). Les précipitations sont mesurées à l'aide de 2 pluviomètres à auget basculeur (modèle 3029, précision 0,5 mm, Précis mécanique).

En juillet 2010, le premier pluviomètre a été installé sur le site de Combi, en même temps qu'une sonde TDR et un capteur de température dans une parcelle de prairie, de semis conventionnel et de semis direct, afin d'obtenir les premières données. En novembre 2010, des tranchées ont été creusées afin de protéger les câbles du soleil et du passage des engins agricoles (**Figure 19**) ; les 16 parcelles ont été équipées et le second pluviomètre a été installé.



Figure 19. Réalisation de tranchées afin de protéger les câbles des sondes TDR et température sur le site de Combi, novembre 2010 (photographies : CETIOM).

Les données sont enregistrées en continu, à un pas de temps de 30 minutes, par des centrales d'acquisition de mesures : trois centrales CR1000 et un multiplexeur AM16/32B (Campbell Scientific). Les centrales sont alimentées par des panneaux solaires sur la partie déboisée du site (**Figure 20**) et par une batterie sous forêt (**Figure 21**).



Figure 20. Pluviomètre 3029 (Précis mécanique), sondes TDR CS616 et capteurs température 108 reliés à une centrale d'acquisition des mesures CR1000 (Campbell Scientific) alimentée par panneau solaire (photographie : Viard).



Figure 21. Sondes TDR CS616 et capteurs température 108 reliés à une centrale d'acquisition des mesures CR1000 (Campbell Scientific) alimentée par batterie (photographie : Petitjean).

E.2 Suivi des eaux de drainage

Le suivi des eaux de drainage concerne leur quantité et leur qualité. Les paramètres analysés sont : les flux d'eau, les teneurs en produits phytosanitaires, nitrates et ammonium (à partir de 2011, la conductivité et le pH des eaux de drainage sont également mesurés). Le but de ce suivi est de connaître les proportions de produits phytosanitaires et d'intrants agricoles lixiviés par les différents systèmes de culture afin de les comparer entre eux mais également à la forêt (considérée comme l'écosystème de référence). Ceci afin de déterminer si un des systèmes de culture est plus adapté que les autres aux conditions guyanaises et/ou si des ajustements peuvent être apportés aux itinéraires techniques.

Pour récolter les eaux de drainage, le site a été équipé de lysimètres implantés à 60 cm de profondeur. Les plaques lysimétriques drainent les eaux à l'aide d'une mèche en fibre de verre. Ces eaux sont recueillies dans un flacon enterré plus en profondeur puis prélevées régulièrement par pompage (**Figure 22**). Sur le site de Combi, chaque parcelle comporte 2 plaques lysimétriques qui collectent les eaux dans des flacons différents. Les volumes d'eau recueillis dans chaque flacon sont mesurés. Un échantillon composite est ensuite formé pour analyses. Dans un premier temps (novembre 2009), une parcelle de chaque système (F, P, SC, SD) a été équipée. Puis, dans un second temps (octobre 2010), l'ensemble des parcelles agricoles a été équipé, constituant 4 répétitions pour chacun des systèmes.

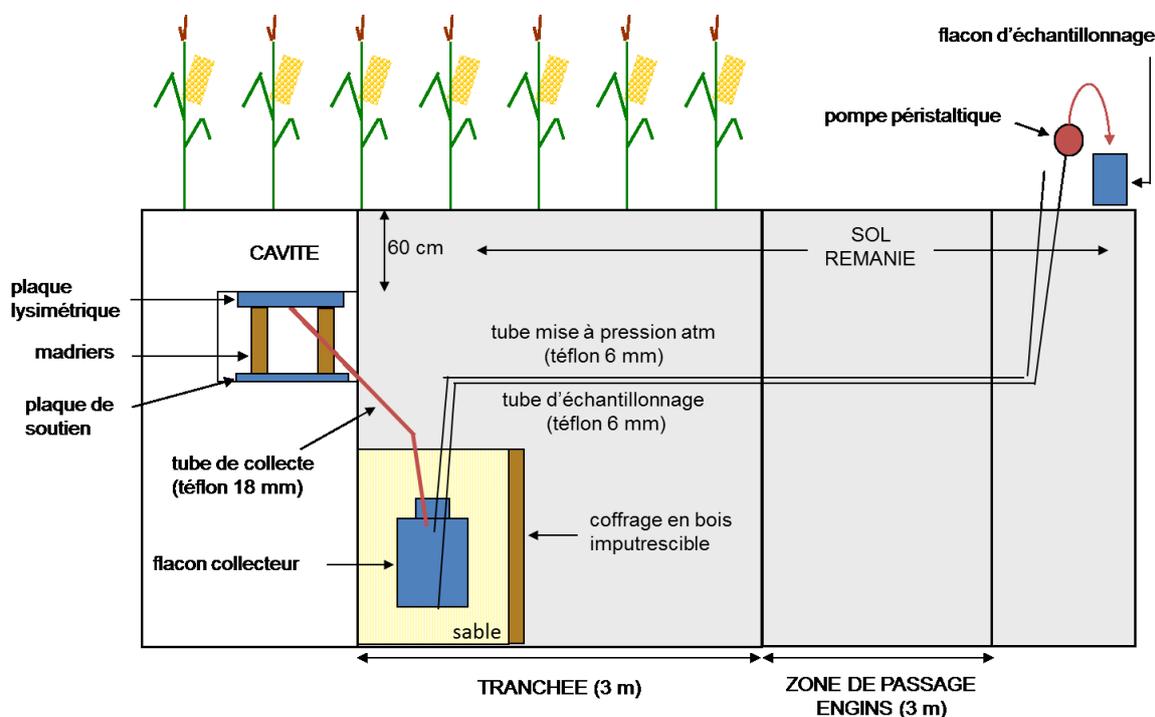


Figure 22. Schéma d'un dispositif de plaque lysimétriques (Borgers, CETIOM).

E.3 Mesures des gaz à effet de serre à l'interface sol-atmosphère et des variables auxiliaires

Compte-tenu des caractéristiques du site expérimental et du caractère "exploratoire" de cette thèse, nous avons retenu la méthode des chambres, dans la version chambre manuelle, pour mesurer les flux de GES émis à la surface du sol dans les différents usages des terres à Combi. Les chambres ont été réalisées pendant la 1^{ère} année de thèse en collaboration avec l'équipe du CETIOM et, dans la mesure du possible, selon les critères de fiabilité décrits par Rochette & Eriksen-Hamel (2008). Chaque chambre est constituée de deux pièces : un cylindre en inox sans fond, constituant la base, et un couvercle amovible. Les bases mesurent 16 cm de haut et possèdent un diamètre de 35 cm afin de pouvoir être installées au niveau des inter-rangs des parcelles de soja. Elles sont enfoncées de 6 cm dans le sol et restent en place durant tout le cycle cultural. Au moment des prélèvements, le couvercle en aluminium est fixé sur la base grâce à six vis papillons, l'étanchéité est assurée par un joint pour autocuiseur. Le couvercle est muni, en son centre, d'un septum en caoutchouc, à travers lequel est enfoncée l'aiguille double-entrée lors des prélèvements de gaz. Les chambres sont recouvertes d'un film réfléchissant isolant afin de minimiser l'échauffement de l'atmosphère dans la chambre (Figure 23).

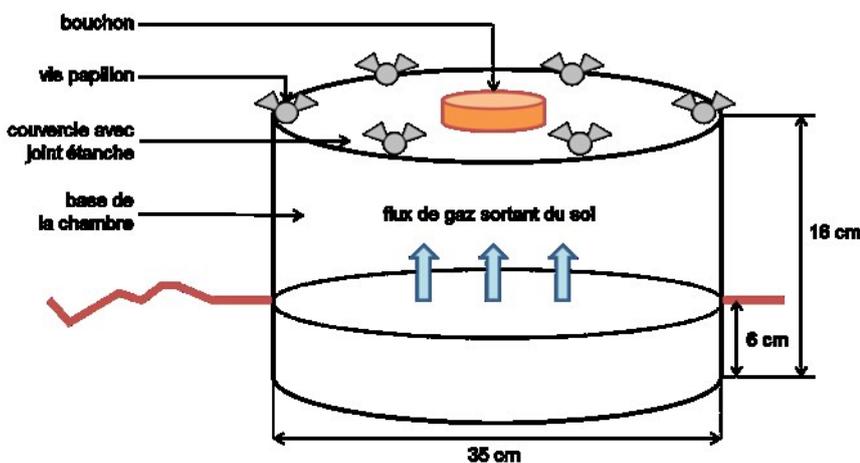


Figure 23. Schéma et photographie d'une chambre de prélèvement de GES (photographie : Viard, 2010).

Le dispositif expérimental comprend 32 chambres : deux chambres pour chacune des 16 parcelles, soit 8 répétitions pour chaque usage des terres (F, P, SD et SC). Dans les parcelles agricoles, les deux chambres sont situées dans l'inter-rang central et sont placées dans le sens de la longueur, à 7 mètres de distance de chaque bord (Figure 24). Dans les parcelles de forêt et prairie, elles sont situées environ aux mêmes positions.

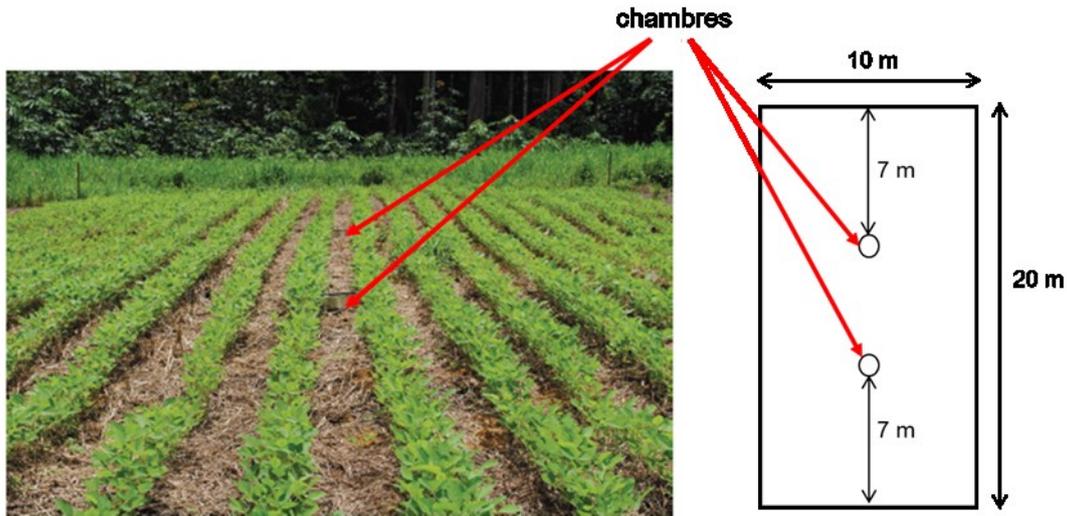


Figure 24. Localisation des 2 chambres de prélèvements de GES dans une parcelle de soja (d'après Viard, 2010).

Les bases ne sont déplacées qu'au moment des travaux agricoles ('cover crop', semis, récolte, fauche...) afin de limiter la perturbation du sol associée à leur mise en place ; un délai de stabilisation minimal de 24 heures est respecté entre l'enfoncement dans le sol et les premiers prélèvements de gaz (Rochette, communication personnelle ; (Muñoz *et al.*, 2011)).

Le terrain n'étant pas plan, le volume des chambres est calculé après chaque déplacement. Le volume est estimé à l'aide d'un couvercle muni de 9 tiges amovibles de longueur connue. La hauteur de tige mesurée à l'extérieur de la chambre permet de déduire la hauteur de la tige à l'intérieur. Chacune des hauteurs de tiges se situant à l'intérieur de la chambre est multipliée par 1/9 de l'aire totale. Le volume total est calculé en additionnant les 9 volumes ainsi obtenus (**Figure 25**). Le volume théorique de chaque chambre est de 9,62 dm³. Dans le cas de la prairie, la végétation poussant à l'intérieur de la chambre, le volume de chaque chambre est réajusté en fonction du volume occupé par l'*Urochloa*.

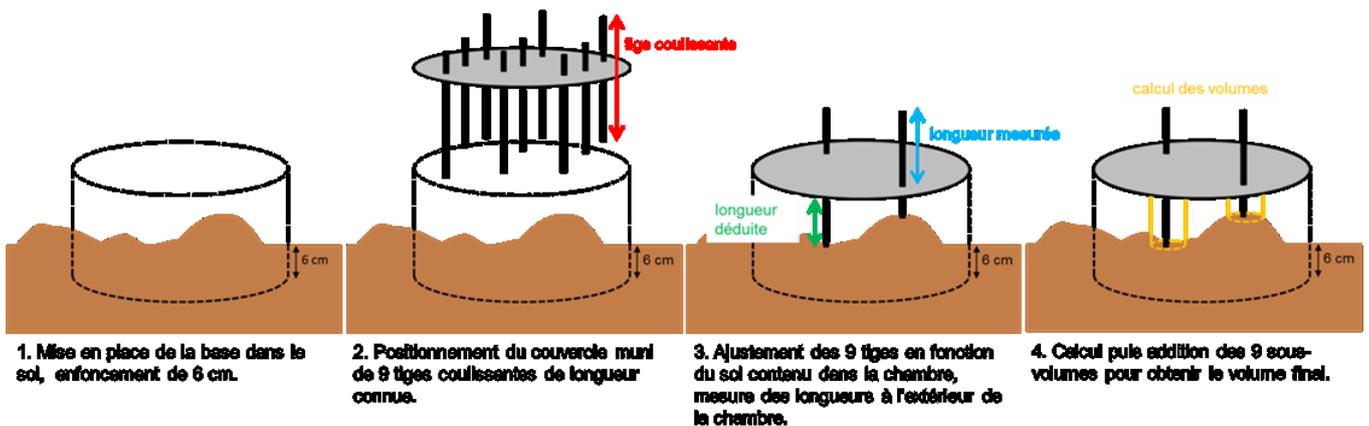


Figure 25. Étapes du calcul du volume des chambres.

Les prélèvements ont été effectués toutes les deux semaines environ, avec une intensification des prélèvements lors de la période de fertilisation du maïs 2011 (cinq prélèvements en un mois). Les chambres sont fermées pendant 45 minutes et, successivement (0, 15, 30 et 45 minutes après la fermeture), des échantillons de gaz sont prélevés avec des aiguilles double-entrée et des flacons de verre (10 ml) préalablement purgés.

La durée de stockage des échantillons n'a jamais dépassé 26 jours et la majorité des échantillons de gaz a été analysée dans les 5 jours suivant le prélèvement. Les concentrations de gaz ont été analysées par chromatographie en phase gazeuse, à l'aide d'un ECD pour le N₂O (Varian 3800, colonne Porapak Q 2,5 m, argon:méthane 90:10) et avec un détecteur différentiel de conductibilité thermique (Varian CP-4900, hélium) pour le CO₂. Les flux de gaz ont été calculés par régression linéaire entre la concentration et le temps (dC/dt).

À chaque date de mesure des émissions de GES, un échantillon composite de sol (composé de trois sous-échantillons) de profondeur 0-15 cm a été prélevé (à la tarière hélicoïdale) dans chacune des seize parcelles, afin de déterminer la teneur en eau gravimétrique et la teneur en azote minéral (nitrates (NO₃⁻) et ammonium (NH₄⁺)).

L'humidité massique du sol a été déterminée par séchage à l'étuve à 105°C pendant 24h, pour trois répliques par parcelle, à l'UMR ECOFOG.

La teneur en azote minéral du sol a été déterminée pour trois répliques par parcelle également. Une extraction dans une solution de KCl (1 molaire) à un ratio sol:solution de 1:5 est réalisée le jour du prélèvement des sols, à l'UMR ECOFOG. Les solutions ainsi obtenues ont été congelées (-18°C) en attendant la détermination des teneurs en nitrates et en ammonium, respectivement par les méthodes de Griess-Ilosvay et de Koroleff avec le bleu indophénol (Kérouel & Aminot, 2007). Les déterminations colorimétriques ont été effectuées avec un analyseur en flux continu Technicon II au LAMA de l'IRD à Cayenne.

Chapitre III Flux de GES *in situ*



Figure 26. Bases des chambres de prélèvements de gaz à effet de serre, dans une parcelle de forêt (à gauche) et dans l'inter-rang d'une parcelle de soja (à droite) (photographies : Viard).

A Introduction

Dans le but d'évaluer les effets de la mise en valeur agricole après déforestation, il est notamment nécessaire de considérer l'évolution des émissions des trois principaux gaz à effet de serre : CH₄, CO₂ et N₂O.

Sur le site expérimental de Combi, les mesures *in situ* de N₂O et de CO₂ ont débuté à partir du cycle du soja 2010 et ont eu lieu durant une année dans le cadre de cette thèse (de mai 2010 à mai 2011). À partir de juin 2011, le CETIOM poursuit les mesures de GES, incluant des mesures de CH₄.

Les objectifs de ce chapitre sont :

- (i) quantifier les flux de N₂O et de CO₂ émis par les sols forestiers guyanais ;
- (ii) quantifier les flux de N₂O et CO₂ émis par les sols récemment converties à l'agriculture par la méthode 'chop-and-mulch' et de les comparer à ceux obtenus pour la forêt;
- (iii) proposer un bilan annuel des émissions de N₂O pour chaque usage des terres ; et,
- (iv) étudier les relations entre les flux de N₂O et des variables édaphiques (teneur en azote minéral, teneur en humidité massique, température) ;

Le déterminisme des flux de CO₂ n'est pas étudié dans le cadre de cette thèse. La dynamique du carbone (C) dans les sols de Combi (flux de C dans les eaux, flux de CH₄ et CO₂, évolution des stocks de C) étant, par ailleurs, plus étudiée par Anne-Sophie PERRIN (CETIOM) et par Kenji FUJISAKI dans le cadre de sa thèse (contrat CIFRE IRD-CETIOM-Université de Montpellier) (publications en cours).

B Matériel et méthodes

B.1 Rappels sur les systèmes étudiés

Notre expérience a été menée 19 mois après la déforestation, sur une période de un an, du 11 mai 2010 au 09 mai 2011. Quatre usages des terres ont été comparés. Pour chaque usage des terres, quatre parcelles de 200 m² ont été délimitées.

- (1) La forêt (F) tropicale.
- (2) La prairie (P) : *Urochloa ruziziensis* c.v. Ruzi, fauchée deux à trois fois par an. Dans les parcelles de prairie, la biomasse aérienne a été coupée et laissée sur le sol le 05 mai 2010 et le 18 janvier 2011, mais a été coupée et exportée le 08 Septembre 2010 et le 06 Avril 2011.
- (3) Le semis conventionnel (SC) : maïs fertilisé (*Zea mays* L.) et soja (*Glycine max* L.) en rotation, utilisation d'un 'cover crop' sur 15-20 cm de profondeur, absence de plantes de couverture.
- (4) Le semis direct (SD) : maïs fertilisé (*Zea mays* L.) et soja (*Glycine max* L.) en rotation, absence de travail du sol, présence d'*Urochloa ruziziensis* cv. Ruzi comme plante de couverture.

De décembre 2009 à avril 2010, le premier cycle de maïs a eu lieu dans les parcelles de SC et SD. Les sols des parcelles SC ont eu des passages de 'cover crop' le 05 mai 2010 (deux passages) avant le semis du soja, le 19 novembre 2010 (un passage) avant le semis du maïs et les 06 et 18 Avril 2011 (un passage à chaque date) après la récolte du maïs.

En décembre 2010, une fertilisation azotée a été apportée en trois fractions sur les parcelles de SC et SD de la façon suivante :

- le 1^{er} décembre : 42, 42, 42 kg ha⁻¹ de N, P₂O₅, K₂O;
- le 14 décembre : 27, 69, 90 kg ha⁻¹ de N, P₂O₅, K₂O puis,
- le 20 décembre avec 100 kg ha⁻¹ de N (sous forme d'urée).

B.2 Mesures des flux de GES et des variables auxiliaires

Les flux de N₂O et de CO₂ ont été mesurés à l'aide des chambres manuelles, selon le protocole décrit dans le chapitre II paragraphe E.3.

Les variables édaphiques prises en compte pour expliquer les flux de N₂O sont : la teneur en nitrate et en ammonium du sol, l'humidité massique (protocoles décrits chapitre II paragraphe E.3) ainsi que la température (mesurée de façon ponctuelle lors des prélèvements de GES de mai à novembre 2010, puis en continu à partir de décembre 2010 (chapitre II paragraphe E.1).

La pluviométrie est enregistrée sur le site expérimental de Combi à partir de juillet 2010 (chapitre II paragraphe E.1). Pour les mois de mai et juin 2010, les données proviennent du site expérimental de Paracou (5°17'N, 52°53'W) (données UMR ECOFOG).

B.3 Bilan annuel d'émissions de N₂O

Dans un premier temps, un bilan annuel des flux de N₂O est réalisé par interpolation linéaire des mesures ponctuelles, pour chacun des quatre usages des terres.

Dans un second temps, pour les parcelles cultivées (semis conventionnel et semis direct), un bilan des émissions de N₂O est calculé à l'aide du facteur d'émission de niveau 1 proposé par le Groupement Intergouvernemental d'experts sur les Évolutions du Climat (GIEC, 2006). Ce facteur est égal à 1%, c'est-à-dire que l'azote (minéral, organique ou lié aux résidus de cultures) apporté aux parcelles fait l'objet d'une perte par voie gazeuse sous forme de N₂O à hauteur de 1%.

Dans notre étude, l'azote apporté aux parcelles provient des résidus de culture (soja et maïs) et de la fertilisation effectuée durant le cycle du maïs (**Tableau 8**).

Tableau 8. Provenance et quantité d'azote apporté aux parcelles cultivées en semis conventionnel et en semis direct à Combi, de mai 2010 à mai 2011 (d'après données CETIOM).

Parcelles	Azote (kg N ha ⁻¹ an ⁻¹)			
	résidus de soja	résidus de maïs	fertilisations	total
Semis Conventionnel	21,4	58,5	169,0	248,9
Semis Direct	33,9	77,3	169,0	280,2

À titre comparatif, un facteur d'émission est calculé à l'aide des résultats obtenus dans cette étude. Ce facteur est calculé en faisant le rapport des émissions annuelles (interpolation linéaire) sur la quantité d'azote apporté, exprimé en pourcentage.

B.4 Analyses statistiques

Les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel R version 2.15.0. et avec un seuil de probabilité de 5%.

Les flux de N₂O ont été calculés lorsque la pente dC/dt était significativement différente de zéro (Rochette & Eriksen-Hamel, 2008). Dans le cas contraire, nous avons considéré que nous

étions incapables de détecter les flux et nous avons remplacé la valeur des flux de N₂O par zéro (Parkin & Venterea, 2010).

Pour tester l'effet de l'usage des terres sur les flux de N₂O, sur les flux de CO₂ et sur les variables du sol, quelle que soit la date de prélèvement, les analyses statistiques ont été réalisées avec les données individuelles. Dans ce cas, le nombre d'échantillon est grand ($n \gg 30$), il n'y a donc pas de conditions de distribution et d'égalité des variances requises pour les données. Des tests paramétriques, ANOVA et test post-hoc de Tukey, ont pu être effectués.

Pour tester l'effet de l'usage des terres sur les flux de N₂O par date de prélèvement, les échantillons sont petits ($n=8$). Ni les données ni les transformations (logarithme, racine carrée) de ces données ne suivent une loi normale (test de Shapiro-Wilk). Nous avons donc utilisé des tests non paramétriques : Kruskal-Wallis suivi d'un test post-hoc (kruskalmc).

Pour identifier les variables du sol qui sont liées aux flux de N₂O, une analyse en régression multiple a été réalisée pour l'ensemble du jeu de données, en utilisant les moyennes par date et par usage des terres. Les variables utilisées sont les suivantes: NO₃⁻, NH₄⁺, humidité massique et température du sol. Seules les variables ayant un effet significatif sur les flux de N₂O ont été conservées dans le modèle final de régression puis, le coefficient de détermination R² a été calculé.

C Résultats

C.1 Précipitations et humidité massique

Au cours de l'année étudiée (mai 2010 - mai 2011), les précipitations ont été de 2987 mm sur le site expérimental de Combi. Comparées aux moyennes calculées sur la période 1970-2009, les mois de janvier et avril 2011 ont été particulièrement secs tandis que les mois de février et mars 2011 ont été particulièrement pluvieux (**Figure 27**).

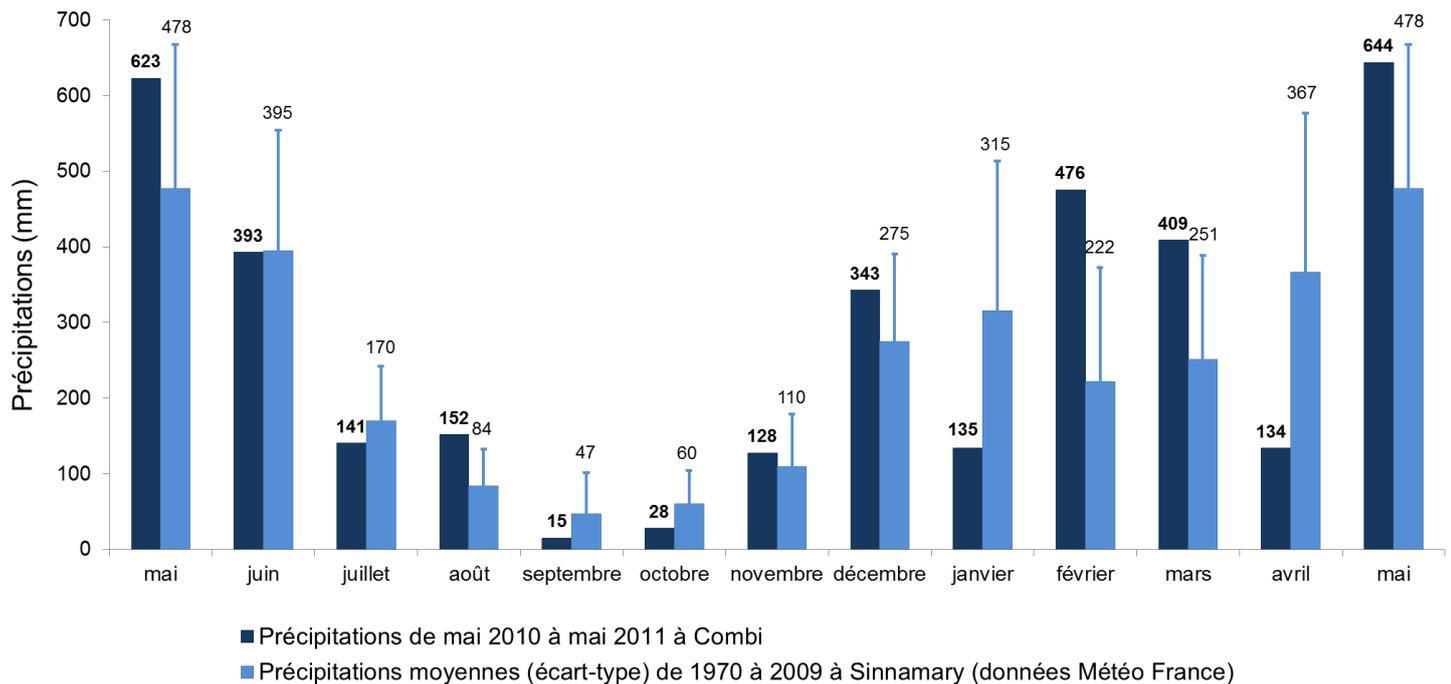


Figure 27. Précipitations de mai 2010 à mai 2011 à Combi (les données du 01/05/2010 au 05/07/2010 inclus proviennent de la station de Paracou), comparées aux précipitations moyennes enregistrées de 1970 à 2009 à Sinnamary (données Météo France).

Lors de l'expérimentation, une diminution progressive de l'humidité massique a été observée due au passage de la saison des pluies (mai-juin) à la saison sèche (de juillet à novembre) (**Figure 28, Annexe V**). On observe une augmentation de l'humidité massique à partir de décembre qui correspond au retour des précipitations. On note des diminutions de l'humidité du sol en janvier et avril en raison d'une quantité particulièrement faible des précipitations au cours de ces deux mois (**Figure 27**). L'humidité massique moyenne, mesurée ponctuellement, a été significativement plus élevée dans les parcelles de forêt par rapport aux parcelles déforestées.

C.2 Température du sol

La température du sol a varié de 24,6 à 32,6°C lors des mesures ponctuelles.

Dans les parcelles déforestées, des problèmes techniques ont empêché l'obtention de données pour chaque date de prélèvement de gaz). Néanmoins, un effet significatif de l'usage des terres a été observé, avec une température moyenne significativement inférieure d'environ 2°C dans les sols de forêt par rapport aux sols des parcelles déforestées (**Tableau 9**).

Aucune différence significative n'a été observée entre les parcelles déforestées. Dans les parcelles déforestées, des températures plus élevées ont été mesurées le 20 décembre car, en raison de la fertilisation azotée sur les parcelles agricoles, les prélèvements de gaz ont été réalisés dans l'après-midi (habituellement effectués le matin). En outre, dans les parcelles déforestées, nous avons observé des températures plus basses en juillet-août et en février-mars lorsque la végétation s'était développée.

C.3 Teneur en azote minéral

Les teneurs en nitrates ont varié de 0,1 à 52,7 mg N kg⁻¹ de sol et les teneurs en ammonium de 0,1 à 77,2 mg N kg⁻¹ de sol (**Tableau 9**).

Pour les sols de forêt, les teneurs en nitrates et ammonium sont restées faibles et relativement constantes tout au long de l'année.

De très fortes teneurs en nitrates ont été observées le 11 mai 2010 pour la prairie et les parcelles en semis direct. En novembre et décembre, des teneurs plus élevées en nitrates et ammonium ont été observées pour les parcelles déforestées (**Figure 29**). En moyenne, les teneurs en azote minéral (NO₃⁻ et NH₄⁺) étaient significativement plus élevées dans les deux systèmes de culture comparativement à la forêt et la prairie (**Figure 29, Tableau 9**). Aucune différence significative n'a été observée entre les deux systèmes de culture. On a observé une teneur en nitrate significativement plus élevée en prairie comparativement à la forêt (**Tableau 9**).

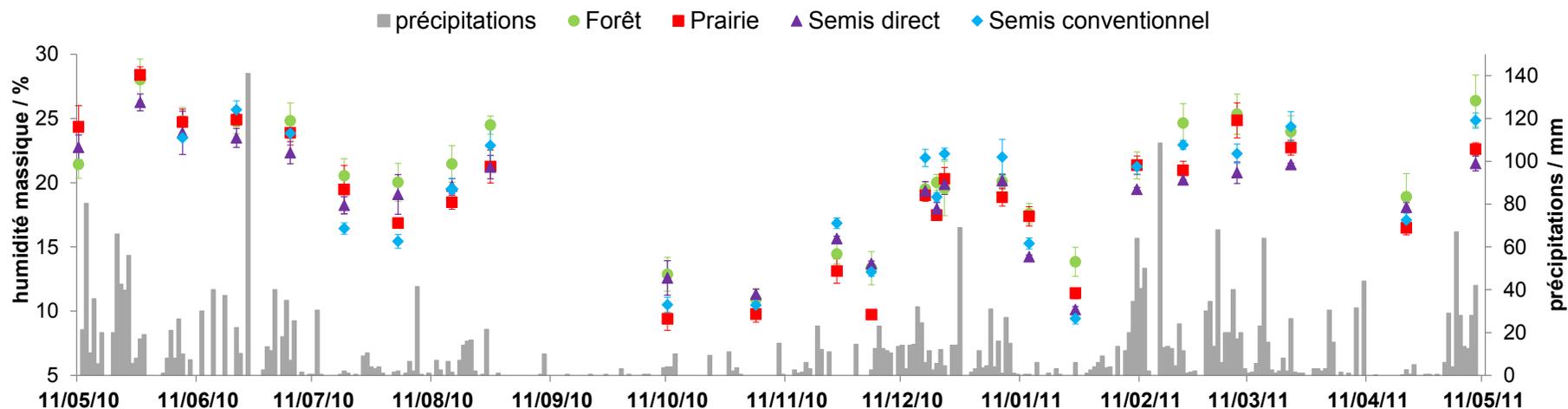


Figure 28. Humidité massique (%) (moyenne \pm erreur standard) mesurée à chaque date de prélèvements des GES et précipitations quotidiennes (mm) à Combi.

Tableau 9. Valeur minimale (Min.), moyenne \pm erreur standard (MOY. \pm ES), valeur maximale (Max.) pour l'humidité massique, la teneur en nitrate (NO_3^-), la teneur en ammonium (NH_4^+) et la température du sol, mesurées ponctuellement à Combi de mai 2010 à mai 2011 pour chaque usage des terres : forêt (F), prairie (P), semis conventionnel (SC) et semis direct (SD). Les moyennes indiquées par une même lettre dans une même colonne ne sont pas significativement différentes (ANOVA, $p < 0,05$).

Usage	Humidité massique (%)			NO_3^- (mg N kg^{-1})			NH_4^+ (mg N kg^{-1})			Température ($^\circ\text{C}$)		
	Min.	Moy. \pm ES	Max.	Min.	Moy. \pm ES	Max.	Min.	Moy. \pm ES	Max.	Min.	Moy. \pm ES	Max.
F	8,9	20,5 ^a \pm 0,5	31,9	0,1	1,5 ^a \pm 0,1	5,3	0,6	3,2 ^a \pm 0,2	14,3	24,7	25,4 ^a \pm 0,03	26,0
P	8,1	19,1 ^b \pm 0,5	29,8	0,1	3,6 ^b \pm 0,8	52,7	0,4	3,1 ^a \pm 0,3	15,0	24,8	27,5 ^b \pm 0,2	32,3
SC	8,2	19,2 ^b \pm 0,5	27,1	0,1	6,4 ^c \pm 0,9	38,5	0,2	5,1 ^b \pm 1,0	77,2	24,6	27,2 ^b \pm 0,2	32,6
SD	9,5	18,9 ^b \pm 0,4	27,8	0,5	7,0 ^c \pm 1,0	43,0	0,1	5,1 ^b \pm 0,9	53,6	25,0	27,5 ^b \pm 0,2	32,6

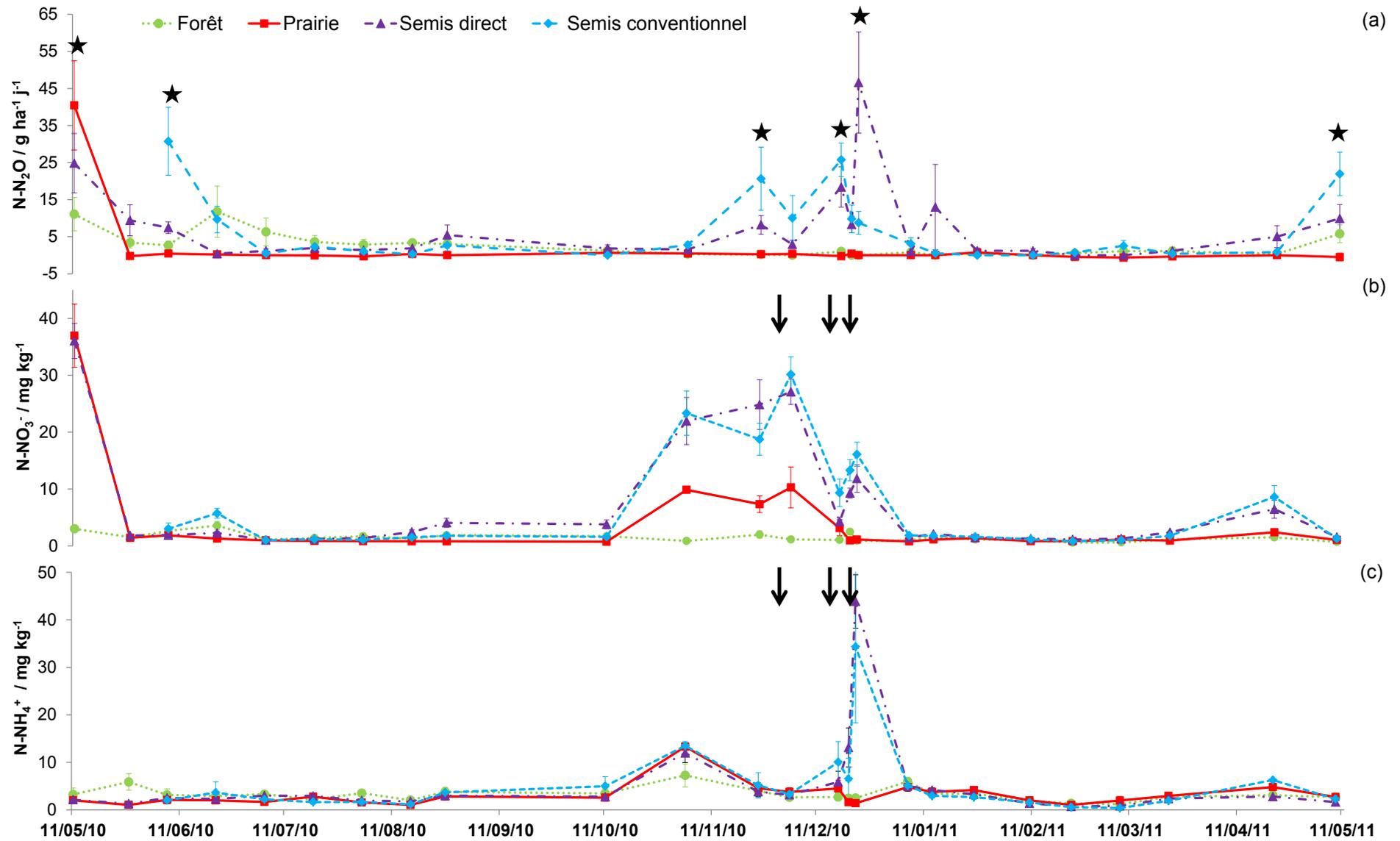


Figure 29. Moyennes \pm erreur standard des (a) flux de N₂O (g N ha⁻¹ j⁻¹), (b) teneurs en NO₃⁻ (mg kg⁻¹) et (c) teneurs en NH₄⁺ (mg kg⁻¹). Les flèches indiquent les dates de fertilisation azotée. Pour les flux de N₂O, les étoiles indiquent les dates pour lesquelles l'usage des terres a eu un effet significatif (test de Kruskal-Wallis, $p < 0,05$)

C.4 Flux de N₂O

Parmi les 784 mesures de flux de N₂O, 521 (66,5%) étaient sous la limite de détection, évaluée à 0,7 g N ha⁻¹ j⁻¹. Nous avons obtenu 262 flux (33,4%) au-dessus de la limite de détection, dont 12 étaient des flux négatifs (1,5%). La prairie présente le plus de flux sous la limite de détection (84%) et le plus grand nombre de flux négatifs (4,5%). Le semis direct ne présente pas de flux négatifs (**Tableau 10**).

Pour la forêt, les flux de N₂O les plus élevés étaient de 11,1 ± 4,5 et 11,8 ± 6,9 g N ha⁻¹ j⁻¹ (moyenne ± ES), respectivement le 11/05 et le 21/06/2010 (**Figure 29**). Pour les autres dates de prélèvement, les flux de N₂O étaient faibles et variaient de 0 à 6,3 ± 3,8 g N ha⁻¹ j⁻¹.

Pour la prairie, nous avons mesuré un flux élevé de N₂O (40,5 ± 12,0 g N ha⁻¹ j⁻¹) le 11/05/2010. Pour les autres dates de prélèvements, les flux étaient très faibles et variaient de -0,7 ± 0,4 à 0,8 ± 0,5 g N ha⁻¹ j⁻¹.

Pour les parcelles cultivées, nous avons observé des flux élevés de N₂O en mai 2010 pour le SD (24,8 ± 8,0 g N ha⁻¹ j⁻¹), en juin pour le SC (30,8 ± 9,1 g N ha⁻¹ j⁻¹), et en novembre, décembre 2010 et mai 2011 pour les deux systèmes (jusqu'à 46,6 ± 13,6 g N ha⁻¹ j⁻¹).

On a noté un effet significatif de l'usage des terres sur les flux de N₂O. La forêt et la prairie sont des émetteurs de N₂O significativement plus faibles que les deux systèmes de culture. Aucune différence significative n'a été observée entre la forêt et la prairie (respectivement 2,4 ± 0,4 et 1,7 ± 0,7 g N ha⁻¹ j⁻¹), ou entre les parcelles cultivées (respectivement 6,8 ± 1,0 et 7,0 ± 1,1 g N ha⁻¹ j⁻¹ pour le semis conventionnel et pour le semis direct) (**Tableau 10**).

Tableau 10. Valeurs minimales (Min.), maximales (Max.), moyennes ± erreur standard (Moy. ± ES) obtenues pour les flux de N₂O mesurés à Combi du 11/05/2010 au 09/05/2011, pour chaque usage des terres et pour n échantillons. < LD indique le pourcentage de flux de N₂O inférieur à la limite de détection (0,7 g N ha⁻¹ jour⁻¹); <0 indique le pourcentage de flux de N₂O négatifs. Les moyennes indiquées avec la même lettre ne sont pas significativement différentes (ANOVA, p < 0,05).

Usage des terres	n	N-N ₂ O / g ha ⁻¹ j ⁻¹				
		< LD	< 0	Min.	Moy. ± ES	Max.
Forêt	200	69 %	0,5 %	-1,8	2,4 ^a ± 0,4	54,0
Prairie	200	84 %	4,5 %	-7,3	1,7 ^a ± 0,7	106,7
Semis Conventionnel	184	56 %	1,1 %	-2,5	6,8 ^b ± 1,0	84,7
Semis Direct	200	56 %	0,0 %	0,0	7,0 ^b ± 1,1	106,1
Total	784	66,5 %	1,5 %			

Les tests de Kruskal-Wallis et les tests post-hoc réalisés par date ont mis en évidence des différences significatives entre les usages des terres pour seulement six dates de prélèvements (**Figure 29**).

L'analyse en régression multiple a montré que les flux de N₂O étaient positivement corrélés à la teneur en nitrate, à la teneur en ammonium et à l'humidité massique (**Tableau 11**). Aucune corrélation n'a été observée entre les émissions de N₂O et la température du sol.

Tableau 11. Résultats de l'analyse en régressions multiples entre les flux de N₂O et les paramètres du sol. Seules les variables ayant un effet significatif sur les flux de N₂O ont été conservées dans le modèle final et le coefficient de détermination R² a été calculé.*** p-value < 0,001.

Modèle	R ²
$N_2O = 0,59^{***} (\pm 0,14) \times GWC + 0,53^{***} (\pm 0,09) \times NO_3^- + 0,50^{***} (\pm 0,12) \times NH_4^+ - 11,51 (\pm 2,92)$	0,46

Le bilan annuel des émissions de N₂O réalisé par interpolation des points des mesures est de 0,8 kg N h⁻¹ an⁻¹ pour la forêt et de 0,4 kg N h⁻¹ an⁻¹ pour la prairie (**Tableau 12**). Pour les parcelles cultivées, le bilan est de 1,8 et de 1,9 kg N h⁻¹ an⁻¹ respectivement pour les parcelles en semis conventionnel et celles en semis direct. Le bilan annuel réalisé à l'aide du facteur d'émission de niveau 1 du GIEC (facteur d'émission de 1%) abouti à des estimations plus élevées : 2,5 et 2,8 kg N h⁻¹ an⁻¹ respectivement pour le semis conventionnel et le semis direct. Le facteur d'émission calculé avec nos résultats pour ces parcelles est de 0,7% (**Tableau 12**).

Tableau 12. Bilan annuel des émissions de N₂O réalisé pour chaque usage des terres par interpolation linéaire des mesures *in situ*, et, pour les parcelles cultivées, bilan estimé à l'aide du facteur d'émission de niveau 1 proposé par le GIEC (soit 1% des apports d'azote). Calcul du facteur d'émission à partir des résultats obtenus dans cette étude (colonne de droite).

Usage des terres	N ₂ O (kg N ha ⁻¹ an ⁻¹)		Azote* (kg N ha ⁻¹ an ⁻¹)	Facteur d'émission calculé** (%)
	Interpolation linéaire	Facteur d'émission		
Forêt	0,8			
Prairie	0,4			
Semis Conventionnel	1,8	2,5	248,9	0,7
Semis Direct	1,9	2,8	280,2	0,7

*Azote apporté aux parcelles.

**Facteur d'émission calculé avec nos résultats = émissions annuelles (interpolation linéaire) / azote apporté.

C.5 Flux de CO₂

Les flux de CO₂ mesurés à Combi varient de 5,4 à 107,8 kg ha⁻¹ j⁻¹ (**Tableau 13**, **Annexe IX**). En forêt, les émissions de CO₂ par le sol sont relativement constantes au cours de l'année (**Figure 30**). On note une plus grande variabilité temporelle de ces émissions dans les parcelles déforestées. De manière générale, on observe dans les parcelles agricoles (P, SC, SD) une diminution progressive des émissions de CO₂ de mai à novembre, parallèlement à une diminution des précipitations (**Figure 28**). À partir du 24/11/2010, les émissions fluctuent. Des flux plus faibles sont mesurés les 03/12/2010 et 25/01/2011, tandis que des flux élevés sont mesurés en avril et mai 2011, en particulier dans les parcelles de prairie et de SC.

L'usage des terres a un effet significatif sur les émissions de CO₂. La forêt et le SD sont les systèmes ayant la respiration du sol la plus faible (respectivement, 31,8 ± 2,2 et 31,7 ± 2,2 kg ha⁻¹ j⁻¹) et ne sont pas significativement différents entre eux. Le SC présente des flux de CO₂ par les sols significativement plus élevés (40,7 ± 3,0 kg ha⁻¹ j⁻¹) que la forêt et le semis direct. Enfin, la prairie possède une respiration significativement plus élevée (45,6 ± 3,2 kg ha⁻¹ j⁻¹) que les trois autres systèmes étudiés (**Tableau 13**).

Tableau 13. Valeurs minimales (Min.), maximales (Max.), moyennes ± erreur standard (Moy. ± ES) obtenues pour les flux de CO₂ mesurés à Combi du 11/05/2010 au 09/05/2011, pour chaque usage des terres et pour n échantillons. Les moyennes indiquées avec la même lettre ne sont pas significativement différentes (ANOVA, p < 0,05).

Usage des terres	n	C-CO ₂ / kg ha ⁻¹ j ⁻¹		
		Min.	Moy. ± ES	Max.
Forêt	200	12,1	31,8 ^a ± 2,2	64,6
Prairie	200	13,9	45,6 ^b ± 3,2	107,8
Semis conventionnel	184	8,6	40,7 ^c ± 3,0	101,5
Semis direct	200	5,4	31,7 ^a ± 2,2	69,5

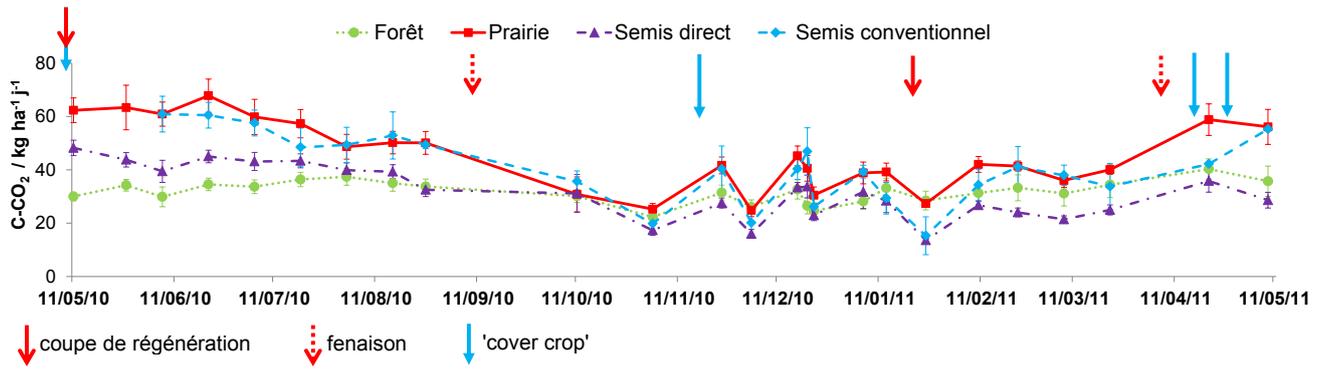


Figure 30. Émissions de CO₂ (moyenne ± erreur standard) mesurées à Combi pour chaque usage des terres.

D Discussion

D.1 Flux de N₂O par les sols de Guyane et relation avec les variables auxiliaires

Malgré des conditions climatiques chaudes et humides et une importante fertilisation dans les parcelles cultivées, les flux de N₂O mesurés à Combi étaient plutôt faibles dans l'ensemble. La majorité des flux (66,5%) était inférieure à la limite de détection et 21% étaient inférieurs à 10 g N ha⁻¹ j⁻¹. Nous avons mesuré quelques flux négatifs (de -7,3 à -1,8 g N ha⁻¹ j⁻¹), principalement dans la prairie. A l'opposé, nous avons également mesuré des 'hotspots', des flux supérieurs à 50 g N ha⁻¹ j⁻¹, notamment dans le système cultivé conduit en semis direct.

Les nitrates et l'ammonium sont respectivement réduits et oxydés lors de la dénitrification et de la nitrification, les deux processus potentiellement émetteur de N₂O. Dans notre étude, les flux de N₂O sont liés positivement à la teneur en nitrate et à la teneur en ammonium, comme observé dans d'autres études menées en milieu tropical (Melillo *et al.*, 2001; Hergoualc'h *et al.*, 2008; Yashiro *et al.*, 2008).

Dans les sols de forêt, les teneurs en nitrate et ammonium sont restées faibles et constantes au cours de l'année d'étude. Parallèlement, les émissions de N₂O par les sols de forêt ont également été relativement faibles et constantes. Le flux moyen de N₂O mesuré pour ces sols est égal à 2,4 ± 0,4 g N ha⁻¹ j⁻¹, ce qui est légèrement inférieur à ceux précédemment mesurés en Amazonie brésilienne, compris entre 4,6 à 11,8 g N ha⁻¹ j⁻¹ (Melillo *et al.*, 2001; Garcia-Montiel *et al.*, 2004; Neill *et al.*, 2005; Davidson *et al.*, 2008b).

A Combi, les flux de N₂O étaient également liés positivement à l'humidité massique. Il a été démontré que l'importance des flux de N₂O est contrôlée par la cooccurrence de la teneur en eau du sol et la disponibilité en azote (Weier, 1999; Weitz *et al.*, 2001; McSwiney & Robertson, 2005).

Dans les parcelles de SC et SD, des émissions de N₂O plus élevées ont été observées durant l'interculture, au retour des précipitations (novembre), en parallèle à des teneurs en nitrate du sol plus élevées très probablement dues à la décomposition des résidus de soja. En effet, les légumineuses dans la rotation des cultures sont souvent associées à la stimulation des émissions de N₂O lors de la décomposition des résidus de récolte (Rochette *et al.*, 2004; Rochette & Janzen, 2005).

Par ailleurs, la quantité et le type d'engrais ont un impact sur les émissions de N₂O (Bavin *et al.*, 2009; Snyder *et al.*, 2009; Jassal *et al.*, 2011). Dans nos parcelles cultivées (SC et SD), les

émissions de N₂O plus élevées mesurées en décembre, ont été induites par les fertilisations azotées apportées au maïs (les 01, 14 et 20 décembre) qui ont été suivies, dans les 72 heures après l'application, par des précipitations respectivement égales à 15, 77 et 22 mm. En particulier, la forte teneur en ammonium mesurée le 22 décembre dans ces parcelles, peut être reliée à l'apport de 100 unités d'azote sous forme d'urée deux jours auparavant.

Enfin, pour les parcelles conduites en semis direct, la forte teneur en nitrate qui a été mesurée le 11 mai 2010 pourrait être liée à la minéralisation des résidus de récoltes de maïs (1^{er} cycle cultural) couplée à de fortes précipitations.

Dans les parcelles de prairie, une coupe a eu lieu le 05 mai 2010 et la biomasse a été laissée sur le sol (coupe de régénération). La forte teneur en nitrate mesurée le 11 mai 2010 est probablement due à la minéralisation des résidus d'*Urochloa*, favorisée par une forte pluviométrie : 105,5 mm entre le 05 et le 10 mai inclus. À cette date, des flux élevés de N₂O ont été mesurés. Une coupe de régénération a également eu lieu le 18 janvier (0,22 ± 0,04 tonne MS m⁻²) sans effet observé sur la teneur en azote minéral du sol et les flux de N₂O. Dans les parcelles de prairie, des teneurs plus élevées en nitrates ont également été mesurées en novembre et décembre, mais les émissions de N₂O mesurées n'ont pas été plus élevées.

Dans notre étude, nous n'avons pas observé de corrélation entre les émissions de N₂O et la température du sol, alors que cette dernière peut également être un important facteur de contrôle des flux de N₂O (Lin *et al.*, 2010; Mutegei *et al.*, 2010). A Combi, les prélèvements ont toujours eu lieu le matin (sauf le 20 décembre) or, la température ne varie pas beaucoup au cours de l'année en Guyane ce qui pourrait expliquer que nous n'ayons pas observé de relation entre cette variable et les flux de N₂O.

Les trois variables ayant un effet significatif (NO₃⁻, NH₄⁺ et humidité massique) sur les flux de N₂O, n'expliquent que 46% de la variance de ces flux, suggérant que d'autres facteurs non pris en compte dans cette analyse en régression multiple peuvent avoir un rôle dans les émissions de N₂O, comme par exemple la teneur en carbone du sol ou le pH. Il se pourrait également qu'une relation linéaire ne soit pas la plus adaptée pour représenter les relations reliant les flux de N₂O et ces variables. En effet, Hergoualc'h *et al.* (2008) ont observé dans leur étude, que la répartition des flux de N₂O en fonction des WFPS suit une Courbe gaussienne. Dans leur étude, Kim *et al.* (2012) mettent en évidence que les relations entre flux de N₂O et azote issu des fertilisations peuvent aussi être non-linéaires (exponentielle ou hyperbolique). Cependant, une analyse graphique des résultats obtenus à Combi n'a pas fait ressortir de telles relations entre les flux de N₂O et les teneurs en azote.

D.2 Effet de la conversion de la forêt tropicale en prairie par la méthode ‘chop-and-mulch’ sur les émissions de N₂O

Melillo *et al.* (2001) ont observé que la conversion de la forêt tropicale brésilienne en prairie par la méthode ‘slash-and-burn’ augmente la disponibilité de l’azote dans les sols (due à la combustion de la biomasse), produisant un pic de dénitrification et d’émissions de N₂O pendant 3 ans. Cependant, 6 ans après la déforestation, les émissions de N₂O ont tendance à diminuer à mesure que la teneur en nitrate devient un facteur limitant (Neill *et al.*, 2005).

Pour la prairie de Combi, les flux de N₂O que nous avons mesurés 19 à 31 mois après la déforestation (avec une valeur moyenne de $1,7 \pm 0,7$ g N ha⁻¹ j⁻¹) étaient inférieurs à ceux observés pour les jeunes prairies (de 8,5 à 14 g N ha⁻¹ j⁻¹) (Melillo *et al.*, 2001; Neill *et al.*, 2005) et étaient plus proches des émissions mesurées pour les prairies de plus de 6 ans : 0,3 à 1,1 g N ha⁻¹ j⁻¹ (Neill *et al.*, 2005). Dans notre étude, la méthode ‘chop-and-mulch’ a permis l’entrée de quantités importantes de matière organique (24 t MS ha⁻¹ provenant des résidus forestiers et 11,3 t MS ha⁻¹ provenant des résidus de la couverture végétale) qui auraient pu favoriser les cycles du carbone et de l’azote dans les sols, ainsi que les émissions de N₂O. En outre, comme des ‘hotspots’ de dénitrification ont été associés à la présence de microsites de carbone organique dans les sols (Parkin, 1987), nous nous attendions à trouver des émissions de N₂O plus élevées dans les parcelles de prairie que dans la forêt. Étonnamment, les flux de N₂O dans la prairie ont été légèrement inférieurs à ceux mesurés pour la forêt, mais pas significativement différents. Il est possible que nous n'ayons pas “capturé” l’augmentation des émissions de N₂O qui auraient pu survenir immédiatement après la conversion de la forêt en prairie. Néanmoins, il semble que la conversion de la forêt tropicale avec la méthode ‘chop-and-mulch’ n'a pas provoqué à Combi d’augmentation des émissions de N₂O après le 19^{ème} mois de déforestation.

D.3 Effet de la conversion de la forêt tropicale en terres agricoles fertilisées sur les émissions de N₂O

Les flux moyens de N₂O mesurés pour les parcelles en SC et en SD (respectivement $6,8 \pm 1,0$ et $7,0 \pm 1,1$ g N ha⁻¹ j⁻¹) correspondent à l'ordre de grandeur observé pour d'autres sols agricoles tropicaux. Weitz *et al.* (2001) ont observé des flux moyens de 2,5 et 8,5 g N ha⁻¹ j⁻¹ respectivement pour des sols non-fertilisés et fertilisés au Costa Rica. Chapuis-Lardy *et al.* (2009) ont mesuré des flux faibles, compris entre 0 et 8,8 g N ha⁻¹ j⁻¹, pour des sols agricoles malgaches. De même, après utilisation de la méthode ‘chop-and-mulch’ sur une zone en

jachère (âgée de 15 ans) sur des sols sableux en Amazonie orientale, Davidson *et al.* (2008b) ont évalué les émissions de N₂O à 0,4 kg ha⁻¹ pour la période de pré-plantation (60 jours) et à 2,9 kg ha⁻¹ pour un cycle cultural de 480 jours, soit 6,1 g N ha⁻¹ j⁻¹ pour ces deux périodes.

Nous n'avons pas observé de différences dans les flux de N₂O entre le SC et le SD. De même, Metay *et al.* (2007) et Jantalia *et al.* (2008) n'ont pas établi de différence entre les terres agricoles brésiliennes labourées et non labourées. Rochette (2008) a montré que le semis direct entraîne une hausse des émissions de N₂O uniquement dans les sols mal aérés. Dans le cas de Combi, les sols sont sablo-argileux avec un drainage vertical important et donc avec une bonne aération qui pourrait expliquer l'absence de différences entre les deux pratiques agricoles.

La conversion des forêts en parcelles cultivées a entraîné des émissions de N₂O significativement plus élevées pour les deux systèmes de culture par rapport à la forêt. Néanmoins, les émissions de N₂O étaient plus élevées pour les systèmes de culture (par rapport à la forêt) que pendant les périodes suivant les fertilisations azotées et la décomposition des résidus. Ces résultats suggèrent que l'amélioration des techniques agricoles pourrait aider à réduire les émissions de N₂O provenant de parcelles nouvellement cultivées en Guyane. Par ailleurs, des analyses statistiques à l'aide de modèles mixtes pourraient être utilisées pour consolider les résultats obtenus pour comparer les flux de N₂O entre usage des terres.

D.4 Bilan annuel d'émissions de N₂O

En accord avec les flux faibles mesurés *in situ*, le bilan annuel réalisé par interpolation linéaires entre les points de mesures est faible pour la forêt et la prairie. Ainsi, les flux de N₂O cumulés pour une année pour les sols de la forêt et de la prairie de Combi sont respectivement de 0,8 kg N h⁻¹ et 0,4 kg N h⁻¹. Comparativement, Neill *et al.* (2005) reportent des flux annuels de N₂O compris entre 1,7 et 4,3 kg N ha⁻¹ pour la forêt et compris entre 3,1 et 5,1 kg N ha⁻¹ pour des jeunes prairies (1 à 3 ans après la conversion de la forêt en prairie par la méthode 'slash-and-burn').

Pour les parcelles cultivées à Combi, le bilan annuel estimé avec le facteur d'émission du GIEC est de 2,5 et 2,8 kg N h⁻¹ respectivement pour le semis conventionnel et le semis direct. Le bilan annuel estimé par interpolation linéaire est plus faible et égal à 1,8 et 1,9 kg N h⁻¹ respectivement pour le semis conventionnel et le semis direct. Le facteur d'émission calculé avec nos résultats est de 0,7%, soit un facteur d'émissions plus faible que celui proposé par le

GIEC. D'autres études ont également trouvé des facteurs d'émissions inférieurs à 1%. Par exemple, Chapuis-Lardy *et al.* (2009) ont calculé un facteur d'émissions de 0,5% dans des sols agricoles à Madagascar, tandis que Metay *et al.* (2007) ont calculé un facteur d'émission très faible, égal 0,03% (des apports d'azote par les fertilisants perdus sous forme de N₂O) dans des sols agricoles au Brésil.

Le facteur d'émission proposé par le GIEC peut constituer une première approche pour estimer des bilans annuels d'émissions de N₂O. Cependant, ce facteur présente plusieurs limites, en particulier, ce coefficient est le même pour tous les pays, quel que soit les conditions pédoclimatiques et ne tient donc pas compte des spécificités locales des sols étudiés. Par ailleurs, étant donné la variabilité spatiale et temporelle des émissions de N₂O (Choudhary *et al.*, 2002; Mathieu *et al.*, 2006a; van den Heuvel *et al.*, 2009), il est probable que le nombre de mesures réalisées *in situ* dans cette étude (25 campagnes durant une année), est insuffisant pour proposer une estimation annuelle précise des flux de N₂O par une méthode d'interpolation des points de mesures. Une approche par modélisation pourrait permettre une estimation plus précise des émissions annuelles de N₂O.

D.5 Intensité des flux de CO₂ émis par les sols

Pour la forêt de Combi, nos résultats indiquent un flux moyen de CO₂ de $31,8 \pm 2,2$ kg C ha⁻¹ j⁻¹. Nos flux de CO₂ sont du même ordre de grandeur que ceux mesurés pour des forêts tropicales en Malaisie, avec des flux moyens compris entre 29,1 et 35,9 kg C ha⁻¹ j⁻¹ (Yashiro *et al.*, 2008), et au Brésil avec des flux moyens compris entre 34,7 et 39,3 kg C ha⁻¹ j⁻¹ (Garcia-Montiel *et al.*, 2004).

Pour la prairie, nous avons mesuré un flux moyen de CO₂ de $45,6 \pm 3,2$ kg C ha⁻¹ j⁻¹, constituant la respiration du sol la plus élevée parmi les quatre systèmes étudiés. Cela pourrait s'expliquer par le fait que dans la prairie, la couverture végétale est permanente et que le système racinaire est mieux développé que dans les parcelles cultivées, impliquant une respiration autotrophe plus importante. Par ailleurs, les fauches de régénération de la prairie ont permis des apports de biomasse qui ont pu stimuler l'activité biologique du sol et entraîner une augmentation de la respiration hétérotrophe dans ces sols. Néanmoins, cette forte respiration mesurée pour les sols de prairie n'est pas en opposition avec un stockage du carbone. En effet, Cerri *et al.* (2007) ont montré que le changement d'usage des terres (conversion forêt-prairie) entraîne une diminution du stock de carbone initial dans un premier temps, puis celui-ci augmente progressivement jusqu'à atteindre un niveau supérieur à celui

de la forêt initiale. L'étude d'une chronoséquence en Guyane a également montré une tendance générale à la hausse du stock de carbone (sur un mètre de profondeur) dans les sols de prairies âgées (plus de 25 ans après la déforestation) en comparaison avec les sols de forêt (Blanfort & Stahl, 2012)

Pour les parcelles agricoles, les flux de CO₂ mesurés à Combi (respectivement $40,7 \pm 3,0$ et $31,7 \pm 2,2$ kg C ha⁻¹ j⁻¹ pour SC et SD) sont du même ordre de grandeur que ceux mesurés par Passianoto *et al.* (2003) dans l'État de Rondônia au Brésil (respectivement 47,7 et 33,6 kg C ha⁻¹ j⁻¹ pour SC et SD). Nos résultats indiquent des flux de CO₂ significativement plus élevés pour le semis conventionnel que pour le semis direct. Ceci a également été observée dans d'autres études menées en milieu tropical (Passianoto *et al.*, 2003; Carvalho *et al.*, 2009a). Ceci pourrait s'expliquer par le travail du sol qui, d'une part, introduit une grande quantité de matière organique (MO) lors de l'enfouissement des résidus de culture dans le sol et, d'autre part, qui modifie l'état d'agrégation du sol, rendant la MO plus accessible aux processus microbiens (Follett, 2001; Passianoto *et al.*, 2003).

E Conclusion

Les mesures *in situ* ont permis l'obtention des premières données concernant les flux de CO₂ et de N₂O émis par les sols des quatre usages des terres que l'on souhaitait comparer.

Les flux de CO₂ mesurés à Combi (Guyane) sont du même ordre de grandeur que ceux relevés dans la littérature pour des écosystèmes comparables. Ces mesures de CO₂ ont mis en évidence des différences significatives entre usages des terres. Notamment, les émissions les plus élevées ont été mesurées pour les sols de prairie. On a également observé des émissions de CO₂ significativement plus faibles pour le système cultivé sans travail du sol (semis direct) en comparaison avec le système cultivé avec travail du sol (semis conventionnel). Cependant, ces seules mesures de la respiration du sol ne permettent pas de comparer, en termes de dynamique du carbone, les systèmes entre eux. En particulier, il sera nécessaire de prendre en compte les stocks de carbone dans les sols des différents systèmes afin de pouvoir évaluer plus précisément l'impact de la déforestation par la méthode 'chop-and-mulch' suivie de la mise en culture en Guyane.

Les flux de N₂O ont été reliés positivement à la teneur en nitrate, en ammonium et à l'humidité massique des sols. Les flux de N₂O émis par le sol de la forêt tropicale de Combi sont faibles ($2,4 \pm 0,4 \text{ g N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$), et restent relativement constants tout au long de l'année. Pour la prairie (*Urochloa ruziziensis*), les flux de N₂O mesurés sont très faibles ($1,7 \pm 0,7 \text{ g N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$), à l'exception d'une seule date de prélèvement, après la fauche de la biomasse aérienne durant la saison des pluies. Les résultats des mesures *in situ* des flux de N₂O suggèrent donc que la conversion de la forêt en prairie fauchée (non pâturée) avec la méthode 'chop-and-mulch' n'a pas entraîné d'augmentation significative des émissions de N₂O à Combi, entre le 19^{ème} et le 31^{ème} mois après la déforestation.

En revanche, la conversion de la forêt en parcelles cultivées a eu pour conséquence une augmentation significative des émissions de N₂O. Nous n'avons pas observé de différence significative entre les deux pratiques agricoles, avec respectivement $6,8 \pm 1,0$ et $7,0 \pm 1,1 \text{ g N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ pour le semis conventionnel et le semis direct. Les émissions de N₂O n'étaient plus élevées pour les parcelles cultivées par rapport à la forêt qu'au moment de la fertilisation azotée et lors de la décomposition des résidus de récolte. Ces résultats suggèrent qu'une gestion agronomique, comme par exemple un fractionnement de la fertilisation azotée plus adapté aux besoins du maïs et la mise en place d'une culture intermédiaire piège à nitrates, est

nécessaire pour contrôler les émissions de N₂O dans les systèmes de culture nouvellement créés en Guyane.

Un bilan annuel des émissions de N₂O a été réalisé par interpolation linéaire des mesures effectuées pour chaque usage des terres. Nous suggérons qu'une approche par modélisation permettrait de consolider les résultats obtenus.

Chapitre IV Modélisation des émissions de N₂O

Afin de dépasser l'estimation des émissions de N₂O à l'échelle du système de culture par interpolation linéaire, nous avons cherché à simuler les flux de N₂O.

Pour rester au plus près du fonctionnement des processus microbiens mis en jeu, nous avons choisi d'utiliser un algorithme de calcul focalisé sur les émissions de N₂O versus un modèle de culture. Parmi ces algorithmes, nous nous sommes orientés vers l'algorithme NOE. En effet, d'après l'étude de Hergoualc'h *et al.* (2009) deux algorithmes étaient candidats : le modèle NOE (Hénault *et al.*, 2005) développé par l'INRA et le modèle NGAS (Parton *et al.*, 1996), sous-partie du modèle CENTURY, développé aux États-Unis. Ces deux algorithmes ont été définis en conditions de sol tempérés et Hergoualc'h *et al.* (2009) les ont appliqués dans des conditions tropicales, dans des systèmes caféiers du Costa Rica. Les flux estimés par NOE ont été supérieurs à ceux estimés par NGAS et les indicateurs statistiques entre valeurs mesurées et valeurs simulées obtenus avec ces deux algorithmes ont été satisfaisants. Cependant, Hergoualc'h *et al.* (2009) ont conclu que la paramétrisation de NOE était plus accessible que celle de NGAS (qui requiert notamment la détermination de la respiration hétérotrophe), ce qui nous a fait choisir le modèle NOE pour notre étude.

Le sous-chapitre A présente la paramétrisation (réalisée par des expériences en laboratoire) du modèle NOE aux conditions guyanaises. Dans cette partie, le modèle paramétré est utilisé pour confronter des flux de N₂O simulés ponctuellement aux flux mesurés *in situ*. Cette comparaison est faite pour l'ensemble du jeu de données acquis, c'est-à-dire sur les mesures réalisées de mai 2010 à mai 2011.

Le sous-chapitre B utilise le modèle précédemment paramétré aux conditions guyanaises pour simuler en continu les flux de N₂O. Les simulations en continu n'ont pu être réalisées qu'à partir du moment où chacune des 16 parcelles expérimentales a été équipée de sondes mesurant en continu l'humidité volumique et la température du sol. Ce chapitre concerne donc uniquement le cycle du maïs 2011 (décembre 2010 – mai 2011). Il est rédigé sous la forme d'un article scientifique.

A Paramétrisation du modèle NOE aux conditions guyanaises

A.1 Introduction

Les mesures *in situ* jouent un rôle clé dans l'obtention des premières données de flux de N₂O. Cependant, ces mesures sont limitées dans l'espace et le temps, principalement à cause de contraintes techniques, en particulier la nécessité d'effectuer un nombre important de mesures en raison de la forte variabilité spatiale et temporelle des flux de N₂O (Hénault *et al.*, 2012). Ainsi, les bilans annuels de N₂O sont généralement estimés par interpolations linéaires entre les mesures, ce qui peut entraîner une sous-estimation et/ou une surestimation des flux (Hergoualc'h *et al.*, 2009). Une stratégie prometteuse pour surmonter ces problèmes est l'association des données de terrain à des modèles 'orientés-process' capables de prédire les flux de N₂O avec une précision raisonnable.

Le modèle NOE (Nitrous Oxide Emission) a été développé en conditions tempérées, mais a été utilisé avec succès avec des données obtenues dans des conditions tropicales (Hénault *et al.*, 2005; Hergoualc'h *et al.*, 2009; Metay *et al.*, 2011). Ce modèle nécessite la détermination de paramètres microbiologiques propres à chaque site, et éventuellement, des adaptations concernant le seuil du Water Filled Pore Space permettant les émissions de N₂O (Metay *et al.*, 2011).

Les objectifs de ce chapitre sont de (i) paramétrer le modèle NOE aux conditions guyanaises afin de (ii) réaliser les premières simulations ponctuelles de flux de N₂O pour les sols de Combi et de (iii) confronter ces simulations aux flux mesurés *in situ*.

A.2 Matériel et méthodes

A.2.1 Flux de N₂O *in situ* et variables auxiliaires

Les flux de N₂O *in situ* ont été obtenus par la technique des chambres. La méthodologie et les résultats sont présentés dans les Chapitres II et III.

La méthodologie et les résultats concernant la température du sol, la teneur en azote minéral et l'humidité massique du sol sont également exposés dans le Chapitre III.

La densité apparente a été mesurée en utilisant des cylindres (8x5 cm) et correspond au rapport de la masse de sol sec (105°C) présent dans le cylindre, par son volume. Pour les parcelles de forêt, la densité apparente a été déterminée en septembre 2008 pour les couches 0-5, 5-10 et 10-15 cm de profondeur. Pour les parcelles déforestées, la densité apparente a été

déterminée après chaque cycle de culture et considérée comme représentative de la densité apparente de la période précédant les mesures. Les mesures ont été réalisées pour les couches 0-5, 5-10 et 10-20 cm de profondeur. La texture du sol étant relativement homogène entre 10 et 20 cm de profondeur, nous avons utilisé les valeurs obtenues pour la couche 10-20 cm de profondeur comme résultats pour la couche 10-15 cm de profondeur.

Le Water Filled Pore Space (WFPS) a été calculé selon la formule proposée par Linn & Doran (1984) :

$$\text{WFPS} = \frac{\theta_v}{\text{PT}} = \frac{\theta_m \times d_a}{1 - \frac{d_a}{d_m}}$$

où θ_v représente l'humidité volumique, PT la porosité totale, θ_m l'humidité massique, d_a la densité apparente et d_m la densité minérale. La densité minérale a été évaluée à 2,6 pour les sols de Combi.

Pour les parcelles cultivées en semis conventionnel (SC), la densité apparente n'a pas été mesurée régulièrement après les passages de 'cover crop'. Nous n'avons donc pas calculé le WFPS pour ces parcelles durant les quatre semaines suivant un travail du sol.

A.2.2 Description du modèle NOE

Pour simuler les flux de N₂O à Combi, nous avons utilisé le modèle NOE (Hénault *et al.*, 2005). Ce modèle simule les émissions de N₂O provenant de la nitrification et celles provenant de la dénitrification.

Les émissions de N₂O (g N ha⁻¹ j⁻¹) produites par nitrification sont définies par :

$$N_2O_{\text{NIT}} = zN_A \quad \text{quand WFPS} < 0,62$$

$$N_2O_{\text{NIT}} = r_{\text{max}}zN_A \quad \text{quand WFPS} \geq 0,62$$

où z est la proportion d'azote nitrifié émis sous la forme N₂O, r_{max} la proportion d'azote dénitrifié émis sous la forme N₂O et N_A le taux de nitrification réelle (g N ha⁻¹ j⁻¹) :

$$N_A = 0 \quad \text{quand WFPS} \geq 0,80$$

$$N_A = N_W N_{\text{NH}_4} N_T \quad \text{quand WFPS} < 0,80$$

N_W , N_{NH_4} and N_T sont des fonctions de réponse de la nitrification respectivement à l'humidité massique (GWC), à la teneur en ammonium et à la température du sol. Parmi ces fonctions, seule N_W (g N ha⁻¹ j⁻¹) est propre à chaque site étudié :

$$N_W = a \times \text{GWC} + b$$

Les émissions de N₂O (g N ha⁻¹ j⁻¹) produites par dénitrification sont définies comme suit:

$$N_2O_{DENIT} = r_{max}D_A$$

où D_A représente le taux de dénitrification réelle (g N ha⁻¹ j⁻¹), défini par le modèle NEMIS (Hénault & Germon, 2000) :

$$D_A = D_P F_N F_T F_W$$

où D_P est le taux de dénitrification potentielle (g N ha⁻¹ j⁻¹), F_N F_T et F_W sont des fonctions de réponse de la dénitrification, respectivement à la teneur en nitrates, à la température du sol et au WFPS.

La fonction F_W est décrite par Grundmann & Rolston (1987) comme:

$$F_W = 0 \quad \text{quand WFPS} < 0,62$$

$$F_W = \left[\frac{WFPS - 0,62}{0,38} \right]^{1,74} \quad \text{quand WFPS} \geq 0,62$$

A.2.3 Détermination des paramètres microbiens requis par le modèle NOE

A.2.3.1 Production de N₂O par nitrification en fonction de l'humidité du sol

Les échantillons de sol tamisés à 1 mm ont été incubés en conditions aérobies dans des flacons, sur une période de 9 jours et à trois différentes humidités massiques du sol (environ 5, 10 et 15%). Ces conditions (aérobie et faible humidité) sont censées éviter le processus de dénitrification de se réaliser. Trois pressions partielles d'acétylène (0, 100 Pa et 10 kPa) ont été appliquées, afin d'inhiber le processus de nitrification (Garrido *et al.*, 2002). La production de N₂O a été déterminée (chromatographie en phase gazeuse) tous les deux jours, par des analyses de l'atmosphère prélevée dans les flacons. Parallèlement, la teneur en nitrate du sol est déterminée. Si l'on n'observe ni la production de nitrates ni la production de N₂O en présence d'acétylène, la production de nitrates et d'émissions de N₂O en l'absence d'acétylène signifie qu'il y a eu de la nitrification ; la production de N₂O par nitrification peut alors être déterminée.

A.2.3.2 Proportion d'azote dénitrifié émis sous la forme N₂O

Nous avons estimé le coefficient r_{max} qui concerne la capacité biologique des sols à réduire le N₂O en N₂ (Hénault *et al.*, 2001). Pour chaque usage des terres, un échantillon composite de sol (quatre sous-échantillons) est incubé sur un agitateur horizontal pendant 9 jours, dans six fioles (150 ml) contenant chacune 13,5 g de sol sec et 6,75 ml d'une solution de nitrates (1,44

g KNO₃ l⁻¹). Le sol est placé en conditions anaérobies. Pour une moitié des flacons, 2,5% du volume d'air est remplacé par de l'acétylène, dans le but d'inhiber la réduction du N₂O. L'autre moitié des flacons ne reçoit pas de traitement supplémentaire. Six échantillons de gaz sont successivement prélevés (0, 24, 48, 120, 168 et 216 heures après le début de l'incubation) dans chaque fiole, à l'aide de flacons (10 ml) en verre préalablement purgés. Le rapport entre la production de N₂O sans acétylène et la production de N₂O avec acétylène révèle la capacité des sols à réduire le N₂O (Hénault *et al.*, 2001).

A.2.3.3 Dénitrification potentielle

La dénitrification potentielle a été mesurée pour chaque usage des terres (seize répétitions), à l'aide du protocole défini par Hénault & Germon (2000). En mars et avril 2010, des cylindres de sol intact (10 cm de diamètre, 20 cm de profondeur) ont été prélevés à l'aide de cylindres d'acier de 25 cm de long. Chaque cylindre de sol a été incubé à température ambiante (27°C) et amendé avec 500 ml d'une solution de nitrate (10 g KNO₃ l⁻¹) sur une durée d'une journée. Après drainage durant une journée, les cylindres ont été fermés hermétiquement. De l'acétylène (2,5%) a été ajouté afin d'inhiber la réduction du N₂O en N₂. L'accumulation de N₂O dans chaque cylindre a été quantifiée à l'aide de prélèvements successifs de gaz (0, 30, 60 et 90 min après la fermeture du cylindre), analysés par chromatographie en phase gazeuse. À la fin de l'incubation, le WFPS a été déterminé pour chaque cylindre.

A.2.4 Analyses des données

Les analyses statistiques ont été réalisées avec les données individuelles, à l'aide du logiciel R version 2.15.0. et avec un seuil de probabilité de 5%.

Pour tester l'effet de l'usage des terres sur la densité apparente et sur la dénitrification potentielle, ainsi que pour tester la capacité du sol à réduire le N₂O en N₂, nous avons utilisé le test non-paramétrique de Kruskal-Wallis suivi d'un test post-hoc (kruskalmc).

Les simulations de flux de N₂O ont été comparées aux flux mesurés sur le terrain en utilisant (1) une approche graphique pour saisir les tendances générales, (2) le coefficient de corrélation de Pearson qui évalue le degré d'association linéaire entre les valeurs simulées et mesurées et (3) l'erreur quadratique moyenne (RMSE) entre les valeurs observées et les valeurs simulées, pour évaluer la précision des simulations (Smith *et al.*, 1996).

A.3 Résultats

A.3.1 Densité apparente des sols et WFPS

Les densités apparentes moyennes (0-15 cm de profondeur) varient de 1,19 à 1,45 g cm⁻³ (**Tableau 14**). En octobre 2010, nous n'avons pas observé d'effet significatif de l'usage des terres sur la densité apparente. En avril et novembre 2011, la densité apparente est apparue significativement plus élevée dans les parcelles déforestées en comparaison à celle des parcelles de forêt. En novembre 2011, la densité apparente mesurée était significativement plus élevée dans les parcelles conduites en semis direct que dans les prairies (**Tableau 14**).

Tableau 14. Densité apparente (moyenne ± erreur standard) pour chaque usage des terres, pour n échantillons et pour différentes profondeurs (données CETIOM). Pour le calcul du WFPS, la moyenne 0-15 cm de profondeur a été utilisée. Les moyennes suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes (Kruskal-Wallis, p <0,05) dans une même colonne.

Usage des terres	Profondeur / cm	Octobre 2008		Octobre 2010		Avril 2011		Novembre 2011	
		n	Moy. ± ES / g cm ⁻³	n	Moy. ± ES / g cm ⁻³	n	Moy. ± ES / g cm ⁻³	n	Moy. ± ES / g cm ⁻³
Forêt	0-5	17	1,02 ± 0,04						
	5-10	17	1,26 ± 0,03						
	10-15	17	1,30 ± 0,03						
	Moy. 0-15		1,19 ± 0,03		1,19^a ± 0,03		1,19^a ± 0,03		1,19^a ± 0,03
Prairie	0-5			21	1,04 ± 0,04	18	1,21 ± 0,04	24	1,12 ± 0,04
	5-10			9	1,27 ± 0,06	19	1,35 ± 0,02	23	1,45 ± 0,04
	10-15			17	1,39 ± 0,03	20	1,43 ± 0,03	24	1,43 ± 0,03
	Moy. 0-15				1,21^a ± 0,03		1,33^b ± 0,02		1,33^b ± 0,03
Semis Conventionnel	0-5			22	1,05 ± 0,04	15	1,30 ± 0,04	24	1,24 ± 0,04
	5-10			9	1,24 ± 0,05	14	1,43 ± 0,02	22	1,37 ± 0,04
	10-15			15	1,45 ± 0,03	20	1,52 ± 0,02	22	1,52 ± 0,02
	Moy. 0-15				1,22^a ± 0,04		1,43^c ± 0,02		1,38^{b,c} ± 0,02
Semis Direct	0-5			20	1,17 ± 0,04	19	1,31 ± 0,05	23	1,26 ± 0,05
	5-10			7	1,35 ± 0,04	14	1,45 ± 0,03	22	1,57 ± 0,02
	10-15			14	1,47 ± 0,04	17	1,52 ± 0,02	24	1,54 ± 0,02
	Moy. 0-15				1,30^a ± 0,03		1,42^c ± 0,02		1,45^c ± 0,03

À l'aide des densités apparentes et de l'humidité massique, le WFPS a été calculé pour chaque usage des terres. Les valeurs individuelles étaient comprises entre 19,5 et 86,1% et les moyennes étaient comprises entre 24,0% et 77,4% (**Figure 31**).

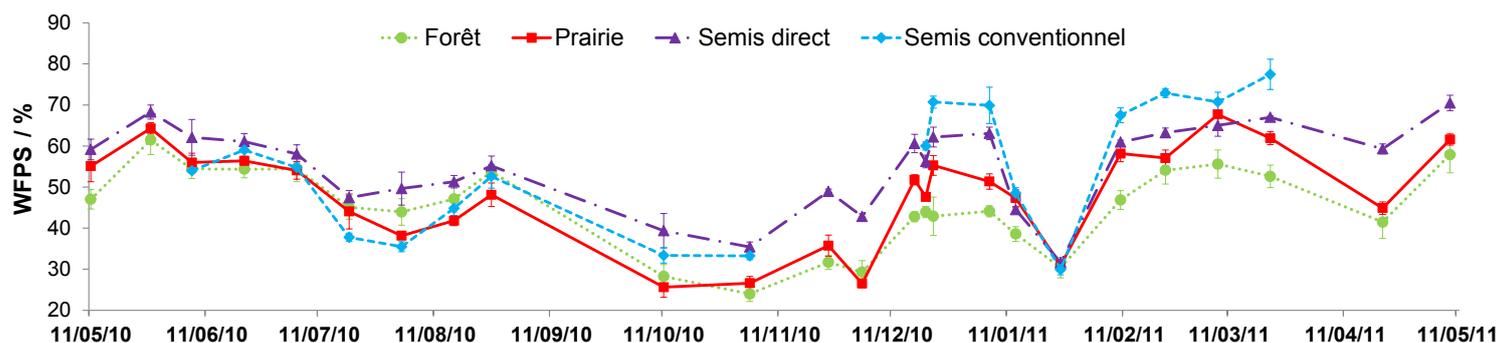


Figure 31. Valeurs (moyennes \pm erreur standard) de Water Filled Pore Space (WFPS) calculées pour chaque usage des terres étudié à Combi, du 11/05/2010 au 09/05/2010.

A.3.2 Production de N₂O par nitrification en fonction de la teneur en humidité du sol (paramètres a, b, et z)

Au cours des incubations des échantillons de sol, nous avons observé quelques émissions de N₂O, même à des pressions partielles d'acétylène (> 10 Pa) permettant théoriquement d'inhiber la nitrification et avec des conditions défavorables à la dénitrification (humidité massique du sol $\leq 15\%$). Ainsi, nous n'avons pas été en mesure d'isoler les émissions de N₂O provenant de la nitrification. En conséquence, nous avons utilisé les données obtenues dans les conditions pédo-climatiques les plus proches de Combi, c'est-à-dire celles mesurées par Hergoualc'h *et al.* (2009) au Costa Rica avec les paramètres $a = 0,27 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$, $b = -3,66 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ et $z = 8,5 \times 10^{-4}$.

A.3.3 Proportion d'azote dénitrifié émis sous la forme N₂O (paramètre r_{max})

Pour chaque usage des terres, la production de N₂O n'était pas statistiquement différente en présence ou en absence d'acétylène au cours de la période d'incubation, suggérant que les sols étudiés ont été incapables de réduire le N₂O en N₂ dans des conditions anaérobies *in vitro*. Ainsi, pour les simulations à l'aide du modèle NOE, la proportion d'azote dénitrifié émis sous la forme de N₂O a été évaluée à 1 pour les quatre usages des terres (**Figure 32**).

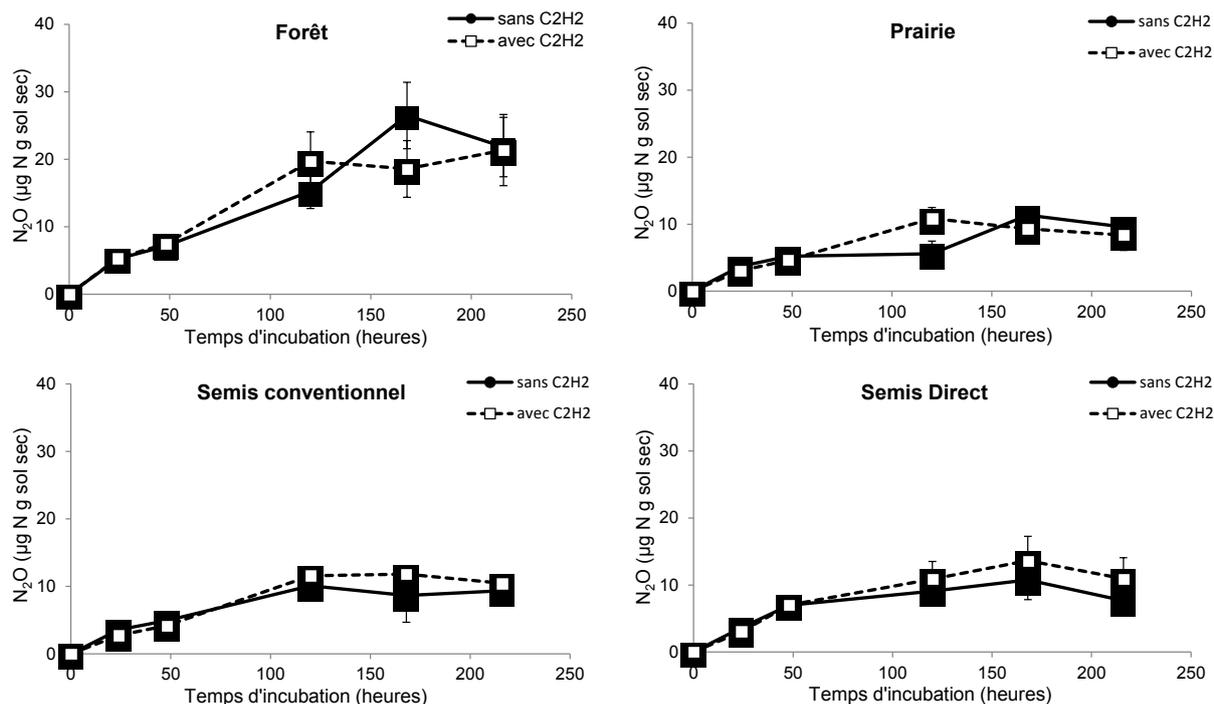


Figure 32. Comparaison de la production de N₂O (moyenne ± erreur standard) en présence ou en absence d'acétylène (C₂H₂), pour chaque usage des terres.

A.3.4 Dénitrification potentielle (paramètre D_p)

Les flux de N₂O produits par les cylindres de sol intact étaient compris entre 10 et 10368 g N ha⁻¹ j⁻¹. Parmi les 64 valeurs de dénitrification potentielle mesurées, 38 étaient inférieures à 500 g N ha⁻¹ j⁻¹ et seulement 4 étaient supérieures à 2000 g N ha⁻¹ j⁻¹ (**Figure 33**). Malgré une apparente dénitrification potentielle plus élevée dans les parcelles de semis direct, aucune différence significative entre usage des terres n'a été observée (**Tableau 15**).

Les valeurs de WFPS calculées dans les cylindres étaient comprises entre 0,45 et 0,89. Un quart de ces valeurs de WFPS était inférieur à 0,62, le seuil théorique permettant la dénitrification selon Linn & Doran (1984). Cependant, des émissions de N₂O ont été mesurées, en dépit des faibles WFPS (**Figure 33**). Ainsi, le seuil du WFPS permettant la dénitrification, fixé à 0,62 dans la fonction F_w proposée par Grundmann & Rolston (1987)

s'est révélé inadapté pour les sols de Combi. En adaptant ce seuil aux résultats obtenus expérimentalement, nous avons obtenu une fonction de type 'boundary-line' (Elliott & de Jong, 1993) incluant plus de 93% de nos données (**Figure 33**). Le seuil du WFPS permettant la dénitrification est alors estimé à 0,35 pour les sols de Combi.

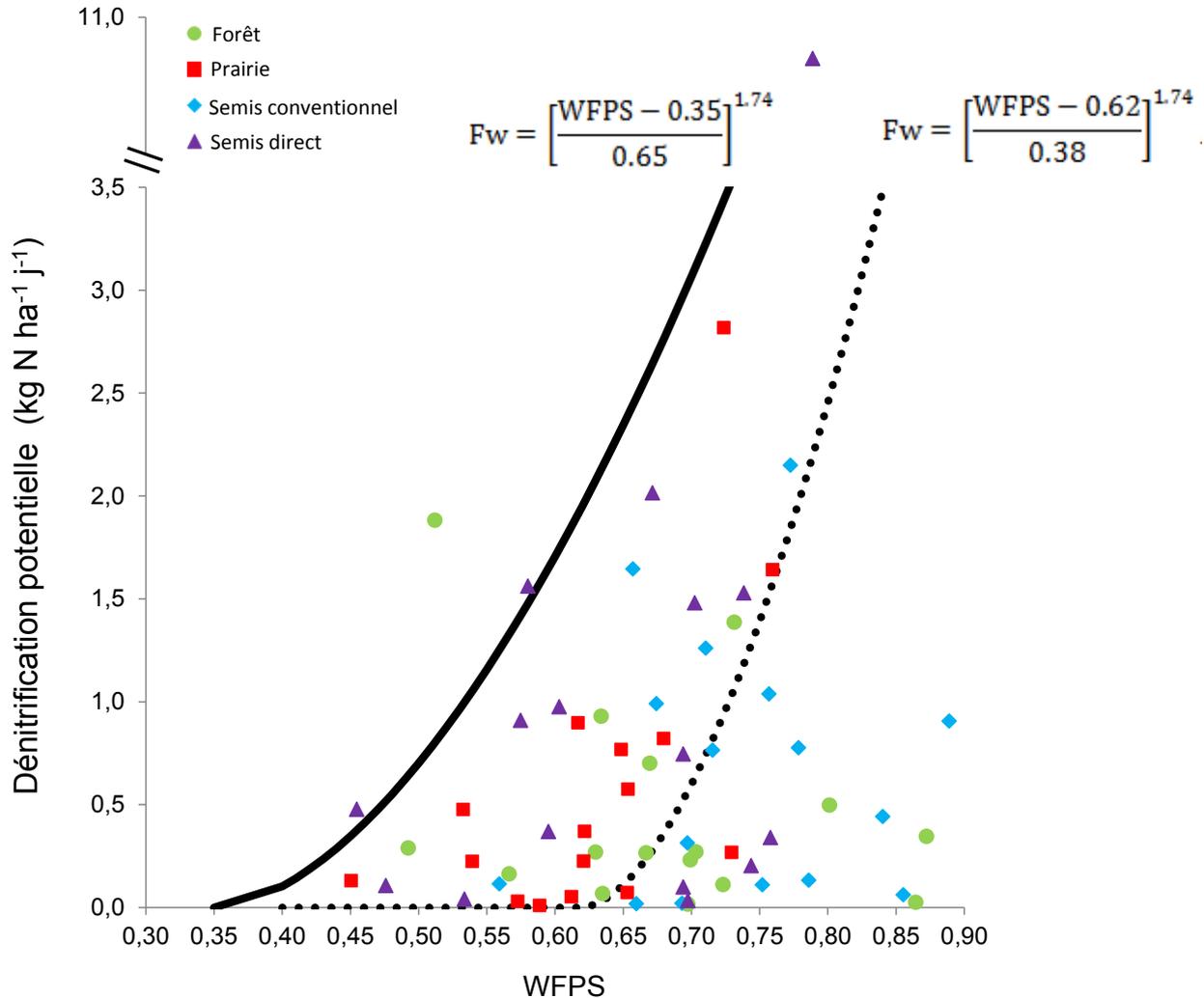


Figure 33. Dénitrification potentielle ($\text{g N ha}^{-1} \text{j}^{-1}$) en fonction du WFPS. Fonction Fw décrite par Grundmann et Rolston (1987) (ligne pointillée) et fonction Fw modifiée (trait plein).

Tableau 15. Dénitrification potentielle (moyenne \pm erreur standard) en $\text{g N ha}^{-1} \text{j}^{-1}$, déterminée pour chaque usage des terres à Combi.

Usage des terres	Dénitrification potentielle / $\text{g N ha}^{-1} \text{j}^{-1}$
Forêt	466 ± 131
Prairie	586 ± 184
Semis Conventionnel	671 ± 160
Semis direct	1327 ± 623

A.3.5 Simulations ponctuelles de flux de N₂O

Pour chaque date de mesures *in situ* des flux de N₂O, nous avons simulé les flux de N₂O avec le modèle NOE, à l'aide des paramètres biologiques déterminés ci-dessus et les variables édaphiques précédemment mesurées.

En utilisant la fonction F_w d'origine (définie par Grundmann & Rolston (1987)), le modèle NOE ne simule pas les émissions de N₂O dues à la dénitrification lorsque les WFPS sont inférieurs à 0,62, entraînant une sous-estimation des simulations par rapport aux mesures *in situ*. Le coefficient de corrélation de Pearson n'est pas significatif pour l'ensemble du jeu de données (**Tableau 16**).

En utilisant la fonction F_w modifiée, le coefficient de corrélation de Pearson entre les flux mesurés et simulés est statistiquement significatif pour l'ensemble du jeu de données et également pour chaque usage des terres considéré individuellement. Les valeurs obtenues pour le RMSE sont faibles, comprises entre 2 et 43 (**Tableau 16**). Les valeurs les plus faibles de RMSE ont été obtenues pour la forêt et la prairie. Les flux de N₂O mesurés dans ces systèmes étaient faibles tout au long de l'année et les flux simulés sont faibles également, principalement parce que la teneur en nitrate est faible, à l'exception du 05 mai 2010 (date pour laquelle des flux de N₂O élevés et une importante teneur en nitrate du sol ont été mesurés pour la prairie). Pour les parcelles cultivées (SC et SD), les simulations surestiment les flux de N₂O par rapport aux mesures, notamment pendant la fertilisation azotée. En effet, durant cette période, les valeurs élevées de teneurs en nitrates et de WFPS (supérieures ou égales à 0,43) font simuler, par le modèle NOE, des émissions de N₂O élevées (**Figure 34**).

Tableau 16. Coefficients de corrélation de Pearson (r) avec les valeurs de probabilité associées (P) et erreurs quadratiques moyennes (RMSE) entre les flux de N₂O mesurés et simulés par le modèle NOE avec la fonction F_w originale (Grundmann & Rolston, 1987) et avec la fonction F_w modifiée. NS = non significatif.

Usage des terres	Fonction F_w originale			Fonction F_w modifiée		
	r	P	RMSE	r	P	RMSE
Forêt	0,51	<0,01	3	0,66	<0,001	2
Prairie	0,23	NS	9	0,96	<0,001	6
Semis Conventionnel	0,54	<0,05	6	0,70	<0,01	33
Semis Direct	0,08	NS	13	0,73	<0,001	43
Ensemble des données	0,21	NS	8	0,71	<0,001	26

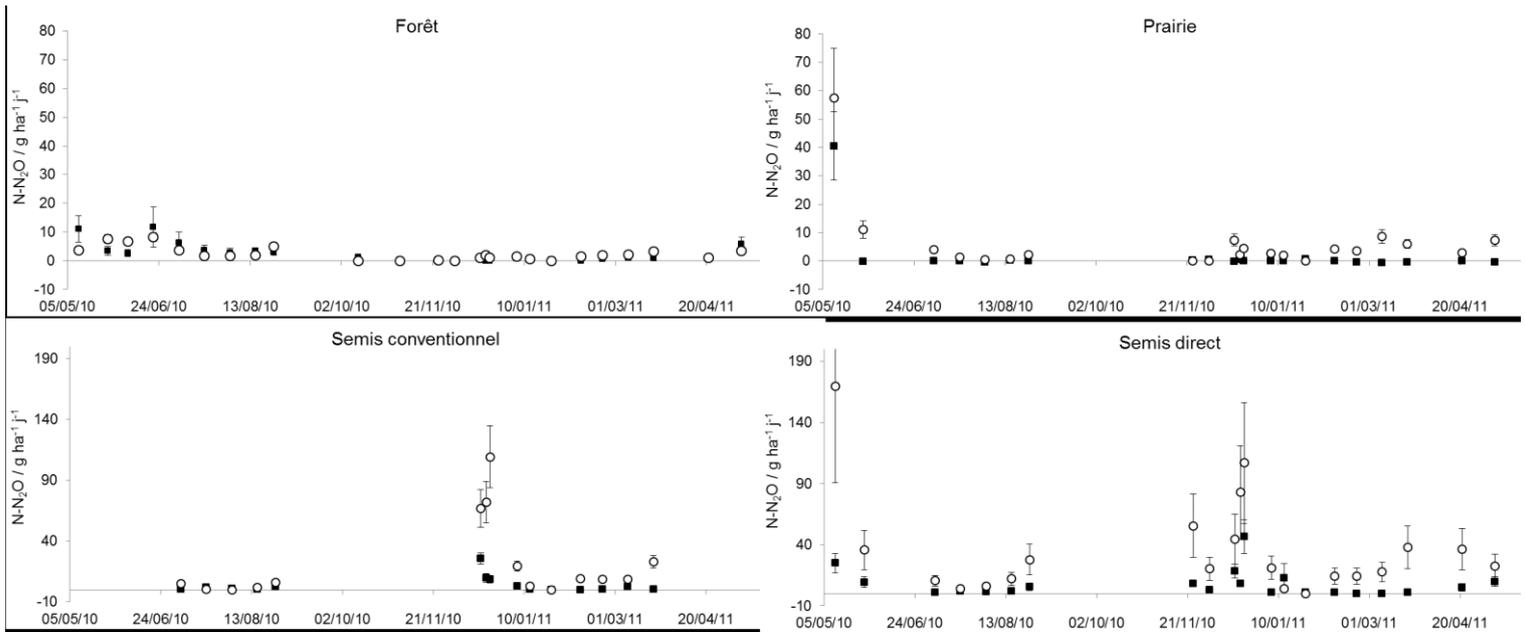


Figure 34. Émissions de N₂O mesurées (carrés noirs) et simulées (cercles blancs) avec la fonction F_W modifiée, pour chaque usage des terres. Les barres d'erreur des mesures correspondent à l'erreur standard ($n = 8$); les barres d'erreur des simulations sont les incertitudes liées à l'humidité massique pour la forêt et celles liées à la dénitrification potentielle pour la prairie, le semis conventionnel et le semis direct.

Remarque : pour une meilleure lisibilité l'échelle des ordonnées n'est pas la même pour la forêt et la prairie que pour les parcelles agricoles.

A.4 Discussion

A.4.1 Production de N₂O en conditions aérobies

En dépit de conditions a priori défavorables pour le processus de dénitrification (faibles humidités massiques et tamisage à 1 mm pour éviter la formation de sites anaérobies), nous n'avons pas pu obtenir, *in vitro*, des situations dans lesquelles la nitrification était le seul processus impliqué dans la production de N₂O. Ceci pourrait s'expliquer par la présence de dénitrification aérobie dans les sols de Combi. Même si ce n'est généralement pas le cas dans les sols, ce phénomène a été observé par Garrido *et al.* (2002) en milieu tempéré.

La dénitrification aérobie peut se réaliser par voie chimique ou par voie biologique. Nelson & Bremner (1970) ont observé une formation chimique de N₂O (décomposition non enzymatique des nitrites) en présence d'oxygène dans des sols acides. La dénitrification aérobie biologique est un processus répandu chez les bactéries et réalisé par plusieurs genres (Lloyd, 1993; Patureau *et al.*, 2000; Chen & Strous, 2013). Ce processus peut être effectué par des bactéries dénitrifiantes capables de co-respirer, c'est-à-dire capables d'utiliser simultanément les nitrates et l'oxygène pour respirer ; notamment des bactéries appartenant aux genres *Pseudomonas*, *Aeromonas*, *Moraxella*, *Arthrobacter* et *Microvirgula* (par exemple Carter *et al.*, 1995; Patureau *et al.*, 1998; Takaya *et al.*, 2003). Une souche de bactéries hétérotrophes dénitrifiantes aérobies (*Pseudomonas* sp. yy7), utilisant simultanément les nitrites (comme seule source d'azote) et l'oxygène, a été isolée (Wan *et al.*, 2011). Enfin, la dénitrification aérobie biologique peut être réalisée par des bactéries nitrifiantes autotrophes (par exemple Schmidt & Bock, 1997; Zart & Bock, 1998) et par des bactéries nitrifiantes hétérotrophes capables de réaliser simultanément la nitrification et la dénitrification (en conditions aérobies) (Chen & Ni, 2011).

Des expérimentations supplémentaires seraient nécessaires pour identifier les processus impliqués dans la production de N₂O en conditions aérobies dans les sols sableux et acides de Combi. Ceci permettrait d'isoler les émissions de N₂O dues à la nitrification et de déterminer ainsi les paramètres a, b et z du modèle NOE pour les sols de Combi.

A.4.2 Capacité des sols à réduire le N₂O en N₂

Quel que soit l'usage des terres à Combi, les sols étudiés se sont révélés incapables de réduire le N₂O en N₂ comme cela a déjà été observé pour d'autres sols acides (Hénault *et al.*, 2001; Hergoualc'h *et al.*, 2009).

La N₂O réductase est sensible à l'oxygène (augmentation de son activité avec la diminution de la pression partielle en oxygène) (Knowles, 1982), mais cette sensibilité est variable en fonction des différents taxons de dénitrifiants (Cavigelli & Robertson, 2001). La capacité des sols à réduire le N₂O en N₂ dépend également de la teneur en NO₃⁻ et du pH du sol. De faibles teneurs en nitrates ralentiraient la réduction du N₂O en N₂ tandis que des fortes teneurs en nitrates inhiberaient ce processus, et ce d'autant plus que le pH du sol est acide (Blackmer & Bremner, 1978). Une augmentation du ratio N₂:N₂O en fonction de l'augmentation du pH vers la neutralité a été observé dans plusieurs expériences (par exemple Simek *et al.*, 2002; Wolf & Brumme, 2003). L'étude de Dannenmann *et al.* (2008) suggère que le pH est le principal régulateur de l'activité de l'enzyme N₂O réductase dans des sols tempérés. Ces auteurs ont aussi observé une augmentation exponentielle du ratio N₂:N₂O à partir de valeurs de pH supérieures à 6,9.

A Combi, les sols (0-20 cm de profondeur) sont caractérisés par un pH acide (pH_{eau} = 5 au moment de cette expérimentation) qui pourrait contribuer à une inhibition du fonctionnement de la N₂O réductase dans ces sols. L'autre alternative serait l'absence du gène *nosZ*, mais cette hypothèse n'a pas été testée dans cette étude.

A.4.3 Dénitrification potentielle et WFPS

Les WFPS mesurés pour chacun des cylindres de sol non remanié étaient compris entre 40 et 90 %, très en deçà des objectifs expérimentaux et ce, du fait des propriétés hydriques du sol de Combi : un sol à drainage rapide.

Les flux de N₂O que nous avons mesurés étaient compris entre 0 et 11 kg d'azote dénitrifié par hectare et par jour, avec une valeur médiane à 0,4 kg N ha⁻¹ j⁻¹. De telles faibles valeurs, en comparaison à celles mesurées dans des conditions tempérées (Hénault *et al.*, 2005), ont également été observées pour d'autres sols tropicaux à Madagascar (Chapuis-Lardy *et al.*, 2009), au Costa Rica (Hergoualc'h *et al.*, 2009) et au Brésil (Metay *et al.*, 2011).

Les taux de dénitrification potentielle n'étaient pas statistiquement différents entre les usages des terres. Il semblerait que la dénitrification potentielle n'a pas été stimulée, dans les parcelles déforestées, par les importants apports de matière organique dus à la méthode 'chop-and-mulch'.

Les résultats de cette expérience ont montré des émissions de N₂O à des WFPS bas, inférieurs à 0,62, suggérant que des émissions de N₂O par les sols de Combi pourraient exister dans des conditions de sol relativement bien aéré. Ceci n'est pas très fréquent mais néanmoins, Parton *et al.* (1996) avaient envisagé cette possibilité en proposant d'utiliser différentes fonctions de

réponse de la dénitrification au WFPS, en fonction de la texture du sol. En particulier, ces auteurs ont décrit une fonction pour laquelle la dénitrification commence à un WFPS de 0,40 pour des sols à texture grossière, ce qui est le cas des sols de Combi.

La présence d'émissions de N₂O à des faibles WFPS nous a emmené à nous poser deux types de question : le premier, relatif aux mécanismes conduisant à l'observation d'émissions à de faibles WFPS, et, le second, relatif à la façon de réaliser les simulations de flux de N₂O pour le sol de Combi.

Concernant les mécanismes, les hypothèses que nous pouvons proposer concernent :

- une structure particulière de la communauté microbienne des sols de Combi en conditions aérobies (par exemple : présence d'organismes capables de dénitrifier en conditions aérobies, interactions spécifiques avec l'acétylène ...)
- une mauvaise prise en compte des mécanismes de transport des gaz à l'interface sol/atmosphère, exacerbée dans le sol de cette étude du fait de ses propriétés hydriques avec un drainage très rapide, générant des passages très rapides entre l'anaérobiose et l'aérobiose. Notre hypothèse est qu'il peut exister un découplage entre la phase de production des gaz et la phase de transport vers l'atmosphère. Ainsi, dans ces sols à drainage très rapide, les gaz produit en anaérobiose par dénitrification n'ont pas le temps d'être tous transportés vers l'atmosphère durant la phase d'anaérobiose. Le transfert de gaz se prolonge pendant le drainage. Des émissions de N₂O issues de la dénitrification peuvent avoir lieu pendant le drainage, à des WFPS bas. Les émissions alors mesurées sont la résultante d'une production antérieure, en condition d'anaérobiose, et non pas d'une production en aérobiose au moment des transports vers l'atmosphère (**Figure 35**).

Le mécanisme, découplant la phase de production de N₂O de la phase de transport du gaz vers l'atmosphère pourrait induire que pour une même valeur de WFPS, l'intensité des émissions de N₂O serait différente en fonction de la dynamique hydrique du sol : phase de dessiccation ou phase d'humectation. Ainsi, à faible WFPS, le sol est en conditions anaérobies, il n'y a pas de production de N₂O par dénitrification. Si le sol est en phase d'humectation, il n'y a pas de N₂O produit avant de rentrer en phase d'humectation, il n'y a donc pas de transport de N₂O vers l'atmosphère. En revanche, si le sol est en dessiccation, il pourrait y avoir le transport du N₂O produit précédemment par dénitrification, au cours de conditions d'anaérobiose (**Figure 35**).

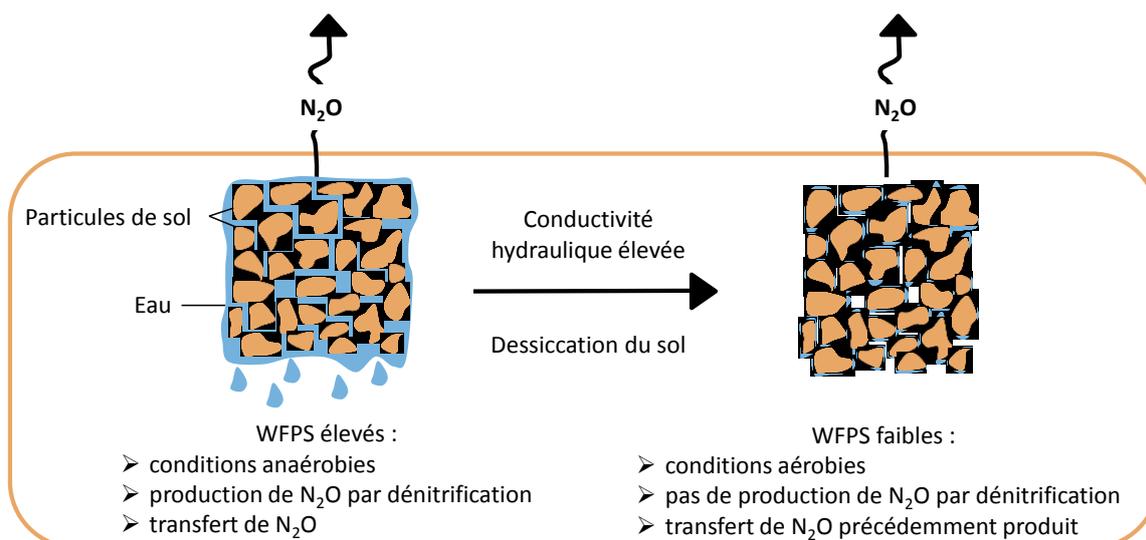


Figure 35. Hypothèse pouvant expliquer la présence d'émissions de N₂O dues à la dénitrification en conditions de faibles WFPS dans les sols de Combi.

Le second type de question a concerné la réalisation des simulations des émissions de N₂O et l'adaptation de NOE aux conditions locales. Cette adaptation s'est faite en modifiant la fonction F_w de façon à permettre la simulation de flux à des WFPS < 0,62, comme cela a été observé au laboratoire et *in situ*. Précédemment, pour la paramétrisation du modèle NOE pour des oxisols argileux au Brésil, Metay *et al.* (2011) ont également été amenés à modifier le seuil du WFPS permettant la dénitrification (ce seuil a été élevé à 0,70 dans leur étude).

Dans notre étude, compte tenu de la dispersion et du nombre relativement faible des données de dénitrification potentielle en fonction du WFPS, l'ajustement d'une courbe nous est apparu délicat. Comme l'ont proposé précédemment Elliott & de Jong (1993), nous avons retenu la définition d'une courbe enveloppe, qui définit l'intensité maximale de la dénitrification en fonction du WFPS. En décalant la valeur seuil du WFPS de 0,62 à 0,35 dans la fonction de Grundmann & Rolston (1987), la nouvelle fonction nous permet d'intégrer plus de 93% de nos données. Ainsi, en accord avec les résultats obtenus pour les sols de Combi, nous avons abaissé le seuil du WFPS permettant la dénitrification à 0,35 dans la fonction F_w .

A.4.4 Simulations des flux de N₂O à Combi

Les simulations ponctuelles de flux de N₂O ont été statistiquement validées pour chaque usage des terres, avec des coefficients de Pearson (r) élevés, compris entre 0,66 et 0,96. Pour des simulations réalisées à l'aide du modèle NOE par des sols du Costa Rica, Hergoualc'h *et al.* (2009) ont obtenu des valeurs de ce coefficient compris entre 0,45 et 0,67 et des valeurs de RMSE inférieures à 0,4 g N ha⁻¹ h⁻¹. Dans notre étude, nous avons également obtenus des

RMSE faibles pour les simulations réalisées pour la forêt (0,1 g N ha⁻¹ h⁻¹) et pour la prairie (0,3 g N ha⁻¹ h⁻¹). Pour les simulations des flux de N₂O dans les parcelles cultivées, nous avons obtenus des RMSE plus élevés (respectivement 1,4 et 1,8 g N ha⁻¹ h⁻¹ pour le semis conventionnel et pour le semis direct), dus à des surestimations des simulations et/ou à la non “capture” *in situ* de flux plus élevés en période de décomposition de résidus de cultures et de fertilisations azotées. Metay *et al.* (2011) ont réalisé des simulations avec NOE pour des sols agricoles au Brésil et ont également observé des pics d'émissions de N₂O (dus à la dénitrification) après fertilisation, alors que les émissions mesurées *in situ* n'étaient pas plus élevées à ces périodes.

A.5 Conclusion

Les expériences réalisées en laboratoire ont mis en évidence plusieurs caractéristiques de la production de N₂O par les sols de Combi :

- une production de N₂O en conditions aérobies par un (ou plusieurs) processus autre que la nitrification (ce qui ne nous a pas permis d'isoler les émissions de N₂O dues uniquement à la nitrification),
- l'incapacité de ces sols à réduire le N₂O en N₂, quel que soit l'usage des terres,
- des taux de dénitrification potentielle faibles, sans différence significative entre usage des terres,
- la réalisation de la dénitrification à des WFPS compris entre 0,45 et 0,89 ; ce qui nous a conduit à abaisser le seuil du WFPS permettant la dénitrification à 0,35 dans la fonction F_w du modèle NOE.

Les paramètres biologiques obtenus pour les sols de Combi (D_p, r_{max}) et ceux obtenus par Hergoualc'h *et al.* (2009) pour la nitrification, ainsi que l'adaptation de la fonction F_w nous ont permis de réaliser les premières simulations de flux de N₂O par les sols guyanais. Ces simulations ponctuelles ont été confrontées aux mesures *in situ* (préalablement réalisées) et apparaissent pertinentes.

Les résultats obtenus dans ce chapitre montrent un potentiel du modèle NOE, adopté aux conditions guyanaises, pour simuler les émissions de N₂O. Par ailleurs, l'acquisition en continu des teneurs en humidité volumique, pour chaque parcelle du site expérimental, constitue un atout majeur pour la réalisation de simulations en continu des flux de N₂O.

B Simulations of N₂O fluxes for soils under different land use regimes after tropical forest conversion with the chop-and-mulch method in French Guiana using the NOE process-oriented model

B.1 Résumé

En Guyane, les flux de protoxyde d'azote (N₂O) ont été simulés à l'aide du modèle "orienté-process" NOE (Nitrous Oxide Emission), précédemment paramétré aux conditions guyanaises. En particulier, le seuil du Water Filled Pore Space (WFPS) permettant la dénitrification a été abaissé à 35%. Quatre usages des terres ont été comparés : (1) la forêt tropicale et des parcelles de forêt récemment converties, à l'aide de la méthode 'chop-and mulch' en (2) prairie ou en cultures fertilisées conduites (3) en semis conventionnel (SC) ou (4) en semis direct (SD). L'humidité et la température du sol ont été mesurées en continu avec des sondes. Dans cette étude, nous avons introduit dans le modèle NOE une réponse hystérétique de la dénitrification, en utilisant deux fonctions différentes pour la réponse de la dénitrification au WFPS, selon l'humidification ou la dessiccation du sol.

Les émissions cumulées de N₂O pour un cycle de culture (126 jours) ont été évaluées à 122, 238, 2613 et 2130 g N ha⁻¹ respectivement pour la forêt, la prairie, le SC et le SD. Les simulations de flux de N₂O pour la forêt et la prairie ne sont pas significativement différentes entre elles, mais significativement inférieures à celles des terres cultivées. Aucune différence significative entre le SC et le DS n'a été observée.

Une analyse de sensibilité a montré que les simulations des flux de N₂O étaient plus sensibles à la densité apparente, à la teneur en eau volumique ainsi qu'à la température du sol. Ces résultats indiquent que la densité apparente doit être déterminée avec une grande précision et le plus souvent possible. En outre, des recherches sur la réponse hystérétique de la dénitrification dans les sols sableux de Guyane contribueraient à l'obtention de simulations plus précises des émissions de N₂O.

Mots clé : changement d'usage des terres, Guyane française, réponse hystérétique de la dénitrification, modèle NOE, simulations de N₂O, sols tropicaux.

B.2 Abstract

In French Guiana, nitrous oxide (N₂O) fluxes were simulated using the process-based model NOE (Nitrous Oxide Emission) previously parameterized to French Guianese conditions. More precisely, the Water Filled Pore Space (WFPS) threshold enabling denitrification was lowered to 35%. We compared four land uses: (1) the undisturbed tropical forest, (2) newly-converted grassland, and fertilized crop rotation with either (3) conventional (CS) or (4) direct seeding (DS). Probes were used to continuously measure soil moisture and temperature. In this study, we took the denitrification hysteretic response into account using two different denitrification responses to WFPS depending on the humidification or desiccation of the soil. Cumulative N₂O emissions for a crop cycle (126 days) were assessed to 122, 238, 2613 and 2130 g N ha⁻¹ for forest, grassland, and CS and DS systems, respectively. Simulations of N₂O fluxes for the forest and grassland were not significantly different but were significantly lower than those for croplands. No significant difference between CS and DS was observed.

A sensitivity analysis showed that N₂O simulations were most sensitive to bulk density, volumetric water content and soil temperature. These results indicate that bulk density must be determined with great accuracy. Furthermore, more research on the denitrification hysteretic response of soils in French Guiana would contribute to more accurate simulations of N₂O emissions.

Keywords: chop-and-mulch method, denitrification hysteretic response, French Guiana, land use change, N₂O simulations, NOE model, tropical soils.

B.3 Introduction

Nitrous oxide (N₂O) is a potent greenhouse gas (GHG) with a global warming potential of 100 years, nearly 300 times that of carbon dioxide (CO₂) on a molar basis. Its atmospheric concentration (in 2005) was 319 ± 12 ppb, corresponding to an increase of 18% compared to the preindustrial concentration (270 ± 7 ppb) and N₂O is involved in 7% of the current radiative forcing (Forster *et al.*, 2007). In addition, N₂O acts as a precursor to the destruction of the mid-stratospheric ozone (Prather, 1998).

To address concerns regarding GHGs, signatory countries of the United Nations Framework Convention on Climate Change are required to estimate their annual sources and sinks. Del Grosso *et al.* (2006) proposed to estimate N₂O emissions from cropped soils by combining the emission factor methodology from the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) and the DAYCENT ecosystem model. Some process-based models could also be useful in assessing and/or improving estimates of N₂O emissions. For example, the DeNitrification-DeComposition (DNDC) (Li *et al.*, 1992b; a) and DAYCENT (Parton *et al.*, 1996) models have been used in many countries, with site-specific modifications, to simulate N₂O emissions for agricultural areas at field and regional scales (Beheydt *et al.*, 2007; Jarecki *et al.*, 2008; Desjardins *et al.*, 2010; Lugato *et al.*, 2010; Wang *et al.*, 2012). These models generally described the functioning of nitrification and denitrification processes in soils through the knowledge of soil bio-physical properties and dynamics of soil water contents, temperature, mineral nitrogen contents. These models are known to be very sensitive to the parameters that describe the effect of water content on processes (Heinen, 2006; Hergoualc'h *et al.*, 2009; Metay *et al.*, 2011), so these parameters must be determined (i.e. measured or simulated) with great accuracy.

Moreover, for a soil capillary pressure, the volumetric water content is not unique. The water content in the drying curve is usually higher than this in the wetting curve. This phenomenon is referred to as hysteresis (Vachaud & Thony, 1971). Several studies examined the relative importance of hysteresis on solute transport (e.g. Vereecken *et al.*, 1995; Naasz *et al.*, 2005; Elmaloglou & Diamantopoulos, 2008). Drying and wetting cycles also have an influence on soil biology, such as the decomposition of organic matter or the mineralization and availability of carbon and nitrogen (e.g. Birch, 1958; Schreven, 1967; Sørensen, 1974; Mikha *et al.*, 2005). Different authors found that, compared to constantly moist soils, rehumidifying dry soils results in higher rates of denitrification and higher N₂O emissions (e.g. McKenzie & Kurtz, 1976; Patten *et al.*, 1980; Rudaz *et al.*, 1991; Ruser *et al.*, 2006; Bergstermann *et al.*,

2011). On a similar note, Groffman & Tiedje (1988) found that the denitrification response to soil water was hysteretic, with a rapid denitrification response to the rewetting of dried-out soils. In contrast, Muhr *et al.* (2008) found that drying and subsequent rewetting did not result in the release of higher N₂O fluxes and showed that the length of the drought period is more important for N₂O emissions than the intensity of the rewetting. In a long-term throughfall exclusion experiment, Davidson *et al.* (2008a) demonstrated that throughfall exclusion lowered annual N₂O emissions by about 33 % in an Amazonian forest soil. These authors proposed that the dominant effect of the drought on trace gas emissions was mediated by its short-term effects on soil aeration rather than longer-term effects on carbon and nitrogen substrate supply. In laboratory experiments Rabot *et al.* (2012) highlighted peaks of N₂O emissions within 1 hour after soils started to dry.

All these studies show that N₂O fluxes and denitrification are closely linked to soil water dynamics. Groffman & Tiedje (1988) have proposed that denitrification models driven by soil moisture could need to consider the hysteretic response in order to best predict N₂O emissions in the field. Nevertheless, currently most models for N₂O simulations do not take into account any hysteretic response. In his review, Heinen (2006) described more than fifty simplified denitrification models, but only in a few cases (Bradbury *et al.*, 1993; van Dam & van Breemen, 1995; Morell *et al.*, 1996) was the water reduction function based on pressure head (or total head) that then took the hysteresis phenomenon into consideration.

Amongst the process-oriented models of soil N₂O emission, the NOE model was developed in temperate conditions but has been successfully used with data obtained under tropical conditions (Hénault *et al.*, 2005; Hergoualc'h *et al.*, 2009; Metay *et al.*, 2011). This model requires site-specific microbiological parameters obtained from laboratory experiments. It also offers the possibility of adaptations of the environment functions to specific conditions (Metay *et al.*, 2011). We previously parameterized the NOE model to the French Guianese conditions. In particular, the WFPS threshold enabling denitrification to occur was lowered to 0.35 compared to the basic value of 0.62. We obtained discrete N₂O simulations relevant to measurements.

This paper aims to present continuous simulations of N₂O emissions obtained from a database collected in an experimental site located in French Guiana including four land-use treatments. These simulations were obtained with the NOE model used both (1) without considering any hysteretic phenomenon and (2) with the introduction on a hysteresis on the effect of soil water content on the denitrification process.

B.4 Materials and methods

B.4.1 Site description

The study was conducted at the Combi experimental station, 12 km south of Sinnamary, French Guiana (5°17'N, 52°55'W; 30 m above sea level). The mean annual precipitation and air temperature recorded over the 1970-2009 period were 2771.2 mm and 27.3°C, respectively (MétéoFrance). The soil is classified as Hyperferralic Ferralsol of the World Reference Base (FAO, 2006) over the entire study site which has a slope lower than 10%. Our study concerned the first 20 cm of this soil characterized by a sandy clay texture (22-30% clay, 66-75% sand). This upper layer also exhibited good vertical drainage with a mean permeability of 33.9 ± 6.5 cm hour⁻¹ at the surface (Lacas, 2009, unpublished data), measured with a double-ring infiltrometer (Muntz method). This suggests that this soil has a low water retention capacity (Brossard, 2006).

Tropical forest (two hectares) was cleared in September and October 2008 with the innovative chop-and-mulch method. Briefly, the underbrush and small trees were crushed on site, and larger trees were felled and put into windrows using mechanical diggers. Forest residues were incorporated into the soil (20 cm depth) and amounted to 24.1 ± 14.2 ton dry matter ha⁻¹. In January 2009, a mixture of cover crops (including grasses and legumes) was sown and fertilized to ensure a quick soil cover. In October 2009, the cover crop residues were crushed and incorporated into the soil (10 cm depth), contributing to a total of 10.7 ± 3.4 ton dry matter ha⁻¹. The first maize crop developed from December 2009 to April 2010 and the first soybean crop from May to September 2010.

Successive calco-magnesium amendments were spread over the deforested area in November 2008, 2009 and 2010 and resulted in an increase in soil pH_{water} for the first 10 cm from 4.3 (September 2008) to 5.3 (April 2011).

B.4.2 Land uses studied

We studied four land uses: forest (tropical rainforest), grassland (mowed *Urochloa ruziziensis* c.v. ruzi), and soybean (*Glycine max* L.) / fertilized maize (*Zea mays* L.) crop rotation either with conventional seeding (CS) (using an offset disc harrow to 15-20 cm depth, without cover plants) or direct seeding (DS) (no till, with *Urochloa ruziziensis* c.v. ruzi as the cover plant). For each land use, four 200 m² plots were delimited.

This study concerned the second maize crop which developed from 01 December 2010 (seeding) to 06 April 2011 (harvest). The soils in the CS plots were tilled once on 19

November 2010 and again on 06 and 18 April 2011. In December 2010, fertiliser was applied three times for the CS and DS maize plots as follows:

- the 1st with 42 kg ha⁻¹ each of N, P₂O₅, K₂O;
- the 14th with 27, 69, 90 kg ha⁻¹ of N, P₂O₅, K₂O, respectively; and
- the 20th with 100 kg ha⁻¹ of N (urea).

During the same period, the aerial biomass was cut and left on the ground on 18 January 2011 but was cut and removed on 06 April 2011 from the grassland plots.

B.4.3 *In situ* N₂O fluxes

Gas fluxes on the soil surface were obtained through the chambers technique with eight replicates per treatment. We measured N₂O fluxes approximately each fortnight and more frequently during the nitrogen fertilization of the maize plots. The chambers were closed during 45 minutes and four successive gas samples were taken with double needles and 10 ml vacuum glass vials 0, 15, 30 and 45 minutes after closing. The N₂O concentrations in the samples were analyzed using a gas chromatograph equipped with an Electron Capture Detector (Varian 3800, 2.5 m Porapak Q column, argon:methane 90:10 as carrier gas). Gas fluxes were calculated with a linear regression between concentration and time.

B.4.4 Inputs of the NOE model

For each plot, soil temperature was measured for the first 10 cm (108 temperature probe, Campbell[®] Scientific) and volumetric moisture was determined for the first 20 cm of soil with Time-Domain Reflectometer (TDR) probes (model CS616, Campbell[®] Scientific). Rainfall was recorded using a tipping-bucket rain gauge 0.5 mm/tip (model 3029, Précis mécanique).

Temperature, volumetric moisture and rainfall data were registered continuously using a CR1000 data logger (Campbell[®] Scientific) with a 30-minute time scale.

At every GHG sampling date, a composite sample of soil (three subsamples) from 0-15 cm depth was collected from each plot to determine the gravimetric water content (GWC). These data were used to calibrate data collected with the TDR probes.

Mineral nitrogen contents was determined also at each GHG sampling date, after extraction in a molar KCl solution at a ratio soil:solution of 1:5 using the Griess-Ilosvay method and the Koroleff method with indophenol blue (Kérouel & Aminot, 2007) for nitrate and ammonium determination, respectively. The colorimetric determination was carried out in a continuous-flow Technicon II analyser. To simulate N₂O emissions continuously, linear interpolations between mineral nitrogen content measurements were made.

Bulk density was measured using the soil cores method (8x5 cm cylinders) and assessed from the ratio of the dry soil mass (105°C) in the soil core to its volume. For the forest plots, bulk density was determined in September 2008. For deforested plots, bulk density was determined after every crop cycle and was considered as representative of the bulk density during the period preceding the measurements.

The Water Filled Pore Space (WFPS) was calculated according to the formula proposed by Linn & Doran (1984).

B.4.5 Simulations of N₂O fluxes using the NOE model adapted to Combi conditions

We used the process-based model NOE (Hénault *et al.*, 2005) to simulate soil N₂O fluxes for each land use. The denitrification response factor to WFPS is a function (F_W) previously described by Grundmann & Rolston (1987) as:

$$F_W = 0 \text{ when WFPS} < 0.62$$

$$F_W = \left[\frac{\text{WFPS} - 0.62}{0.38} \right]^{1.74} \text{ when WFPS} \geq 0.62$$

The NOE model was parameterized to Combi conditions. Laboratory experiments on the Combi soils demonstrated that denitrification occurs at a WFPS lower than 0.62. We used these observations to adapt the NOE model to this situation and changed the WFPS threshold enabling denitrification to 0.35 and so:

$$F_W = 0 \text{ when WFPS} < 0.35$$

$$F_W = \left[\frac{\text{WFPS} - 0.35}{0.65} \right]^{1.74} \text{ when WFPS} \geq 0.35$$

Firstly, we used these two functions in order to continuously simulate N₂O fluxes for each land use.

Secondly, we propose to take into account the denitrification hysteretic response, using two denitrification responses to WFPS depending on the wetting ($\text{WFPS}_{t+1} > \text{WFPS}_t$) or drying ($\text{WFPS}_{t+1} < \text{WFPS}_t$) of the soil. As denitrification potential experiments were made in drying conditions, we used the threshold enabling denitrification at WFPS equal to 0.35 in drying phases with the following function:

$$F_W = \left[\frac{\text{WFPS} - 0.35}{0.65} \right]^{1.74} \text{ when } \text{WFPS}_{t+1} < \text{WFPS}_t$$

In wetting conditions, we used the function previously described by Grundmann & Rolston (1987):

$$F_W = \left[\frac{WFPS - 0.62}{0.38} \right]^{1.74} \text{ when } WFPS_{t+1} > WFPS_t$$

Simulations were performed at 3 temporal resolutions, based on soil water contents and temperature inputs. These temporal resolutions were 0.5, 12 and 24 hours and were obtained by averaging recorded data on these time steps.

The sensitivity of the simulations to soil inputs (VWC, temperature, mineral nitrogen content, soil bulk density and potential denitrification) was tested by introducing an increase of 5 % of each of them in simulations.

B.4.6 Data analysis

The statistical analysis was conducted using the software R version 2.15.0 with a probability level of 5%. To test the land use effect on simulated soil N₂O fluxes an ANOVA and a Tukey post-hoc test were conducted.

According to Smith *et al.* (1996), simulations were compared with field measurements using (1) graphics to capture dynamic trends, (2) Pearson's correlation coefficient (*r*) to assess the degree of the linear association between simulated and measured values, and (3) the root mean square error (RMSE) between observed and simulated values to assess the precision of the simulated values. To evaluate the performances of the different forms of the model, we firstly analyzed results obtained on the total database and secondly those obtained per treatment.

B.5 Results

B.5.1 Recording climate and soil variables

Monthly rainfall for December 2010, February and March 2011 was 343, 475.5 and 409 mm, respectively. Rainfall levels were relatively low in January and April 2011 with 134.5 and 133.9 mm, respectively. As a result, there were decreases in volumetric water content (VWC) during these 2 months for each land use (**Figure 36**). Over the period studied, the mean VWC was significantly higher in CS plots (mean VWC = 26.8) compared to the three other land uses and significantly higher in DS plots (mean VWC = 25.2) compared to the forest (mean VWC = 23.5) and grassland (mean VWV = 24.0). No significant difference was observed between the forest and grassland.

Soil temperature remained relatively constant from December to May for the forest with a mean temperature equal to 25.1°C (**Figure 37**). Mean soil temperatures were 27.9°C, 27.2°C and 27.4°C for grassland and the CS and DS systems, respectively (**Figure 37**). Mean soil temperatures for deforested plots were significantly higher than for forest plots. Land use change led to an increase of 11% in soil temperature for grassland, 8% for CS systems and 9% for DS systems.

The mean bulk density was 1.19 for forest plots. Bulk density appeared significantly higher in deforested plots compared to forest plots. Land use change led to an increase of 12% in bulk density for grassland plots and between 16 and 22% for croplands (**Tableau 17**).

Tableau 17. Mean \pm standard error (SE) for bulk density (0-15 cm depth) in g.cm⁻³ for each land use: forest (F), grassland (G), conventional seeding (CS) and direct seeding (DS). Means followed by the same letter in the same column are not significantly different (ANOVA, $p < 0.05$).

	October 2008	April 2011	November 2011
	Mean \pm SE / g cm ⁻³	Mean \pm SE / g cm ⁻³	Mean \pm SE / g cm ⁻³
F	1.19 \pm 0.03	1.19 ^a \pm 0.03	1.19 ^a \pm 0.03
G		1.33 ^b \pm 0.02	1.33 ^b \pm 0.03
CS		1.43 ^c \pm 0.02	1.38 ^{b,c} \pm 0.02
DS		1.42 ^c \pm 0.02	1.45 ^c \pm 0.03

Soil mineral nitrogen contents were low overall, except during nitrogen fertilizations for agricultural plots. For the forest, mean nitrate content was 1.12 mg N kg⁻¹ soil and mean ammonium content was 2.79 mg N kg⁻¹ soil. For grassland, the means for nitrate and ammonium contents were 1.98 and 3.04 mg N kg⁻¹ soil, respectively. Higher nitrate contents (up to 30.13 and 27.07 mg N kg⁻¹ soil, respectively) were measured in December for the CS and DS plots and from January to May, the mean nitrate contents were 2.19 and 2.11 mg N kg⁻¹ soil, respectively. The highest ammonium contents were measured on 22 December with 34.32 and 43.87 mg N kg⁻¹ soil for the CS and DS plots, respectively. For the rest of the period, the mean ammonium contents were 3.63 and 3.70 mg N kg⁻¹ soil for the CS and DS plots, respectively.

B.5.2 Simulations of N₂O fluxes

B.5.2.1 Effect of temporal resolution of soil water content measurements

Amongst the 3 temporal resolutions tested, i.e, 0.5, 12 and 24 hours, the best values for the statistical criteria for association (Pearson's coefficient) and coincidence (RMSE) between observed and simulated N₂O fluxes were obtained for a 12-hour temporal resolution (**Tableau 18**). In the following, simulations were performed at this temporal resolution.

Tableau 18. Pearson's correlation coefficients (r) with the associated probability values (P) and root mean square errors (RMSE in g N ha⁻¹ h⁻¹) of the linear regression between measured and predicted N₂O emissions using the NOE model adapted to Combi's soils (F_w: threshold at 0.35), for three temporal resolutions (0.5, 12 and 24 hours) and for each land use: forest (F), grassland (G), conventional seeding (CS) and direct seeding (DS). NS = not significant.

	Time scale = 0.5 hour			Time scale = 12 hours			Time scale = 24 hours		
	r	P	RMSE	r	P	RMSE	r	P	RMSE
F	0.48	NS	0.1	0.60	<0.05	0.1	0.50	NS	0.1
G	-0.82	<0.001	0.2	-0.83	<0.001	0.2	-0.81	<0.001	0.2
CS	0.44	NS	1.8	0.56	<0.05	1.5	0.54	NS	1.5
DS	0.73	<0.01	1.7	0.78	<0.001	1.4	0.79	<0.01	1.5
All data	0.68	<0.001	1.2	0.74	<0.001	1.0	0.74	<0.001	1.1

B.5.2.2 *Effect of the introduction of the hydric hysteresis*

Simulations made with the original function F_W of NOE, i.e. with the WFPS threshold enabling denitrification at 0.62 (Grundmann & Rolston, 1987; Hénault & Germon, 2000), gave very low and poorly variable N₂O fluxes for the four treatments. In these conditions, the Pearson coefficient obtained with the entire database was not significant.

The change of the WFPS threshold value enabling denitrification to 0.35, based on experimental observations allowed obtaining temporal variations of fluxes with the occurrence of large peaks higher than 150 g N ha⁻¹ day⁻¹ in fertilized soils (**Figure 38**). These simulations are able to differentiate between low (forest and grassland) and high (conventional and direct seeding plots) emitter. We obtained satisfactory statistical indicators: the Pearson coefficient became significant and the RMSE reached a value of 1.0 g N ha⁻¹ h⁻¹ (**Tableau 18**). Nevertheless, simulated fluxes appeared large compared to measured ones. Especially, we observed an overestimation of N₂O fluxes in cultivated plots and very long emission periods (over a month) (**Figure 38**).

The introduction of a denitrification hysteretic response to hydric conditions, allowed to obtain a better graphical approach (between measured and simulated fluxes), especially in cultivated plots. Besides, the dynamic of N₂O emissions is same as previously observed with *in situ* continuous measurements (e.g. Laville *et al.*, 1997). We obtained better statistical indicators with all data, the RMSE value decreased to 0.7 g N ha⁻¹ h⁻¹ (**Tableau 19**). The only disadvantage is that the Pearson coefficient was not significant for some land uses. Nevertheless, the data base may not be large enough per land use for calculating statistical indicators. Then, taking into account the benefits, we chose using the simulations with a denitrification hysteretic response in the following results.

Tableau 19. Pearson's correlation coefficients (r) with the associated probability values (P) and root mean square errors (RMSE in g N ha⁻¹ h⁻¹) of the linear regression between measured and predicted N₂O emissions using the NOE model, taking the denitrification hysteretic response into account, for a 12 hour-temporal resolution and for each land use: forest (F), grassland (G), conventional seeding (CS) and direct seeding (DS). NS = not significant.

Time scale = 12 hours			
	r	P	RMSE
F	0.22	NS	0.06
G	-0.66	<0.05	0.12
CS	0.47	NS	1.12
DS	0.91	<0.001	0.88
All data	0.77	<0.001	0.72

B.5.2.3 Description of simulated N₂O fluxes

From 01 December to 09 May, N₂O fluxes simulated from forest soil in Combi ranged from 0 to 3.2 g N ha⁻¹ day⁻¹ and the mean was 1.0 g N ha⁻¹ day⁻¹ (**Figure 39a**). For grassland, simulated N₂O fluxes ranged from 0 to 11.0 g N ha⁻¹ day⁻¹ and the mean was 2.1 g N ha⁻¹ day⁻¹ (**Figure 39b**). For CS systems, simulated N₂O fluxes ranged from 0 to 155.3 g N ha⁻¹ day⁻¹ and the mean was 20.3 g N ha⁻¹ day⁻¹ (**Figure 39c**). Finally, for DS systems, simulated N₂O fluxes ranged from 0 to 123.5 g N ha⁻¹ day⁻¹ and the mean was 20.5 g N ha⁻¹ day⁻¹ (**Figure 39d**).

Overall, simulations with NOE tended to overestimate the N₂O emissions compared to measurements (**Tableau 20**). One of the most important overestimations was observed in CS systems on 22 December 2010 (**Figure 39b**). On this date, nitrate content was high (16.1 mg N kg⁻¹) and the WFPS was equal to 70%, two conditions favorable for denitrification, and so the simulated denitrification was high. However, such a high emission was not captured by field measurements. For CS system, statistical results would be better without data for 22 December: coefficient of Pearson would be significant ($r = 0.78$, $p < 0.01$) and the RMSE equal to 0.5.

Despite a majority of overestimations, some underestimations of simulated fluxes were also observed. Some of these underestimations were due to a weak or lack of N₂O emissions simulated by denitrification because of limiting water content. Nevertheless, due to the pattern of field N₂O measurements (about 1 measure every one or two weeks), it is difficult to evaluate if either simulations overestimate N₂O fluxes or if high fluxes were not detected through the measurements.

Tableau 20. Mean N₂O emissions (in g N ha⁻¹ 12 hours⁻¹) measured (\pm error standard) or simulated with the NOE model for each land use: forest (F), grassland (G), conventional seeding (CS) and direct seeding (DS); n = number of field measurements and discrete simulations from 01 December 2010 to 09 May 2011.

	n	N ₂ O / g N ha ⁻¹ 12 hours ⁻¹	
		Measured	Simulated
F	13	0.43 (\pm 0.13)	0.51
G	13	-0.03 (\pm 0.07)	0.98
CS	13	3.25 (\pm 0.57)	9.83
DS	13	4.18 (\pm 0.88)	9.61

B.5.2.4 Cumulative N₂O emissions for a crop cycle

For the maize cycle, from 01 December 2010 to 06 April 2011 (i.e. a 126-day period), cumulative simulated N₂O emissions were equal to 122, 238, 2613 and 2130 g N ha⁻¹ for forest, grassland, and CS and DS systems, respectively (**Tableau 21**). By comparison, the linear interpolations between field measurements were equal to 68, -8, 511 and 810 g N ha⁻¹ for the forest, grassland, and the CS and DS systems, respectively.

No significant difference was found between N₂O emissions simulated for the forest and grassland, but N₂O fluxes in these two systems were significantly lower than those simulated for croplands (**Tableau 21**). No significant difference was observed between the two agricultural practices.

During the maize crop cycle, we estimated that nitrification represented 28% in total N₂O emissions for grassland and only 3% for cropland plots. For the forest, we found that nitrification was the main process, contributing to 62% of total N₂O emissions (**Tableau 21**).

Tableau 21. Soil N₂O emissions in g N ha⁻¹ simulated with the NOE model (12-hour time scale) for the maize crop cycle from 01 December 2010 to 06 April 2011, i.e. 126 days, for each land use: forest (F), grassland (G), conventional seeding (CS), direct seeding (DS). Means followed by the same letter in the same column are not significantly different (ANOVA, p < 0.05).

	N ₂ O simulated / g N ha ⁻¹ (% N ₂ O _{TOTAL})		
	N ₂ O _{NITRIFICATION}	N ₂ O _{DENITRIFICATION}	N ₂ O _{TOTAL}
F	75 (62%)	46 (38%)	122 ^a
G	66 (28%)	172 (72%)	238 ^a
CS	79 (3%)	2534 (97%)	2613 ^b
DS	64 (3%)	2066 (97%)	2130 ^b

B.5.2.5 Sensitivity of the NOE model

We tested the sensitivity of the NOE model when the measured soil parameters were increased to 5%. For croplands, the parameter which led to the highest increase in N₂O fluxes was bulk density, with an increase of 35% in total N₂O emissions (**Tableau 22**). The increase in bulk density led to an increase of 21% for grassland and only 5% for the forest. For the forest and grassland, the parameter which led to the highest increase in N₂O fluxes was volumetric water content (VWC), with an increase of 25 and 29%, respectively. The increase in VWC also led to a substantial increase in N₂O fluxes for croplands: 27 and 28% for CS and DS plots, respectively. The increase in soil temperature led to an increase of 10 or 11% in total N₂O emissions for each land use. The increase in other parameters (soil mineral nitrogen content and potential denitrification) led to lower increases (i.e. $\leq 5\%$ of total N₂O emissions).

Tableau 22. Percentage of increase (or decrease) in simulated N₂O emissions during the maize crop cycle from nitrification (N₂O_{NIT}), denitrification (N₂O_{DENIT}) and in total (N₂O_{TOTAL}) when soil parameters were increased by 5% for each land use: forest (F), grassland (G), conventional seeding (CS), and direct seeding (DS).

Soil parameters	Land use	N ₂ O _{NIT}	N ₂ O _{DENIT}	N ₂ O _{TOTAL}
Volumetric Water Content	F	16	43	25
	G	20	33	29
	CS	4	28	27
	DS	19	28	28
Bulk density	F	-15	36	5
	G	-17	37	21
	CS	-24	36	35
	DS	-17	36	35
Temperature	F	11	11	10
	G	11	11	11
	CS	11	11	11
	DS	11	11	11
Potential denitrification	F	/	7	2
	G	/	5	4
	CS	/	5	5
	DS	/	5	5
NO ₃ ⁻ content	F	/	7	2
	G	/	5	4
	CS	/	3	3
	DS	/	4	4
NH ₄ ⁺ content	F	9	/	5
	G	3	/	1
	CS	1	/	0.1
	DS	3	/	0.1

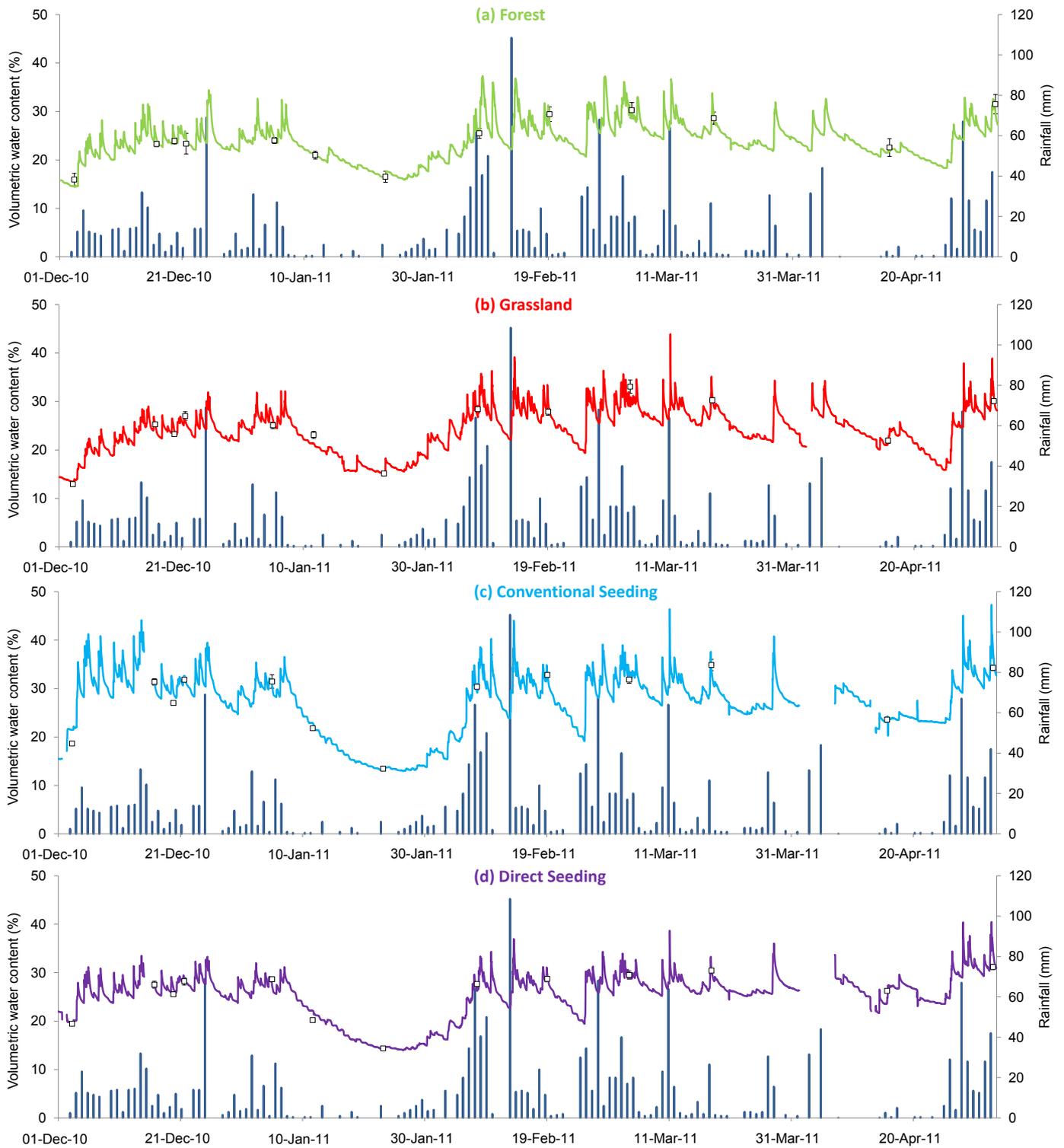


Figure 36. Volumetric water content in % (line) continuously measured with probes (time scale = 30 minutes, 0-20 cm depth), gravimetric water content punctually measured in the field and converted to volumetric water content (square, means \pm standard error) and daily rainfall in mm (bar) for each land use studied at Combi, French Guiana.

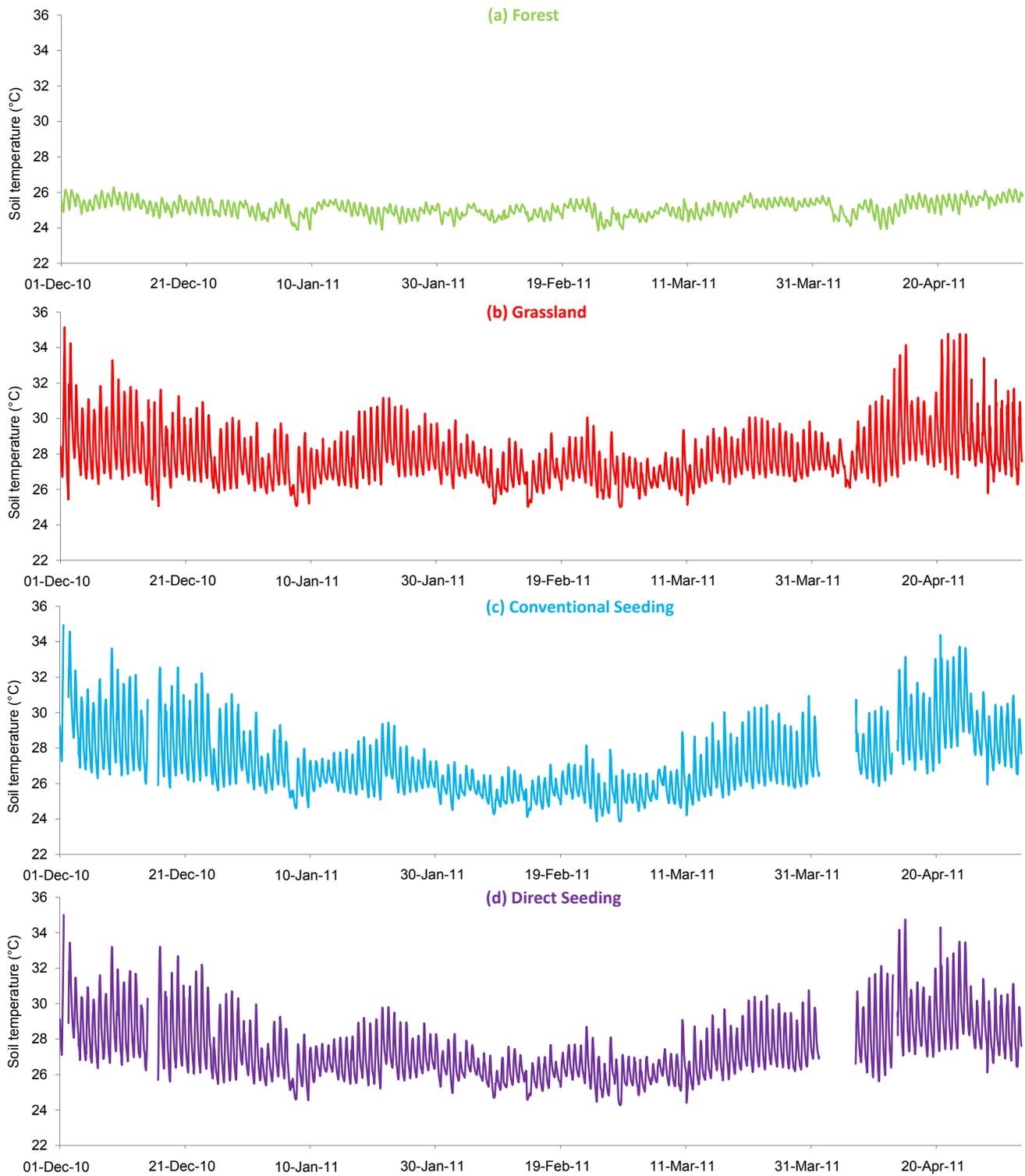


Figure 37. Soil temperature in °C continuously measured with probes (time scale = 30 minutes, 0-10 cm depth) for each land use studied at Combi, French Guiana.

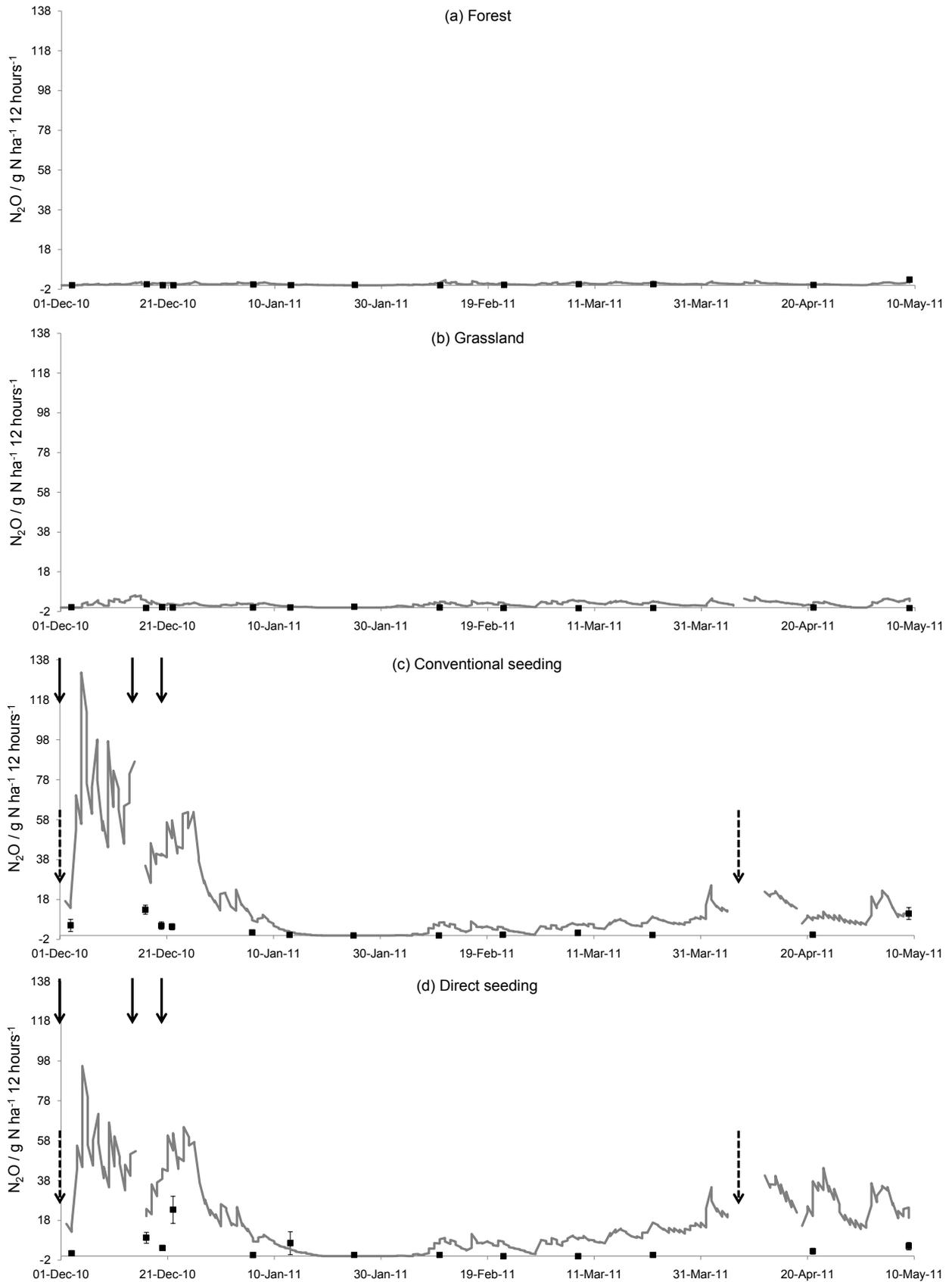


Figure 38. Soil N₂O fluxes (g N ha⁻¹ 12 hours⁻¹) simulated with the NOE model (grey line) and N₂O fluxes measured (g N ha⁻¹ 12 hours⁻¹) (black square, means ± standard error) for each land use studied at Combi, French Guiana. The solid arrows indicate fertiliser applications. The dotted arrows indicate maize sowing (01 December 2010) and maize harvest (06 April 2011).

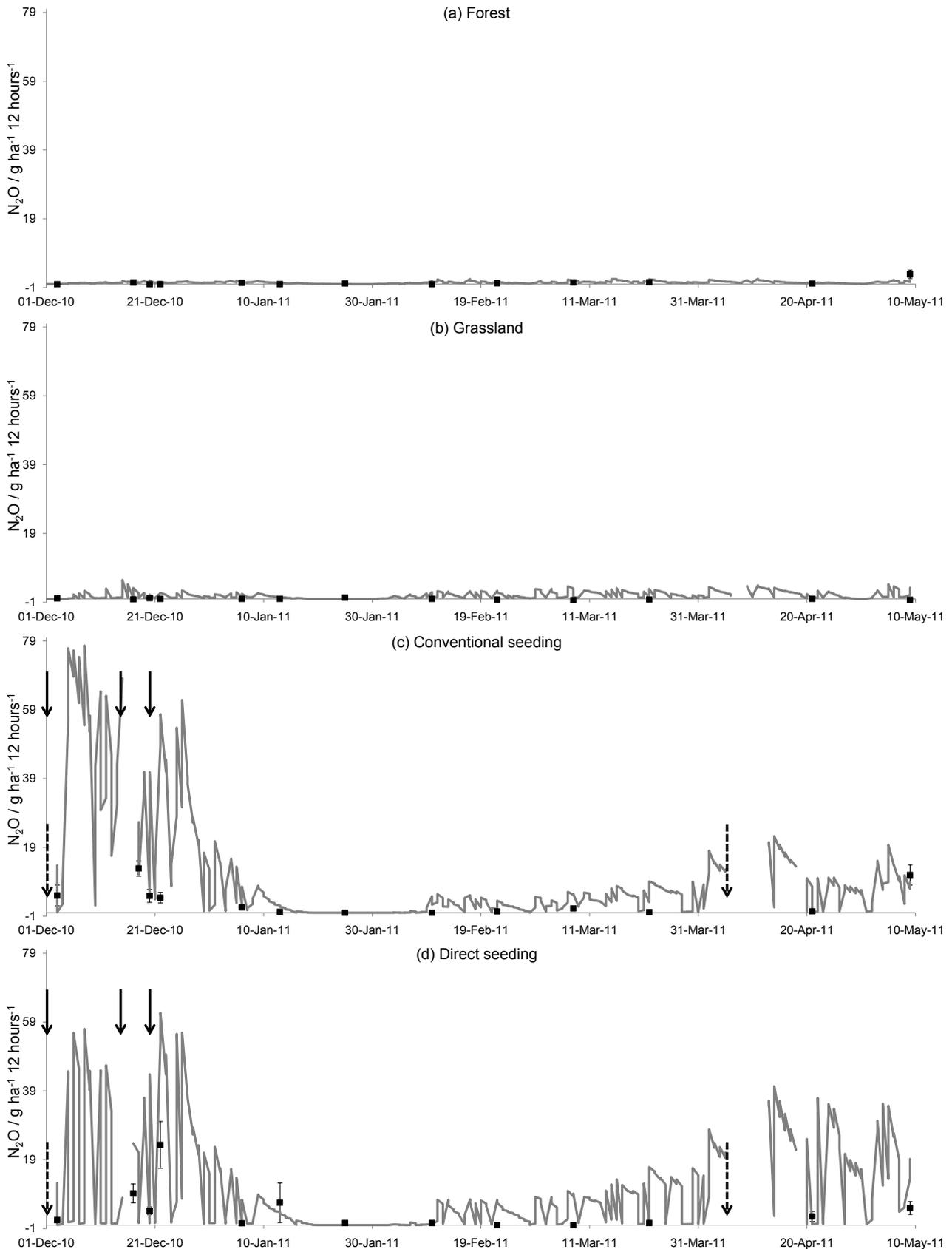


Figure 39. Soil N₂O fluxes (g N ha⁻¹ 12 hours⁻¹) simulated with the NOE model taking the denitrification hysteretic response into account (grey line) and N₂O fluxes measured (g N ha⁻¹ 12 hours⁻¹) (black square, means ± standard error) for each land use studied at Combi, French Guiana. The solid arrows indicate fertiliser applications. The dotted arrows indicate maize sowing (01 December 2010) and maize harvest (06 April 2011).

B.6 Discussion

Taking all data into account, the best statistical results for N₂O simulations were obtained for a 12-hour time scale with a Pearson's coefficient (r) equal to 0.77 and RMSE equal to 0.7 (g N. ha⁻¹ h⁻¹). Hergoualc'h *et al.* (2009) reported r values between 0.45 and 0.67 when using NOE to simulate N₂O fluxes from Costa Rican soils. For RMSE, these authors found values lower than 0.4 g N ha⁻¹ h⁻¹. The RMSE value obtained for French Guianese simulations was slightly higher but remained lower than the RMSE values reported in other studies, e.g. RMSE values between 7 and 14 g N ha⁻¹ h⁻¹ for simulations with the DNDC model for agricultural soils (Beheydt *et al.*, 2007).

In Costa Rican tropical primary forest, N₂O fluxes simulated with CENTURY were 520 g N ha⁻¹ month⁻¹, i.e. about 17.3 g N ha⁻¹ day⁻¹ (Liu *et al.*, 2000); such values were not simulated for French Guianese forest soil. N₂O fluxes simulated with NOE for forest soil at Combi never exceeded 3.2 g N ha⁻¹ day⁻¹ and the mean was 1.0 g N ha⁻¹ day⁻¹. Similarly, Potter *et al.* (1997) predicted mean N₂O emissions from tropical forest soils in Hawaii between 0.3 and 2.6 g N ha⁻¹ day⁻¹. For the French Guianese forest, we estimated the contribution of nitrification at 62% of total N₂O emissions. It is now established that nitrification can occur in a wide range of acidic soils, even at pH equal to 3 (De Boer & Kowalchuk, 2001). For acidic subtropical forest soils, Zhang *et al.* (2011) showed that nitrification was responsible for 44-46% of the N₂O production.

For grassland, the mean simulated N₂O flux was 2.1 g N ha⁻¹ day⁻¹. This result was slightly higher than mean fluxes simulated with the DNDC model from legume pasture on an acidic soil in southeast Australia: 0.3 to 0.9 g N ha⁻¹ day⁻¹ (Wang *et al.*, 1997). Beheydt *et al.* (2007) highlighted the problematic behavior of the DNDC for grassland soils that both over- and underestimated the measured data and for which the regression was considerably poorer compared to that for cropland soils. In our case, the main difficulty was that negative N₂O fluxes were measured for grassland during the period studied.

For fertilized cropland plots, the emissions during a maize crop cycle (126 days) were estimated at 2613 and 2130 g N ha⁻¹ for CS and DS systems, respectively. For the French Guianese croplands, we estimated the contribution of nitrification at only 3% of total N₂O emissions. Denitrification was the major process generating N₂O in cropland plots, as observed by Ostrom *et al.* (2010). Metay *et al.* (2011) simulated (with the NOE) lower fluxes for a fertilized Brazilian cropped soil, with 132 and 212 g N ha⁻¹ for a cropping season (155 days) for tillage and no-till systems, and found that nitrification accounted for circa 35% of

the total N₂O fluxes. However, this study was conducted under different pedoclimatical conditions (i.e. clayey soils in a subtropical climate) which might explain the different N₂O emissions.

In our study, some discrepancies appeared between observed and simulated fluxes, especially during the period of fertilization with an apparent overestimation of simulated N₂O fluxes. Beheydt *et al.* (2007) also found that the DNDC model overestimates the total N₂O emissions for croplands. These authors observed that the magnitude of the overestimation decreases with increasing N₂O emissions, which was not the case in our study. As suggested by Metay *et al.* (2011), divergence in measured and simulated N₂O fluxes may be caused by inadequate field measurements and/or by uncertainties in the modeling approach.

In our study, additional field measurements (N₂O fluxes and mineral nitrogen content) after the first nitrogen fertilization (i.e. between 01 and 17 December) in croplands would be particularly informative. It is possible that high N₂O fluxes were not detected through *in situ* measurements. In order to confirm that, it would be interesting to carry out intensive field measurements with complementary techniques (e.g. automatic chambers, fast boxes).

Jantalia *et al.* (2008) found that one of the hours which best represented the mean daily N₂O flux was 10.00, with an underestimation of the mean daily flux in the early morning (between 04.00 and 07.00) and an overestimation of this flux in the afternoon/evening (from 13.00 to 19.00). Based on that study, we conducted field measurements in the morning (except on 20 December due to crop fertilization). However, due to the duration of the sampling effort, our measurements were generally made between 08.00 and 14.00, which possibly led to under- or overestimating the mean daily N₂O flux. Moreover, the results by Jantalia *et al.* (2008) were obtained for a Ferralsol with a clayey texture in a subtropical climate and it may be possible that diurnal fluctuations in N₂O emissions are not the same for the tropical sandy-clay soils at Combi.

Concerning uncertainties in the modeling approach, the sensitivity analysis of the NOE model highlighted the important effect of bulk density (especially for deforested plots) and volumetric water content on N₂O emissions (**Tableau 22**). The high sensitivity of denitrification models to the parameters of the water content reduction function - such as WFPS - has already been demonstrated (Heinen, 2006; Hergoualc'h *et al.*, 2009; Metay *et al.*, 2011). In our study, bulk density was measured after each crop cycle and the low standard error (**Tableau 17**) suggested relatively good accuracy. Nevertheless, in conventional seeding systems more frequent measurements, especially after soil tillage (cover crop), are required for more accurate simulations of N₂O fluxes. Indeed, bulk density was probably lower after

soil tillage (i.e. at the beginning of December) and the lack of frequent measurements probably contributed to the overestimation of simulated fluxes compared to the fluxes measured for this land use. The simulations appeared to be sensitive to soil temperature. Soil temperature can be an important driving factor for N₂O fluxes, as observed in several field studies (e.g. Lin *et al.*, 2010; Mutegi *et al.*, 2010). Thus, a soil temperature function specific to tropical conditions (i.e. high soil temperature and relatively low amplitude) would be interesting. Finally, the sensitivity analysis of the NOE showed that denitrification potential and mineral nitrogen content led to low modifications in N₂O emissions ($\leq 5\%$), as previously observed by Hergoualc'h *et al.* (2009).

While tropical soils (wet forest and dry savannas) are considered to be the main natural source of N₂O (Mosier *et al.*, 1998; Kroeze *et al.*, 1999; Prather & Ehhalt, 2001), our simulations showed that Combi forest soils emit, on average, constant and very low N₂O fluxes, i.e. $< 2.4 \text{ g N ha}^{-1} \text{ day}^{-1}$ (Scheer *et al.*, 2008). These quite low N₂O fluxes can be explained by the combination of the hydric properties of soil (exhibiting good vertical drainage) and low potential denitrification. The same was true of the N₂O simulations for the newly-converted grassland soils (mowed *Urochloa ruziziensis*), whereas newly-converted fertilized cropland soils appeared to be higher N₂O emitters with mean daily fluxes greater than $20 \text{ g N ha}^{-1} \text{ day}^{-1}$. Nevertheless, this study presents the first simulations of N₂O emissions from French Guianese soils. Taking the hysteretic denitrification response into account for N₂O simulations in Combi appears to be relevant but detailed information about the microbial process in these tropical conditions is needed for more accurate simulations. More specifically, in order to clarify the hysteretic response of N₂O emissions, the precise coupling of the soil physical process - such as gaseous transport - and biochemistry is fundamental, as suggested by Blagodatsky & Smith (2012).

B.7 Conclusion

In French Guiana, we used the process-based model NOE to simulate N₂O emissions for four land uses. We proposed to use two different denitrification responses to WFPS, depending on the wetting (threshold enabling denitrification at a WFPS equal to 62%) or drying (threshold enabling denitrification at a WFPS equal to 35%) of the soil. The introduction of this hydric hysteresis has improved simulations of N₂O fluxes, especially the dynamic of these fluxes.

Cumulative N₂O emissions for a crop cycle (126 days) were assessed to 122, 238, 2613 and 2130 g N ha⁻¹ for forest, grassland, and conventional seeding and direct seeding systems, respectively. Simulations of N₂O fluxes for the forest and grassland were not significantly different but were significantly lower than those for croplands. No significant difference between CS and DS was observed.

The sensitivity analysis showed that the NOE model was most sensitive to bulk density, volumetric water content and soil temperature, while denitrification potential and mineral nitrogen content led to low modifications in total N₂O emissions.

As a consequence, in order to obtain more accurate simulations of N₂O emissions for the soils at Combi, we suggest (1) more frequent measurements of soil bulk density, especially for conventional seeding systems, (2) and to continue to develop more research on the denitrification hysteretic response of tropical soils.

Acknowledgments

This study was partly funded by the Fonds Européen de Développement Régional (FEDER), the French Guiana Region, the Centre Technique Interprofessionnel des Oléagineux et du Chanvre (CETIOM), the Centre National d'Etudes Spatiales (CNES) and the program QUALISOL fond Européen PO FEDER Guyane 2007-2013 (n° Présage 30078).

The authors would like to thank Jean-Yves Goret, Bernard Garric, Jean-Claude Hort, Pierre-Richard Augustin and Lionel Cottenot for their helpful assistance.

B.8 References

- Beheydt, D., Boeckx, P., Sleutel, S., Li, C. & Van Cleemput, O. 2007. Validation of DNDC for 22 long-term N₂O field emission measurements. *Atmospheric Environment*, **41**, 6196-6211.
- Bergstermann, A., Cárdenas, L., Bol, R., Gilliam, L., Goulding, K., Meijide, A., *et al.* 2011. Effect of antecedent soil moisture conditions on emissions and isotopologue distribution of N₂O during denitrification. *Soil Biology and Biochemistry*, **43**, 240-250.
- Birch, H.F. 1958. The effect of soil drying on humus decomposition and nitrogen availability. *Plant and Soil*, **10**, 9-31.
- Blagodatsky, S. & Smith, P. 2012. Soil physics meets soil biology: towards better mechanistic prediction of greenhouse gas emissions from soil. *Soil Biology and Biochemistry*, **47**, 78-92.
- Bradbury, N.J., Whitmore, A.P., Hart, P.B.S. & Jenkinson, D.S. 1993. Modelling the fate of nitrogen in crop and soil in the years following application of ¹⁵N-labelled fertilizer to winter wheat. *The Journal of Agricultural Science*, **121**, 363-379.
- Brossard, M. 2006. Rapport d'expertise en Guyane à la demande du CETIOM. Programme de développement de grandes cultures en Guyane Française. *Valpédo - IRD Montpellier*, 13p.
- Davidson, E.A., Nepstad, D.C., Ishida, F.Y. & Brando, P.M. 2008. Effects of an experimental drought and recovery on soil emissions of carbon dioxide, methane, nitrous oxide, and nitric oxide in a moist tropical forest. *Global Change Biology*, **14**, 2582-2590.
- De Boer, W. & Kowalchuk, G.A. 2001. Nitrification in acid soils: micro-organisms and mechanisms. *Soil Biology & Biochemistry*, **33**, 853-866.
- Del Grosso, S.J., Parton, W.J., Mosier, A.R., Walsh, M.K., Ojima, D.S. & Thornton, P.E. 2006. DAYCENT National-scale simulations of nitrous oxide emissions from cropped soils in the United States. *Journal of Environmental Quality*, **35**, 1451-1460.
- Desjardins, R.L., Pattey, E., Smith, W.N., Worth, D., Grant, B., R., S., *et al.* 2010. Multiscale estimates of N₂O emissions from agricultural lands. *Agricultural and Forest Meteorology*, **150**, 817-824.
- Elmaloglou, S. & Diamantopoulos, E. 2008. The effect of hysteresis on three-dimensional transient water flow during surface trickle irrigation. *Irrigation and Drainage*, **57**, 57-70.
- FAO. 2006. World Reference Base for Soil Resources. IUSS Working Group WRB. 2nd edition. World Soil Resources Reports No. 103. FAO, Rome, 145 p.
- Forster, P., Ramaswamy, V., Artaxo, P., Berntsen, T., Betts, R., Fahey, D.W., *et al.* 2007. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. *In: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.*
- Groffman, P.M. & Tiedje, J.M. 1988. Denitrification hysteresis during wetting and drying cycles in soil. *Soil Science Society of America Journal*, **52**, 1626-1629.
- Grundmann, G.L. & Rolston, D.E. 1987. A water function approximation to degree of anaerobiosis associated with denitrification. *Soil Science*, **144**, 437-441.
- Heinen, M. 2006. Simplified denitrification models: overview and properties. *Geoderma*, **133**, 444-463.

- Hénault, C., Bizouard, F., Laville, P., Gabrielle, B., Nicoullaud, B., Germon, J.C., *et al.* 2005. Predicting *in situ* soil N₂O emission using NOE algorithm and soil database. *Global Change Biology*, **11**, 115-127.
- Hergoualc'h, K., Harmand, J.-M., Cannavo, P., Skiba, U., Oliver, R. & Hénault, C. 2009. The utility of process-based models for simulating N₂O emissions from soils: a case study based on Costa Rica coffee plantations. *Soil Biology and Biochemistry*, **41**, 2343-2355.
- Jantalia, C.P., dos Santos, H.P., Urquiaga, S., Boddey, R.M. & Alves, B.J.R. 2008. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **82**, 161-173.
- Jarecki, M.K., Parkin, T.B., Chan, A.S.K., Hatfield, J.L. & Jones, R. 2008. Comparison of DAYCENT-simulated and measured nitrous oxide emissions from a corn field. *Journal of Environmental Quality*, **37**, 1685-1690.
- Kérouel, R. & Aminot, A. 2007. Dosage automatique des nutriments dans les eaux marines. Méthodes d'analyse en milieu marin. *Ed. Quae - Ifremer*, 188p.
- Kroeze, C., Mosier, A. & Bouwman, L. 1999. Closing the global N₂O budget: A retrospective analysis 1500-1994. *Global Biogeochemical cycles*, **13**, 1-8.
- Li, C., Frohling, S. & Frohling, T.A. 1992a. A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events : I. Model structure and sensitivity. *Journal of Geophysical Research*, **97**, 9759-9776.
- Li, C., Frohling, S. & Frohling, T.A. 1992b. A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events: II. Model applications. *Journal of Geophysical Research*, **97**, 9777-9783.
- Lin, S., Iqbal, J., Hu, R. & Feng, M. 2010. N₂O emissions from different land uses in mid-subtropical China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **136**, 40-48.
- Linn, D.M. & Doran, J.W. 1984. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. *Soil Science Society of America Journal*, **48**, 1267-1272.
- Liu, S., Reiners, W.A., Keller, M. & Schimel, D.S. 2000. Simulation of nitrous oxide and nitric oxide emissions from tropical primary forests in the Costa Rican Atlantic Zone. *Environmental Modelling and Software*, **15**, 727-743.
- Lugato, E., Zuliani, M., Alberti, G., Vedove, G.D., Gioli, B., Miglietta, F., *et al.* 2010. Application of DNDC biogeochemistry model to estimate greenhouse gas emissions from Italian agricultural areas at high spatial resolution. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **139**, 546-556.
- McKenzie, E. & Kurtz, L.T. 1976. Effect of pretreatment on loss of nitrogen-15-labelled fertilizer nitrogen from waterlogged soil during incubation. *Soil Science Society of America Journal*, **40**, 534-537.
- Metay, A., Chapuis-Lardy, L., Findeling, A., Oliver, R., Alves Moreira, J.A. & Feller, C. 2011. Simulating N₂O fluxes from a Brazilian cropped soil with contrasted tillage practices. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **140**, 255-263.
- Mikha, M.M., Rice, C.W. & Milliken, G.A. 2005. Carbon and nitrogen mineralization as affected by drying and wetting cycles. *Soil Biology and Biochemistry*, **37**, 339-347.
- Morell, I., Padilla, F. & Alberto, J.M. 1996. Modelling of leaching of chloride and nitrogen species in an experimental citrus grove. *Ecological Modelling*, **87**, 235-247.

- Mosier, A., Kroeze, C., Nevison, C., Oenema, O., Seitzinger, S. & van Cleemput, O. 1998. Closing the global N₂O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **52**, 225-248.
- Muhr, J., Goldberg, S.D., Borken, W. & Gebauer, G. 2008. Repeated drying–rewetting cycles and their effects on the emission of CO₂, N₂O, NO, and CH₄ in a forest soil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, **171**, 719-728.
- Mutegi, J.K., Munkholm, L.J., Petersen, B.M., Hansen, E.M. & Petersen, S.O. 2010. Nitrous oxide emissions and controls as influenced by tillage and crop residue management strategy. *Soil Biology and Biochemistry*, **42**, 1701-1711.
- Naasz, R., Michel, J.-C. & Charpentier, S. 2005. Measuring hysteretic hydraulic properties of peat and pine bark using a transient method. *Soil Science Society of America Journal*, **69**, 13-22.
- Ostrom, N.E., Sutka, R., Ostrom, P.H., Grandy, A.S., Huizinga, K.M., Gandhi, H., *et al.* 2010. Isotopologue data reveal bacterial denitrification as the primary source of N₂O during a high flux event following cultivation of a native temperate grassland. *Soil Biology and Biochemistry*, **42**, 499-506.
- Parton, W.J., Mosier, A.R., Ojima, D.S., Valentine, D.W., Schimel, D.S., Weier, K., *et al.* 1996. Generalized model for N₂ and N₂O from nitrification and denitrification. *Global Biogeochemical cycles*, **10**, 401-412.
- Patten, D.K., Bremner, J.M. & Blackmer, A.M. 1980. Effects of drying and air-dry storage of soils on their C capacity for denitrification of nitrate. *Soil Science Society of America Journal*, **44**, 67-70.
- Potter, C.S., Riley, R.H. & Klooster, S.A. 1997. Simulation modeling of nitrogen trace gas emissions along an age gradient of tropical forest soils. *Ecological Modelling*, **97**, 179-196.
- Prather, M. & Ehhalt, D. 2001. Atmospheric chemistry and greenhouse gases. In: *Houghton J, Ding J, Griggs M, Noguer P, van der Linden P, Xiaosu D (eds) Climate change 2001: the scientific basis. Cambridge University Press, Ch. 4.*
- Prather, M.J. 1998. Time scales in atmospheric chemistry coupled perturbations to N₂O, NO(y), and O₃. *Science*, **279**, 1339-1341.
- Rabot, E., Giot, G., Cousin, I. & Hénault, C. 2012. N₂O emissions by soils in relation with soil water dynamics. In: *Eurosoil, 2–7 July 2012, Bari, Italy.*
- Rudaz, A.O., Davidson, E.A. & Firestone, M.K. 1991. Sources of nitrous oxide production following wetting of dry soil. *FEMS Microbiology Ecology*, **8**, 117-124.
- Ruser, R., Flessa, H., Russow, R., Schmidt, G., Buegger, F. & Munch, J.C. 2006. Emission of N₂O, N₂ and CO₂ from soil fertilized with nitrate: effect of compaction, soil moisture and rewetting. *Soil Biology and Biochemistry*, **38**, 263-274.
- Scheer, C., Wassmann, R., Kienzler, K., Ibragimov, N. & Eschanov, R. 2008. Nitrous oxide emissions from fertilized, irrigated cotton (*Gossypium hirsutum* L.) in the Aral Sea Basin, Uzbekistan: Influence of nitrogen applications and irrigation practices. *Soil Biology and Biochemistry*, **40**, 290-301.
- Schreven, D.A. 1967. The effect of intermittent drying and wetting of a calcareous soil on carbon and nitrogen mineralization. *Plant and Soil*, **26**, 14-32.

- Smith, J., Smith, P. & Addiscott, T. 1996. Quantitative methods to evaluate and compare soil organic matter (SOM) models. *In: Powlson, D.S., Smith, P., Smith, J.U. (Eds.), Evaluation of soil organic matter models using existing long-term datasets. Springer, Berlin*, pp. 188-199.
- Sørensen, L.H. 1974. Rate of decomposition of organic matter in soil as influenced by repeated air drying-rewetting and repeated additions of organic material. *Soil Biology and Biochemistry*, **6**, 287-292.
- Vachaud, G. & Thony, J.-L. 1971. Hysteresis during Infiltration and redistribution in a soil column at different initial water contents. *Water Resources Research*, **7**, 111-127.
- van Dam, D. & van Breemen, N. 1995. NICCE: a model for cycling of nitrogen and carbon isotopes in coniferous forest ecosystems. *Ecological Modelling*, **79**, 255-275.
- Vereecken, H., Diels, J. & Viaene, P. 1995. The effect of soil heterogeneity and hysteresis on solute transport: a numerical experiment. *Ecological Modelling*, **77**, 273-288.
- Wang, J., Cardenas, L.M., Misselbrook, T.H., Cuttle, S., Thorman, R.E. & Li, C. 2012. Modelling nitrous oxide emissions from grazed grassland systems. *Environmental Pollution*, **162**, 223-233.
- Wang, Y.P., Meyer, C.P., Galbally, I.E. & Smith, C.J. 1997. Comparisons of field measurements of carbon dioxide and nitrous oxide fluxes with model simulations for a legume pasture in southeast Australia. *Journal of Geophysical Research*, **102**, 28013-28024.
- Zhang, J., Cai, Z. & Zhu, T. 2011. N₂O production pathways in the subtropical acid forest soils in China. *Environmental Research*, **111**, 643-649.

Chapitre V Synthèse et perspectives

A Rappels sur les objectifs

Cette thèse s'intègre dans le projet "développement des cultures annuelles en Guyane" conduit par le CETIOM. Ce projet a pour but de mettre en place des systèmes de cultures les plus respectueux possible de l'environnement, dans un contexte de changement d'usage des terres. La méthode innovante de déforestation 'chop-and-mulch' (absence de brûlis mais enfouissement des résidus forestiers) a été expérimentée sur 2 hectares de forêt tropicale et a été suivie de la mise en valeur agricole des terres : mise en place de prairie (*Urochloa ruziziensis*), mise en place de parcelles cultivées avec travail du sol aux disques sur 15-20 cm de profondeur et, mise en place de parcelles cultivées sans travail du sol en semis direct avec plantes de couverture.

Dans ce contexte, cette étude s'intéressait aux effets de la déforestation suivie de la mise en valeur agricole par la méthode 'chop-and-mulch', sur les émissions de N₂O par les sols. Ce travail proposait de répondre aux questions suivantes :

- (i) Quelle est l'intensité des flux de N₂O émis par les sols des quatre systèmes étudiés ainsi que leurs variations en fonction des paramètres environnementaux ?
- (ii) Quel est l'effet de la conversion, par la méthode 'chop-and-mulch', de sols forestiers en sols agricoles (cultures annuelles et prairies) sur les émissions de N₂O ?
- (iii) Quel est l'impact du mode de culture (travail du sol versus absence de travail du sol) sur les émissions de N₂O dans les sols sableux du littoral guyanais ?
- (iv) Quel est le déterminisme des flux de N₂O dans le contexte guyanais ?
- (v) Quelles sont les valeurs des émissions cumulées de N₂O pour la période d'un cycle cultural, pour chaque usage des terres ?

Pour répondre à ces questions, une approche comparative entre les quatre systèmes étudiés a été mise en place, et ce travail a associé mesures *in situ*, avec la technique des chambres statiques, et simulations des flux de N₂O à l'aide du modèle NOE.

Dans cette synthèse, nous rappelons les principaux résultats obtenus et développons quelques perspectives de recherche qu'ils soulèvent.

B Effets de la déforestation suivie de la mise en valeur agricole par la technique ‘chop-and-mulch’ sur les émissions de N₂O en Guyane

B.1 Flux de N₂O *in situ* à Combi

Les mesures *in situ* effectuées dans le cadre de cette thèse ont permis l’obtention des premières données concernant les flux de N₂O émis par les sols guyanais.

De manière générale, les émissions de N₂O étaient peu élevées, avec une moyenne de $4,4 \pm 0,4$ g N ha⁻¹ j⁻¹, tous systèmes et toutes dates de prélèvement confondus. La majorité des flux (66,5%) était sous le seuil de détection, estimé à 0,7 g N ha⁻¹ j⁻¹ dans notre étude. Des flux négatifs ont été détectés (1,5% des flux totaux). À l’opposé, quelques ‘hotspots’ (1,5% des flux totaux) présentant des émissions supérieures à 50 g N ha⁻¹ j⁻¹ ont également été mesurés, pour chaque usage des terres et en particulier dans les parcelles cultivées conduites en semis direct.

B.1.1 La forêt tropicale

Les émissions de N₂O par les sols de la forêt tropicale de Combi sont faibles, caractérisées par un flux moyen égal à $2,4 \pm 0,4$ g N ha⁻¹ j⁻¹. Ces émissions sont inférieures à celles précédemment mesurées en forêt amazonienne au Brésil, avec des moyennes comprises entre 4,6 et 11,8 g N ha⁻¹ j⁻¹ (Melillo *et al.*, 2001; Garcia-Montiel *et al.*, 2004; Neill *et al.*, 2005; Davidson *et al.*, 2008b).

Nous avons observé peu de variations des émissions de N₂O au cours de l’année étudiée.

B.1.2 La prairie non pâturée

C’est dans le système “prairie” que nous avons mesuré le plus de flux sous le seuil de détection (84%) et le plus de flux négatifs (4,5%). C’est également dans ce système que nous avons détecté le flux de N₂O le plus élevé (le 11/05/2010) : 106,7 g N ha⁻¹ j⁻¹, après la fauche de la biomasse aérienne (résidus laissés sur le sol) en saison des pluies (le 05/05/2010).

Pour la prairie (*Urochloa ruziziensis*) non pâturée, les flux de N₂O mesurés entre le 19^{ème} et le 31^{ème} mois après la déforestation sont très faibles (sauf le 11/05/2010) avec un flux moyen égal à $1,7 \pm 0,7$ g N ha⁻¹ j⁻¹. Ces flux sont inférieurs à ceux mesurés dans des jeunes prairies (de 8,5 à 14 g N ha⁻¹ j⁻¹) et sont plus proches de ceux mesurés pour des prairies âgées de plus de six ans (de 0,3 à 1,1 g N ha⁻¹ j⁻¹) (Melillo *et al.*, 2001; Neill *et al.*, 2005).

Alors que la conversion de la forêt amazonienne en prairie par la méthode ‘slash-and-burn’ entraîne une augmentation des émissions de N₂O (via une augmentation de la disponibilité en azote dans les sols) au moins pendant les premières années (entre 3 et 6 ans) suivant cette conversion (Melillo *et al.*, 2001; Neill *et al.*, 2005), la méthode ‘chop-and-mulch’ n’a pas entraîné d’augmentation de ces émissions entre le 19^{ème} et le 31^{ème} mois après la conversion à Combi.

B.1.3 Les parcelles cultivées

Dans les parcelles cultivées (rotation maïs/soja), les flux moyens étaient de $6,8 \pm 1,0 \text{ g N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ pour le semis conventionnel et de $7,0 \pm 1,1 \text{ g N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ pour le semis direct. Ces émissions sont du même ordre de grandeur que celles mesurées pour d’autres sols agricoles tropicaux : entre 0 et $8,8 \text{ g N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ (Weitz *et al.*, 2001; Chapuis-Lardy *et al.*, 2009) et que pour des sols tropicaux après utilisation de la méthode ‘chop-and-mulch’ sur une jachère de 15 ans : $6,1 \text{ g N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ (Davidson *et al.*, 2008b).

Une augmentation des émissions de N₂O suite à l’utilisation de fertilisants azotés a été mise en évidence. La conversion de la forêt tropicale en parcelles cultivées a eu pour conséquence une augmentation significative des émissions de N₂O. Néanmoins, les émissions de N₂O ne sont plus élevées dans ces systèmes par rapport à la forêt qu’au moment de la fertilisation azotée et lors de la décomposition des résidus de récolte, montrant l’importance de la gestion agronomique pour contrôler les émissions de N₂O dans les systèmes de culture nouvellement créés en Guyane.

Par ailleurs, nous n’avons pas observé de différence significative entre les deux techniques agricoles en termes d’émissions de N₂O. La texture sablo-argileuse et le drainage vertical important (impliquant une bonne aération) des sols de Combi pourraient expliquer le fait que l’absence de travail du sol dans les parcelles de semis direct n’a pas contribué à une augmentation des émissions de N₂O (Rochette, 2008).

B.2 Processus microbiens à l'origine des émissions de N₂O

Les expériences réalisées en laboratoire dans le but de paramétrer le modèle NOE (Nitrous Oxide Emission) nous ont permis de préciser certains mécanismes de production de N₂O par les sols de Combi, mais ont également soulevé des interrogations.

En particulier, les difficultés rencontrées pour isoler les émissions de N₂O uniquement dues au processus de nitrification, pourraient signifier que la dénitrification biologique a lieu en conditions aérobies dans les sols de Combi, comme proposé par Garrido *et al.* (2002) ou, qu'un autre processus serait en jeu, comme par exemple de la dénitrification chimique aérobie (Nelson & Bremner, 1970).

Quel que soit l'usage des terres, les sols se sont montrés incapables de réduire le N₂O en N₂, comme observé pour d'autres sols acides (Hénault *et al.*, 2001; Hergoualc'h *et al.*, 2009). Ceci pourrait s'expliquer par l'acidité des sols qui peut inhiber la N₂O réductase (Blackmer & Bremner, 1978; Simek *et al.*, 2002; Dannenmann *et al.*, 2008).

Les sols de Combi se sont caractérisés par des taux de dénitrification potentielle faibles ($\leq 1,3$ kg N ha⁻¹ j⁻¹), comme observés pour d'autres sols tropicaux (Chapuis-Lardy *et al.*, 2009; Hergoualc'h *et al.*, 2009; Metay *et al.*, 2011). Ces faibles taux de dénitrification potentielle pourraient expliquer, en partie, les faibles émissions de N₂O mesurées *in situ*.

Nous n'avons pas observé de différence significative entre usage des terres en ce qui concerne la dénitrification potentielle. Il semblerait que ce processus n'a pas été stimulé, dans les parcelles déforestées, par les importants apports de matière organique dus à la méthode 'chop-and-mulch'.

Enfin, nous avons observé que la dénitrification pouvait se dérouler à des WFPS compris entre 0,45 et 0,89 dans les sols de Combi. Ces résultats nous ont conduits à abaisser le seuil du WFPS permettant la dénitrification à 0,35 dans la fonction F_w du modèle NOE.

B.3 Simulations des flux de N₂O

Les données acquises *in situ* (température et humidité du sol) et en laboratoire (activités microbiennes, teneurs en azote du sol) ont été utilisées pour réaliser des simulations des émissions de N₂O pour les quatre systèmes étudiés en Guyane.

Dans un premier temps, nous avons réalisé des simulations ponctuelles, pour chaque date de prélèvements *in situ* des flux, avec la fonction F_w modifiée, c'est-à-dire avec le seuil du WFPS permettant la dénitrification abaissé à 0,35. Ces simulations ponctuelles sont apparues pertinentes, rendant envisageable la simulation en continu des flux de N₂O.

Dans un second temps, nous avons donc utilisé les mesures (enregistrées en continu) d'humidité volumique et de température des sols, pour réaliser des simulations des flux de N₂O sur la période du cycle du maïs 2010, pour chaque système. Pour la réalisation de ces simulations en continu, nous avons proposé de tenir compte de la réponse hystérétique de la dénitrification au WFPS. Pour cela, nous avons utilisé deux réponses différentes de la dénitrification au WFPS en fonction de la dynamique hydrique des sols, dessiccation ou humidification. Ainsi, le cumul des émissions de N₂O pour un cycle de maïs (126 jours) ont été estimés à 122, 238, 2613 et 2130 g N ha⁻¹ respectivement pour la forêt, la prairie, le semis conventionnel et le semis direct.

L'analyse de sensibilité de NOE a montré que les simulations sont sensibles à la densité apparente, à la teneur en eau volumique et à la température du sol, mettant en avant l'importance de la détermination de ces paramètres pour l'obtention de simulations précises de flux de N₂O.

C Perspectives

Cette thèse a contribué à la mise en place du dispositif expérimental permettant de prélever les GES émis par les sols à Combi. Les prélèvements de GES n'ont pu être réalisés qu'à partir du premier cycle du soja (après une année sous plantes de couverture et après le premier cycle du maïs).

Il aurait été intéressant de pouvoir mesurer les flux de GES au cours des étapes de la déforestation par la méthode 'chop-and-mulch'. En particulier, des événements tels que le broyage et l'incorporation des résidus forestiers puis des résidus des plantes de couverture auraient pu être favorables à des émissions de GES élevées, qu'il aurait été nécessaire de quantifier dans le but d'une évaluation plus complète de la méthode 'chop-and-mulch'.

Il aurait également pu être envisagé d'inclure dans le dispositif expérimental, des parcelles déforestées par la méthode 'slash-and-burn', afin de pouvoir comparer, en terme d'émissions de N₂O au cours de la mise en valeur agricole, les deux méthodes : 'slash-and-burn' *versus* 'chop-and-mulch'.

Néanmoins, les expérimentations réalisées dans le cadre de cette thèse, ont permis l'obtention des premiers résultats d'émissions de N₂O par les sols de Guyane : mesures *in situ* et simulations des flux. Ces résultats soulèvent des perspectives sur le plan agronomique ainsi que des perspectives de recherche concernant la production/consommations de N₂O dans les sols de Combi. Quelques une de ces perspectives sont développées ci-dessous.

C.1 Perspectives agronomiques pour la réduction des émissions de N₂O par les sols cultivés en Guyane

Les cycles culturaux suivis dans le cadre de cette thèse étaient parmi les premiers essais d'itinéraires techniques de cultures annuelles en Guyane. Ils ont mis en évidence la difficulté de la gestion agronomique en fonction des possibilités locales. La fertilisation azotée du maïs 2011, a été réalisée en trois fois, dans le but de fractionner les apports d'azote et de potasse pour limiter la lixiviation de ces éléments. La difficulté sur ce cycle était de répondre aux besoins de la culture à l'aide des engrais disponibles localement. Le fractionnement des apports n'a pas été optimal, pour plusieurs raisons (données CETIOM) :

- au semis : il n'était pas nécessaire d'apporter de l'azote minéral, cependant, l'engrais disponible à ce moment-là était de formule 15 N, 15 P₂O₅, 15 K₂O, et a donc fourni de l'azote (42 unités) ;

- au stade 3 feuilles : le complément en Pet K effectué le 14/12/2010 n'a pas été assez riche en azote (9%) et n'a apporté que 27 unités d'azote ;
- le 20/12/2010 : il restait à effectuer un dernier apport pour compléter la dose d'azote. Cet apport a été de 100 unités, sous forme d'urée.

Cette dose (100 unités) est beaucoup trop importante pour être réalisée en un seul passage. Le risque de perdre une partie conséquente de cet apport par lixiviation est accru par les précipitations abondantes en décembre. Nous avons pu constater la perte d'une partie de ces apports d'azote sous forme gazeuse (flux de N_2O importants) et également dans les eaux de ruissellement (plaques lysimétriques, données CETIOM).

En conséquence, le fractionnant des apports en éléments N,P,K a été modifié. Ainsi, pour le cycle du maïs 2012, la fertilisation a été fractionnée en quatre apports successifs (données CETIOM) :

- avant le semis du maïs : N = 0 unité, P_2O_5 = 40 unités, K_2O = 40 unités (formule de l'engrais : $0N/20P_2O_5/20K_2O$) ;
- au stade 3-4 feuilles du maïs : N = 53 unités, P_2O_5 = 0 unité, K_2O = 40 unités (formule de l'engrais : urée 46% et chlorure de potasse 65%) ;
- au stade 6-7 feuilles du maïs : N = 53 unités (urée) ;
- au stade 9-10 feuilles du maïs : N = 53 unités (urée).

Ce fractionnement des apports est davantage en adéquation avec les besoins du maïs et devrait permettre de diminuer les émissions de N_2O par les sols des parcelles agricoles à Combi.

De même, les essais menés par le CETIOM sur les plantes de couverture (dates d'implantation dans la culture, association de plantes tropicales et/ou tempérées...) devraient également concourir à limiter les pertes d'azote sous forme de N_2O . Idéalement, une plante de couverture en place durant l'interculture soja – maïs permettrait de "capter" l'azote libéré lors de la minéralisation des résidus de culture de la légumineuse, en période de reprises des précipitations des pluies (novembre / début décembre). Cet azote ne peut pas être utilisé par le maïs, soit parce qu'il n'est pas encore semé soit parce qu'il est trop jeune (avant le stade 3-4 feuilles, les besoins en azote du maïs ne sont pas importants) (données CETIOM).

À terme, les systèmes de cultures annuelles en Guyane pourraient éventuellement évoluer vers l'association entre la polyculture et l'élevage, avec l'intégration de la prairie dans la rotation ou la mise en culture de plantes de couverture à fonction fourragère.

C.2 Perspectives de recherches concernant les flux de N₂O

La quantification *in situ* des émissions de N₂O par les sols reste actuellement un défi. Les méthodes de mesures directes des émissions de N₂O par les sols (chambres au sol manuelles ou automatisées, ‘fast boxes’, micrométéorologie) bien que complémentaires et ayant largement évoluées ces dernières années, restent très difficiles à mettre en œuvre (voire restent insuffisantes) dans des dispositifs de terrain incluant différents traitements agronomiques. Le recours à la modélisation peut apparaître ainsi complémentaire et d’intérêt vis-à-vis de la réalisation de mesures directes.

Dans le cadre de cette thèse, nous avons constitué une base de données, incluant en particulier un suivi en continu de l’humidité du sol du site expérimental, permettant de simuler les émissions de N₂O à l’aide de modèles de la littérature. Nous avons utilisé l’un de ces modèles, le modèle NOE (Hénault *et al.*, 2005), mais à l’avenir la base de données pourra aussi être utilisée avec d’autres modèles, DNDC (Li *et al.*, 2000) par exemple.

Nous avons paramétré le modèle NOE dans les conditions guyanaises ce qui nous a conduit à proposer une nouvelle fonction décrivant l’effet de l’humidité/aération des sols sur les émissions de N₂O. Les simulations que nous avons réalisées présentent les atouts suivants : elles satisfont les critères classiques statistiques et leurs performances s’apparentent à celles que l’on trouve généralement dans la littérature. Il est possible néanmoins, sans que l’on puisse clairement l’affirmer, qu’elles surestiment les flux. Pour vérifier cela, il serait intéressant de mettre en place des dispositifs de mesures intensives et ou/en continu sur des périodes de temps pouvant être plus courtes que celles de l’étude, afin de se donner les moyens de “capter” les éventuels pics de N₂O, sachant que des dynamiques de pics telles que celles obtenues dans nos simulations ont déjà été observées *in situ* (Laville *et al.*, 2011). D’autre part, à terme, nos simulations devront s’accompagner du calcul de leurs incertitudes. S’il s’avérait qu’effectivement les simulations surestiment les flux réels de N₂O, nous pouvons avancer plusieurs hypothèses pour expliquer ce résultat, telles que (1) une surestimation du potentiel de dénitrification du sol due aux perturbations induites lors du prélèvement du sol, (2) une surestimation de l’azote minéral du sol, (3) une connaissance insuffisante de la dynamique de la densité apparente du sol ainsi (4) qu’une description encore insuffisante de l’effet de l’humidité/aération du sol sur l’intensité des émissions de N₂O.

Nous avons, de façon relativement originale, introduit le phénomène d’hystérèse hydrique dans le modèle NOE, ce qui a permis d’améliorer les simulations (notamment leur

dynamique). Une meilleure connaissance et modélisation de ce phénomène apparaît donc comme l'une des perspectives de ce travail.

Les recherches en écologie microbienne des sols, notamment concernant les dénitrifiants et les nitrifiants ont effectué récemment des avancées significatives (Henry *et al.*, 2006). Le modèle DNDC inclut des éléments de dynamique de ces communautés microbiennes dans sa structure mais actuellement le débat reste entier concernant l'intérêt d'utiliser des caractérisations des communautés microbiennes dénitrifiantes et nitrifiantes pour simuler les émissions de N₂O par les sols (Attard *et al.*, 2011). Des programmes de recherches sont actuellement en cours (par exemple : projet EFEMAIR-N₂O, Ademe) pour tester l'intérêt de l'introduction de descriptifs de la structure des communautés microbiennes dans la modélisation des émissions de N₂O.

La dénitrification est un des processus couplant les cycles du carbone et de l'azote. Lors de la mise en culture des sols forestiers de la Guyane, le cycle du carbone est très largement perturbé. La compréhension couplée des cycles de l'azote et du carbone n'a pas été l'approche retenue dans cette thèse mais pourrait aussi être un angle d'attaque intéressant de la compréhension du fonctionnement de cet écosystème (thèse de Kenji FUJISAKI, contrat CIFRE IRD-CETIOM-Université de Montpellier).

Tout comme observé par Verchot *et al.* (1999) en Amazonie, nous avons mesuré des flux négatifs de N₂O. Les flux négatifs peuvent être des artéfacts, en particulier lorsque les flux calculés sont proches de la limite de détection (Wrage *et al.*, 2004). Cependant, les flux négatifs mesurés à Combi étaient, en valeurs absolues, supérieurs au seuil de détection des mesures rendant l'hypothèse d'artéfacts peu vraisemblable. Ces flux négatifs pourraient être dus à la réduction du N₂O en N₂ lors de la nitrification dénitrifiante (Wrage *et al.*, 2001; Kool *et al.*, 2011).

Les flux de N₂O obtenus à l'interface sol/atmosphère sont le résultat de processus dynamiques de production et de consommation dans le sol. L'intensité d'un puits de N₂O (flux négatif) dépend de la possibilité de réduction de N₂O en N₂, mais également de la diffusion du N₂O dans le profil du sol et de sa dissolution dans l'eau du sol (Chapuis-Lardy *et al.*, 2007). La production de N₂O peut avoir lieu dans les couches profondes du sol (1 à 2 mètres) (Verchot *et al.*, 1999). Cependant, une partie du N₂O produite au sein de la colonne de sol peut ne jamais atteindre la surface du sol, en raison d'une diminution de la diffusivité des gaz conduisant à une consommation de N₂O (Arah *et al.*, 1991). La méthode des chambres utilisée à Combi ne permet pas d'évaluer la quantité de N₂O produite en profondeur ni la proportion qui arrive à être émise à la surface du sol. A Combi, des mesures de l'atmosphère du sol à

différentes profondeurs permettraient d'avoir une connaissance des concentrations de N₂O dans le profil de ces sols.

Les mesures *in situ* ont montré des flux négatifs, en particulier pour les sols de prairie d'*Urochloa ruziziensis*. Étant donné que les plantes de cette espèce possèdent des propriétés particulières vis-à-vis du fonctionnement des microorganismes du sol (Subbarao *et al.*, 2006; Subbarao *et al.*, 2007; Subbarao *et al.*, 2012a), nous suggérons que le fonctionnement de la N₂O réductase, non détecté lors des incubations réalisées sur les échantillons de sol, ait pu être modifiée par la présence de ces plantes, notamment via le tissu racinaire dense d'*Urochloa ruziziensis* pouvant éventuellement modifier localement les caractéristiques du sol, tel que le pH. Des recherches concernant les effets (éventuels) d'*Urochloa ruziziensis* sur les émissions de N₂O dans les sols tropicaux de Guyane seraient intéressantes.

Comme l'ont souligné Chapuis-Lardy *et al.* (2007), la compréhension de la consommation du N₂O par les sols (processus impliqués, facteurs déterminants) est fondamentale afin de pouvoir la prendre en compte dans les bilans et dans les modèles, et pour permettre d'améliorer les puits de N₂O qui pourraient jouer un rôle important dans le "bilan N₂O" mondial.

Conclusion générale

Sur le littoral guyanais (site expérimental de Combi), la méthode innovante de déforestation ‘chop-and-mulch’ a permis d’éviter l’utilisation du feu et, par conséquent, les émissions de GES associées à la combustion de la biomasse. Cette technique a rendu possible la mise en place de parcelles agricoles moins d’un an après la déforestation.

Le travail conduit au cours de cette thèse a concerné deux axes principaux : (1) la connaissance des émissions de N₂O dans les sols déforestés selon la méthode ‘chop-and-mulch’, entre le 19^{ème} et le 31^{ème} mois après déforestation et, (2) la modélisation des émissions de N₂O par les sols.

Les émissions de N₂O par le sol de la forêt tropicale de Combi sont faibles. Nous avons mesuré un flux moyen égal à $2,4 \pm 0,4$ g N ha⁻¹ j⁻¹ et simulé un flux moyen égal à 1,0 g N ha⁻¹ j⁻¹.

Pour les sols nouvellement convertis en prairie non pâturée (*Urochloa ruziziensis*), nous avons mesuré un flux de N₂O moyen égal à $1,7 \pm 0,7$ g N ha⁻¹ j⁻¹ et simulé un flux moyen égal à 2,1 g N ha⁻¹ j⁻¹. Nous n’avons pas observé d’augmentation significative des émissions de N₂O par les sols de prairie.

Les modifications des paramètres édaphiques (augmentations de la température, de la densité apparente et de l’humidité volumique) ainsi que la minéralisation des résidus de culture et les fertilisations azotées dans les parcelles cultivées ont contribué à une augmentation significative des émissions de N₂O. Pour les parcelles cultivées avec travail du sol, nous avons mesuré un flux de N₂O moyen égal à $6,8 \pm 1,0$ g N ha⁻¹ j⁻¹ et estimé un flux moyen égal à 20,3 g N ha⁻¹ j⁻¹. Pour les parcelles cultivées sans travail du sol, nous avons mesuré un flux moyen égal à $7,0 \pm 1,1$ g N ha⁻¹ j⁻¹, et estimé à 20,5 g N ha⁻¹ j⁻¹.

En ce qui concerne la modélisation des émissions de N₂O, après avoir paramétré le modèle NOE aux conditions guyanaises, nous avons introduit le phénomène d’hystérèse hydrique et obtenu des simulations pertinentes, démontrant que la méthodologie proposée (constitution d’une base de données en continu de l’humidité et de la température des sols, connaissance de l’azote minéral du sol et utilisation d’un modèle de calcul) présente un réel potentiel pour l’estimation des émissions de N₂O *in situ* et que le développement de cette méthodologie mérite d’être poursuivi.

Références bibliographiques

- Abbasi, M.K. & Adams, W.A. 2000. Gaseous N emission during simultaneous nitrification–denitrification associated with mineral N fertilization to a grassland soil under field conditions. *Soil Biology and Biochemistry*, **32**, 1251-1259.
- AFD. 2006. Le semis direct sur couverture végétale permanente (SCV) : une solution alternative aux systèmes de culture conventionnels dans les pays du Sud. *AFD*, **Paris**, 68p.
- Akimoto, F., Matsunami, A., Kamata, Y., Kodama, I., Kitagawa, K., Arai, N., *et al.* 2005. Cross-correlation analysis of atmospheric trace concentrations of N₂O, CH₄ and CO₂ determined by continuous gas-chromatographic monitoring. *Energy*, **30**, 299-311.
- Arah, J.R.M., Smith, K.A., Crichton, I.J. & Li, H.S. 1991. Nitrous oxide production and denitrification in Scottish arable soils. *Journal of Soil Science*, **42**, 351-367.
- Attard, E., Recous, S., Chabbi, A., De Berranger, C., Guillaumaud, N., Labreuche, J., *et al.* 2011. Soil environmental conditions rather than denitrifier abundance and diversity drive potential denitrification after changes in land uses. *Global Change Biology*, **17**, 1975-1989.
- Aubinet, M., Grelle, A., Ibrom, A., Rannik, Ü., Moncrieff, J., Foken, T., *et al.* 1999. Estimates of the Annual Net Carbon and Water Exchange of Forests: The EUROFLUX Methodology. In: *Advances in Ecological Research*, pp. 113-175. Academic Press.
- Babujia, L.C., Hungria, M., Franchini, J.C. & Brookes, P.C. 2010. Microbial biomass and activity at various soil depths in a Brazilian oxisol after two decades of no-tillage and conventional tillage. *Soil Biology and Biochemistry*, **42**, 2174-2181.
- Baize, D. & Girard, M.-C. 2009. Référentiel pédologique 2008. *Association française pour l'étude du sol*, Editions Quae, France, 480 p.
- Balbino, L.C., Bruand, A., Brossard, M. & Guimarães, M.F. 2001. Comportement de la phase argileuse lors de la dessiccation dans des Ferralsols microagrégés du Brésil: rôle de la microstructure et de la matière organique. *Earth and Planetary Sciences*, **332**, 673-680.
- Balbino, L.C., Bruand, A., Brossard, M., Grimaldi, M., Hajnos, M. & Guimarães, M.F. 2002. Changes in porosity and microaggregation in clayey Ferralsols of the Brazilian Cerrado on clearing for pasture. *European Journal of Soil Science*, **53**, 219-230.
- Balbino, L.C., Bruand, A., Cousin, I., Brossard, M., Quélin, P. & Grimaldi, M. 2004. Change in the hydraulic properties of a Brazilian clay Ferralsol on clearing for pasture. *Geoderma*, **120**, 297-307.
- Baldocchi, D., Falge, E., Gu, L., Olson, R., Hollinger, D., Running, S., *et al.* 2001. Fluxnet: a new tool to study the temporal and spatial variability of ecosystem-scale carbon dioxide, water vapor, and energy flux densities. *Bulletin of the American Meteorological Society*, **82**, 2415-2434.
- Barret, J. 2001. Atlas illustré de la Guyane. *IRD Editions*, 215p.
- Battle-Bayer, L., Batjes, N.H. & Bindraban, P.S. 2010. Changes in organic carbon stocks upon land use conversion in the Brazilian Cerrado: A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **137**, 47-58.
- Bavin, T.K., Griffis, T.J., Baker, J.M. & Venterea, R.T. 2009. Impact of reduced tillage and cover cropping on the greenhouse gas budget of a maize/soybean rotation ecosystem. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **134**, 234-242.
- Beheydt, D., Boeckx, P., Sleutel, S., Li, C. & Van Cleemput, O. 2007. Validation of DNDC for 22 long-term N₂O field emission measurements. *Atmospheric Environment*, **41**, 6196-6211.

- Bell, L.C., Richardson, D.J. & Ferguson, S.J. 1990. Periplasmic and membrane-bound respiratory nitrate reductases in *Thiosphaera pantotropha*: The periplasmic enzyme catalyzes the first step in aerobic denitrification. *FEBS Letters*, **265**, 85-87.
- Bergstermann, A., Cárdenas, L., Bol, R., Gilliam, L., Goulding, K., Mejjide, A., *et al.* 2011. Effect of antecedent soil moisture conditions on emissions and isotopologue distribution of N₂O during denitrification. *Soil Biology and Biochemistry*, **43**, 240-250.
- Bernoux, M., Cerri, C.C., Cerri, C.E.P., Siqueira Neto, M., Metay, A., Perrin, A.-S., *et al.* 2006. Cropping systems, carbon sequestration and erosion in Brazil, a review. *Agronomy for sustainable development*, **26**, 1-8.
- Beugniet, G. 2007. Bilan du programme pour le développement des cultures annuelles en Guyane (2002-2007) : mise en place de systèmes céréaliers spécialisés. *CETIOM*, 85p.
- Birch, H.F. 1958. The effect of soil drying on humus decomposition and nitrogen availability. *Plant and Soil*, **10**, 9-31.
- Blackmer, A.M. & Bremner, J.M. 1978. Inhibitory effect of nitrate on reduction of N₂O to N₂ by soil microorganisms. *Soil Biology and Biochemistry*, **10**, 187-191.
- Blagodatsky, S. & Smith, P. 2012. Soil physics meets soil biology: towards better mechanistic prediction of greenhouse gas emissions from soil. *Soil Biology and Biochemistry*, **47**, 78-92.
- Blagodatsky, S., Grote, R., Kiese, R., Werner, C. & Butterbach-Bahl, K. 2011. Modelling of microbial carbon and nitrogen turnover in soil with special emphasis on N-trace gases emission. *Plant and Soil*, **346**, 297-330.
- Blanfort, V. & Stahl, C. 2012. Projet CARPAGG 2009-2013. Bilan synthétique d'activités période 1/09/2009 - 31/12/2012. *CARPAGG: CARbone des PAturages de Guyane et Gaz à effet de serre*, **17p**.
- Boulet, R. & Humbel, F.X. 1980. Données nouvelles sur les sols guyanais : application à la mise en valeur. *ORSTOM, Cayenne*, 37p.
- Boyer, J. 1976. L'aluminium échangeable: incidences agronomiques, évaluation et correction de sa toxicité dans les sols tropicaux. *Les Cahiers de l'ORSTOM*, **XIV n°4**, 259-269.
- Bradbury, N.J., Whitmore, A.P., Hart, P.B.S. & Jenkinson, D.S. 1993. Modelling the fate of nitrogen in crop and soil in the years following application of ¹⁵N-labelled fertilizer to winter wheat. *The Journal of Agricultural Science*, **121**, 363-379.
- Brady, N.C. 1996. Alternatives to slash-and-burn: a global imperative. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **58**, 3-11.
- Brossard, M. 2006. Rapport d'expertise en Guyane à la demande du CETIOM. Programme de développement de grandes cultures en Guyane Française. *Valpédo - IRD Montpellier*, 13p.
- Brown, L., Syed, B., Jarvis, S.C., Sneath, R.W., Phillips, V.R., Goulding, K.W.T., *et al.* 2002. Development and application of a mechanistic model to estimate emission of nitrous oxide from UK agriculture. *Atmospheric Environment*, **36**, 917-928.
- Brunaux, O. & Demenois, J. 2003. Aménagement forestier et exploitation forestière en forêt tropicale humide guyanaise. *Revue Forestière Française, Connaissance et gestion de la forêt guyanaise*, **n°55 spécial**, 260-272.
- Butterbach-Bahl, K., Kock, M., Willibald, G., Hewett, B., Buhagiar, S., Papen, H., *et al.* 2004. Temporal variations of fluxes of NO, NO₂, N₂O, CO₂, and CH₄ in a tropical rain forest ecosystem. *Global Biogeochemical cycles*, **18**, GB3012.

- Cai, Z., Sawamoto, T., Li, C., Kang, G., Boonjawat, J., Mosier, A., *et al.* 2003. Field validation of the DNDC model for greenhouse gas emissions in East Asian cropping systems. *Global Biogeochemical cycles*, **17**, 1107.
- Carter, J.P., Hsaio, Y.H., Spiro, S. & Richardson, D.J. 1995. Soil and sediment bacteria capable of aerobic nitrate respiration. *Applied and Environmental Microbiology*, **61**, 2852-2858.
- Carvalho, J.L.N., Cerri, C.E.P., Feigl, B.J., Piccolo, M.C., Godinho, V.P. & Cerri, C.C. 2009a. Carbon sequestration in agricultural soils in the Cerrado region of the Brazilian Amazon. *Soil and Tillage Research*, **103**, 342-349.
- Carvalho, J.L.N., Carlos Eduardo Pelegrino, C., Feigl, B.J., Piccolo, M.d.C., Godinho, V.d.P., Herpin, U., *et al.* 2009b. Conversion of cerrado into agricultural land in the south-western Amazon: carbon stocks and soil fertility. *Scientia Agricola*, **66**, 233-241.
- Cavigelli, M.A. & Robertson, G.P. 2000. The functional significance of denitrifier community composition in a terrestrial ecosystem. *Ecology*, **81**, 1402-1414.
- Cavigelli, M.A. & Robertson, G.P. 2001. Role of denitrifier diversity in rates of nitrous oxide consumption in a terrestrial ecosystem. *Soil Biology and Biochemistry*, **33**, 297-310.
- Cerri, C.E.P., Sparovek, G., Bernoux, M., Easterling, W.E., Melillo, J.M. & Cerri, C.C. 2007. Tropical agriculture and global warming: impacts and mitigation options. *Scientia Agricola*, **64**, 83-99.
- CETIOM. 2011. Rapport final CETIOM Guyane 2008-2011: Développement d'une production locale de céréales et d'oléoprotéagineux à destination de l'alimentation des élevages guyanais. 401 p.
- Chapuis-Lardy, L., Wrage, N., Metay, A., Chotte, J.L. & Bernoux, M. 2007. Soils, a sink for N₂O? A review. *Global Change Biology*, **13**, 1-17.
- Chapuis-Lardy, L., Metay, A., Martinet, M., Rabenarivo, M., Toucet, J., Douzet, J.M., *et al.* 2009. Nitrous oxide fluxes from Malagasy agricultural soils. *Geoderma*, **148**, 421-427.
- Chatskikh, D. & Olesen, J.E. 2007. Soil tillage enhanced CO₂ and N₂O emissions from loamy sand soil under spring barley. *Soil and Tillage Research*, **97**, 5-18.
- Chen, D., Li, Y., Grace, P. & Mosier, A.R. 2008. N₂O emissions from agricultural lands: a synthesis of simulation approaches. *Plant and Soil*, **309**, 169-189.
- Chen, J. & Strous, M. 2013. Denitrification and aerobic respiration, hybrid electron transport chains and co-evolution. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - Bioenergetics*, **1827**, 136-144.
- Chen, Q. & Ni, J. 2011. Heterotrophic nitrification-aerobic denitrification by novel isolated bacteria. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*, **38**, 1305-1310.
- Choudhary, M.A., Akramkhanov, A. & Saggarr, S. 2002. Nitrous oxide emissions from a New Zealand cropped soil: tillage effects, spatial and seasonal variability. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **93**, 33-43.
- Clemens, J., Schillinger, M.P., Goldbach, H. & Huwe, B. 1999. Spatial variability of N₂O emissions and soil parameters of an arable silt loam – a field study. *Biology and Fertility of Soils*, **28**, 403-406.
- Comte, I., Davidson, R., Lucotte, M., de Carvalho, C.J.R., de Assis Oliveira, F., da Silva, B.P., *et al.* 2012. Physicochemical properties of soils in the Brazilian Amazon following fire-

- free land preparation and slash-and-burn practices. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **156**, 108-115.
- Conen, F. & Smith, K.A. 1998. A re-examination of closed flux chamber methods for the measurement of trace gas emissions from soils to the atmosphere. *European Journal of Soil Science*, **49**, 701-707.
- Conen, F. & Smith, K.A. 2000. An explanation of linear increases in gas concentration under closed chambers used to measure gas exchange between soil and the atmosphere. *European Journal of Soil Science*, **51**, 111-117.
- Coueron, E. 2006. Histoire contemporaine des systèmes d'élevage en Guyane française. Synthèse bibliographique. *Rapport de stage Master 2 Biologie Géosciences Agroressources et Environnement, Université Montpellier II, CIRAD-EMVT*, 28p.
- Dannenmann, M., Butterbach-Bahl, K., Gasche, R., Willibald, G. & Papen, H. 2008. Dinitrogen emissions and the N₂:N₂O emission ratio of a Rendzic Leptosol as influenced by pH and forest thinning. *Soil Biology and Biochemistry*, **40**, 2317-2323.
- Davidson, E.A., Nepstad, D.C., Ishida, F.Y. & Brando, P.M. 2008a. Effects of an experimental drought and recovery on soil emissions of carbon dioxide, methane, nitrous oxide, and nitric oxide in a moist tropical forest. *Global Change Biology*, **14**, 2582-2590.
- Davidson, E.A., Keller, M., Erickson, H.E., Verchot, L.V. & Veldkamp, E. 2000. Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides. *BioScience*, **50**, 667-680.
- Davidson, E.A., Abreu Sa, T.D., Reis Carvalho, C.J., Oliveira Figueiredo, O., Kato, M.S.A., Kato, O.R., *et al.* 2008b. An integrated greenhouse gas assessment of an alternative to slash-and-burn agriculture in eastern Amazonia. *Global Change Biology*, **14**, 998-1007.
- Davidson, E.A., Reis de Carvalho, C.J., Figueira, A.M., Ishida, Y.F., Ometto, J.P.H.B., Nardoto, G.B., *et al.* 2007. Recuperation of nitrogen cycling in Amazonian forests following agricultural abandonment. *Nature*, **447**, 995-998.
- De Boer, W. & Kowalchuk, G.A. 2001. Nitrification in acid soils: micro-organisms and mechanisms. *Soil Biology & Biochemistry*, **33**, 853-866.
- de Bruijn, A. & Butterbach-Bahl, K. 2010. Linking carbon and nitrogen mineralization with microbial responses to substrate availability — the DECONIT model. *Plant and Soil*, **328**, 271-290.
- Del Grosso, S.J., Parton, W.J., Mosier, A.R., Walsh, M.K., Ojima, D.S. & Thornton, P.E. 2006. DAYCENT National-scale simulations of nitrous oxide emissions from cropped soils in the United States. *Journal of Environmental Quality*, **35**, 1451-1460.
- Denich, M., Vlek, P.L.G., de Abreu Sa, T.D., Vielhauer, K. & Lücke, W. 2005. A concept for the development of fire-free fallow management in the Eastern Amazon, Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **110**, 43-58.
- Denman, K.L., Brasseur, G., Chidthaisong, A., Ciais, P., Cox, P.M., Dickinson, R.E., *et al.* 2007. Couplings between changes in the climate system and biogeochemistry. In: *Climate change 2007: The physical science basis. Contribution of working group I to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Denmead, O. 2008. Approaches to measuring fluxes of methane and nitrous oxide between landscapes and the atmosphere. *Plant and Soil*, **309**, 5-24.

- Desjardins, R.L., Pattey, E., Smith, W.N., Worth, D., Grant, B., R., S., *et al.* 2010. Multiscale estimates of N₂O emissions from agricultural lands. *Agricultural and Forest Meteorology*, **150**, 817-824.
- do Carmo, J.B., de Sousa Neto, E.R., Duarte-Neto, P.J., Ometto, J.P.H.B. & Martinelli, L.A. 2012. Conversion of the coastal Atlantic forest to pasture: Consequences for the nitrogen cycle and soil greenhouse gas emissions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **148**, 37-43.
- Edwards, G.C., Thurtell, G.W., Kidd, G.E., Dias, G.M. & Wagner-Riddle, C. 2003. A diode laser based gas monitor suitable for measurement of trace gas exchange using micrometeorological techniques. *Agricultural and Forest Meteorology*, **115**, 71-89.
- Elliott, J.A. & de Jong, E. 1993. Prediction of field denitrification rates: a boundary-line approach. *Soil Science Society of America Journal*, **57**, 82-87.
- Elmaloglou, S. & Diamantopoulos, E. 2008. The effect of hysteresis on three-dimensional transient water flow during surface trickle irrigation. *Irrigation and Drainage*, **57**, 57-70.
- Erickson, H., Keller, M. & Davidson, E.A. 2001. Nitrogen oxide fluxes and nitrogen cycling during postagricultural succession and forest fertilization in the humid tropics. *Ecosystems*, **4**, 67-84.
- Escobar, L.F., Amado, T.J.C., Bayer, C., Chavez, L.F., Zanatta, J.A. & Fiorin, J.E. 2010. Postharvest nitrous oxide emissions from a subtropical oxisol as influenced by summer crop residues and their management. *Revista Brasileira de ciência do solo*, **34**, 507-516.
- FAO. 2000. Global Forest Resources Assessment 2000. Chapter 43. Tropical South America. *FAO Forestry Paper*, **140**.
- FAO. 2006. World Reference Base for Soil Resources. IUSS Working Group WRB. 2nd edition. *World Soil Resources Reports No. 103*. FAO, Rome, 145 p.
- FAO. 2011. Situation des forêts du monde. *Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture*. Rome, 2011, 193p.
- FAO & ITTO. 2011. The state of forests in the Amazon Basin, Congo Basin and Southeast Asia. A report prepared for the summit of the three rainforest basins. *Brazzaville, Republic of Congo 31 May - 3 June 2011*, 81p.
- Farquharson, R. & Baldock, J. 2008. Concepts in modelling N₂O emissions from land use. *Plant and Soil*, **309**, 147-167.
- Fearnside, P.M., Righi, C.A., Graça, P.M.L.d.A., Keizer, E.W.H., Cerri, C.C., Nogueira, E.M., *et al.* 2009. Biomass and greenhouse-gas emissions from land-use change in Brazil's Amazonian "arc of deforestation": The states of Mato Grosso and Rondônia. *Forest Ecology and Management*, **258**, 1968-1978.
- Firestone, M.K. 1982. Biological Denitrification. *Nitrogen in Agricultural Soils, Agronomy monogra* **22**, 289-326.
- Follett, R.F. 2001. Soil management concepts and carbon sequestration in cropland soils. *Soil and Tillage Research*, **61**, 77-92.
- Forster, P., Ramaswamy, V., Artaxo, P., Berntsen, T., Betts, R., Fahey, D.W., *et al.* 2007. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. *In: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen,*

- M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Galford, G.L., Melillo, J.M., Kicklighter, D.W., Cronin, T.W., Cerri, C.E.P., Mustard, J.F., *et al.* 2010. Greenhouse gas emissions from alternative futures of deforestation and agricultural management in the southern Amazon. *PNAS*, **107**, 19649-19654.
- Garcia-Montiel, D.C., Melillo, J.M., Steudler, P.A., Tian, H., Neill, C., Kicklighter, D.W., *et al.* 2004. Emissions of N₂O and CO₂ from terra firme forests in Rondônia, Brazil. *Ecological Applications*, **14**, S241-S220.
- Garrido, F., Hénault, C., Gaillard, H., Perez, S. & Germon, J.C. 2002. N₂O and NO emissions by agricultural soils with low hydraulic potentials. *Soil Biology and Biochemistry*, **34**, 559-575.
- GIEC. 2006. Volume 4 : Agriculture, foresterie et autres affectations des terres. Chapitre 11: Emissions de N₂O des sols gérés et émissions de CO₂ dues au chaulage et à l'application d'urée. *Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre*.
- Godet, M. 2007. Filière céréales et oléo-protéagineux en Guyane : coûts de production et rentabilité économique de la filière COP. *CETIOM*, 70p.
- Goossens, A., Visscher, A., Boeckx, P. & Cleemput, O. 2001. Two-year field study on the emission of N₂O from coarse and middle-textured Belgian soils with different land use. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **60**, 23-34.
- Groffman, P.M. & Tiedje, J.M. 1988. Denitrification hysteresis during wetting and drying cycles in soil. *Soil Science Society of America Journal*, **52**, 1626-1629.
- Grundmann, G.L. & Rolston, D.E. 1987. A water function approximation to degree of anaerobiosis associated with denitrification. *Soil Science*, **144**, 437-441.
- Guo, X., Drury, C.F., Yang, X. & Zhang, R. 2010. Influence of constant and fluctuating water contents on nitrous oxide emissions from soils under varying crop rotations. *Soil Science Society of America Journal*, **74**, 2077-2085.
- Hashmonay, R.A., Natschke, D.F., Wagoner, K., Harris, D.B., Thompson, E.L. & Yost, M.G. 2001. Field Evaluation of a Method for Estimating Gaseous Fluxes from Area Sources Using Open-Path Fourier Transform Infrared. *Environmental Science and Technology*, **35**, 2309-2313.
- Healy, R.W., Striegl, R.G., Russell, T.F., Hutchinson, G.L. & Livingston, G.P. 1996. Numerical evaluation of static-chamber measurements of soil-atmosphere gas exchange: identification of physical processes. *Soil Science Society of America Journal*, **60**, 740-747.
- Heinen, M. 2006. Simplified denitrification models: overview and properties. *Geoderma*, **133**, 444-463.
- Hénault, C. & Germon, J.C. 1995. Quantification de la dénitrification et des émissions de protoxide d'azote (N₂O) par les sols. *Agronomie*, **15**, 321-355.
- Hénault, C. & Germon, J.C. 2000. NEMIS, a predictive model of denitrification on the field scale. *European Journal of Soil Science*, **51**, 257-270.
- Hénault, C. & Revellin, C. 2011. Inoculants of leguminous crops for mitigating soil emissions of the greenhouse gas nitrous oxide. *Plant and Soil*.

- Hénault, C., Gossel, A., Mary, B., Roussel, M. & Léonard, J. 2012. Nitrous oxide emissions by agricultural soils: a review of spatial and temporal variability for mitigation. *Pedosphere*, **22**, 426-433.
- Hénault, C., Chèneby, D., Heurlier, K., Garrido, F., Perez, 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.
- Hénault, C., Bizouard, F., Laville, P., Gabrielle, B., Nicoullaud, B., Germon, J.C., *et al.* 2005. Predicting *in situ* soil N₂O emission using NOE algorithm and soil database. *Global Change Biology*, **11**, 115-127.
- Hendriks, D.M.D., van Huissteden, A.J.D., Dolman, A.J. & van der Molen, M.K. 2007. The full greenhouse gas balance of an abandoned peat meadow. *Biogeosciences*, **4**, 411-424.
- Henry, S., Bru, D., Stres, B., Hallet, S. & Philippot, L. 2006. Quantitative detection of the *nosZ* gene, encoding nitrous oxide reductase, and comparison of the abundances of 16S rRNA, *narG*, *nirK*, and *nosZ* genes in soils. *Applied and Environmental Microbiology*, **72**, 5181-5189.
- Hergoualc'h, K. 2008. Emissions de gaz à effet de serre par le sol et stockage de carbone en caféiculture conduite sur des Andosols en climat tropical. *Thèse de Doctorat. Ecole Doctorale SIBAGHE. Montpellier SupAgro, Université Montpellier 2*, 229p.
- Hergoualc'h, K., Skiba, U., Harmand, J.-M. & Hénault, C. 2008. Fluxes of greenhouse gases from Andosols under coffee in monoculture or shaded *Inga densiflora* in Costa Rica. *Biogeochemistry*, **89**, 329-345.
- Hergoualc'h, K., Harmand, J.-M., Cannavo, P., Skiba, U., Oliver, R. & Hénault, C. 2009. The utility of process-based models for simulating N₂O emissions from soils: a case study based on Costa Rica coffee plantations. *Soil Biology and Biochemistry*, **41**, 2343-2355.
- Huang, Y., Zou, J., Zheng, X., Wang, Y. & Xu, X. 2004. Nitrous oxide emissions as influenced by amendment of plant residues with different C:N ratios. *Soil Biology and Biochemistry*, **36**, 973-981.
- Hutchinson, G.L. & Mosier, A.R. 1981. Improved soil cover method for field measurement of nitrous oxide fluxes. *Soil Science Society of America Journal*, **45**, 311-316.
- Hutchinson, G.L. & Livingston, G.P. 2001. Vents and seals in non-steady-state chambers used for measuring gas exchange between soil and the atmosphere. *European Journal of Soil Science*, **52**, 675-682.
- Hutchinson, G.L. & Livingston, G.P. 2002. Soil-atmosphere gas exchange. *In: J.H. Dane and G.C.Topp (ed.) Methods of soil analysis. Part 4. SSSA Book Ser. 5. SSSA, Madison, WI*, p. 1159-1182.
- Hutchinson, G.L., Livingston, G.P., Healy, R.W. & Striegl, R.G. 2000. Chamber measurement of surface-atmosphere trace gas exchange: numerical evaluation of dependence on soil, interfacial layer, and source/sink properties. *Journal of Geophysical Research*, **105**, 8865-8875.
- IEDOM. 2010. Rapport annuel 2010 IEDOM Guyane 223p.
- IFN. 2009. Changements d'occupation et d'utilisation des terres dans les Départements d'Outre-Mer. *L'IF*, **23**, 8p.
- INSEE. 2009. Premiers résultats - Enquêtes de recensement de la population. *INSEE Antilles-Guyane*, **38**, 4p.

- INSEE. 2010. Les cahiers Antilles-Guyane : Projections de population aux Antilles-Guyane à l'horizon 2030. *INSEE Antilles-Guyane*, 32p.
- Jantalia, C.P., dos Santos, H.P., Urquiaga, S., Boddey, R.M. & Alves, B.J.R. 2008. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **82**, 161-173.
- Jarecki, M.K., Parkin, T.B., Chan, A.S.K., Hatfield, J.L. & Jones, R. 2008. Comparison of DAYCENT-simulated and measured nitrous oxide emissions from a corn field. *Journal of Environmental Quality*, **37**, 1685-1690.
- Jassal, R.S., Black, T.A., Roy, R. & Ethier, G. 2011. Effect of nitrogen fertilization on soil CH₄ and N₂O fluxes, and soil and boel respiration. *Geoderma*, **162**, 182-186.
- Kato, M.S.A., Kato, O.R., Denich, M. & Vlek, P.L.G. 1999. Fire-free alternatives to slash-and-burn for shifting cultivation in the eastern Amazon region: the role of fertilizers. *Field Crops Research*, **62**, 225-237.
- Keller, M. & Reiners, W.A. 1994. Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide, nitric oxide, and methane under secondary succession of pasture to forest in the Atlantic lowlands of Costa Rica. *Global Biogeochemical cycles*, **8**, 399-409.
- Kérouel, R. & Aminot, A. 2007. Dosage automatique des nutriments dans les eaux marines. Méthodes d'analyse en milieu marin. *Ed. Quae - Ifremer*, 188p.
- Khalil, K. 2003. Emissions de N₂O par nitrification et dénitrification à l'échelle de la motte de sol: effet de la structure du sol, de l'aération et des activités microbiennes. *Thèse de Doctorat. Université Paris 6*, 226p.
- Kim, D.-G., Hernandez-Ramirez, G. & Giltrap, D. 2012. Linear and nonlinear dependency of direct nitrous oxide emissions on fertilizer nitrogen input: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*.
- Klein, C.A.M.D., McTaggart, P., Smith, K.A., Stevens, R.J., Harrison, R. & Laughlin, R.J. 1999. Measurement of nitrous oxide emissions from grassland soil using photo-acoustic infra-red spectroscopy, long-path infra-red spectroscopy, gas chromatography, and continuous flow isotope-ratio mass spectrometry. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **30**, 1463-1477.
- Knowles. 1982. Denitrification. *Microbiological reviews*, **46**, 43-70.
- Kool, D.M., Dolfing, J., Wrage, N. & Van Groenigen, J.W. 2011. Nitrifier denitrification as a distinct and significant source of nitrous oxide from soil. *Soil Biology and Biochemistry*, **43**, 174-178.
- Kool, D.M., Wrage, N., Zechmeister-Boltenstern, S., Pfeffer, M., Brus, D., Oenema, O., *et al.* 2010. Nitrifier denitrification can be a source of N₂O from soil: a revised approach to the dual-isotope labelling method. *European Journal of Soil Science*, **61**, 759-772.
- Köppen, W. 1936. Das Geographische System der Klimate. *In: Handbuch der Klimatologie, edited by W. Köppen and R. Geiger*, pp. C-1-C-44, Gebruder Borntraeger, Berlin.
- Kroeze, C., Mosier, A. & Bouwman, L. 1999. Closing the global N₂O budget: A retrospective analysis 1500-1994. *Global Biogeochemical cycles*, **13**, 1-8.
- Kroon, P., Hensen, A., van den Bulk, W., Jongejan, P. & Vermeulen, A. 2008. The importance of reducing the systematic error due to non-linearity in N₂O flux measurements by static chambers. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **82**, 175-186.

- Kutzbach, L., Schneider, J., Sachs, T., Giebels, M., Nykänen, H., Shurpali, N.J., *et al.* 2007. CO₂ flux determination by closed-chamber methods can be seriously biased by inappropriate application of linear regression. *Biogeosciences*, **4**, 1005-1025.
- Laville, P., Jambert, C., Cellier, P. & Delmas, R. 1999. Nitrous oxide fluxes from a fertilised maize crop using micrometeorological and chamber methods. *Agricultural and Forest Meteorology*, **96**, 19-38.
- Laville, P., Lehuger, S., Loubet, B., Chaumartin, F. & Cellier, P. 2011. Effect of management, climate and soil conditions on N₂O and NO emissions from an arable crop rotation using high temporal resolution measurements. *Agricultural and Forest Meteorology*, **151**, 228-240.
- Laville, P., Hénault, C., Renault, P., Cellier, P., Oriol, A., Devis, X., *et al.* 1997. Field comparison of nitrous oxide emission measurements using micrometeorological and chamber methods. *Agronomie*, **17**, 375-388.
- Leininger, S., Urich, T., Schloter, M., Schwark, L., Qi, J., Nicol, G.W., *et al.* 2006. Archaea predominate among ammonia-oxidizing prokaryotes in soils. *Nature*, **442**, 806-809.
- Li, C., Frohking, S. & Frohking, T.A. 1992a. A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events: II. Model applications. *Journal of Geophysical Research*, **97**, 9777-9783.
- Li, C., Frohking, S. & Frohking, T.A. 1992b. A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events : I. Model structure and sensitivity. *Journal of Geophysical Research*, **97**, 9759-9776.
- Li, C., Frohking, S. & Harriss, R. 1994. Modeling carbon biogeochemistry in agricultural soils. *Global Biogeochemical cycles*, **8**, 237-254.
- Li, C., Narayanan, V. & Harriss, R.C. 1996. Model estimates of nitrous oxide emissions from agricultural lands in the United States. *Global Biogeochemical cycles*, **10**, 297-306.
- Li, C., Frohking, S. & Butterbach-Bahl, K. 2005. Carbon sequestration in arable soils is likely to increase nitrous oxide emissions, offsetting reductions in climate radiative forcing. *Climatic Change*, **72**, 321-338.
- Li, C., Aber, J., Stange, F., Butterbach-Bahl, K. & Papen, H. 2000. A process-oriented model of N₂O and NO emissions from forest soils: 1. Model development. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, **105**, 4369-4384.
- Li, C.S. 2000. Modeling trace gas emissions from agricultural ecosystems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **58**, 259-276.
- Lin, S., Iqbal, J., Hu, R. & Feng, M. 2010. N₂O emissions from different land uses in mid-subtropical China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **136**, 40-48.
- Linn, D.M. & Doran, J.W. 1984. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. *Soil Science Society of America Journal*, **48**, 1267-1272.
- Liu, S., Reiners, W.A., Keller, M. & Schimel, D.S. 2000. Simulation of nitrous oxide and nitric oxide emissions from tropical primary forests in the Costa Rican Atlantic Zone. *Environmental Modelling and Software*, **15**, 727-743.
- Livingston, G.P., Hutchinson, G.L. & Spartalian, K. 2006. Trace gas emission in chambers: a non-steady state diffusion model. *Soil Science Society of America Journal*, **70**, 1459-1469.

- Lloyd, D. 1993. Aerobic denitrification in soils and sediments: from fallacies to facts. *Trends in Ecology & Evolution*, **8**, 352-356.
- Loftfield, N., Flessa, H., Augustin, J. & Beese, F. 1997. Automated gas chromatographic system for rapid analysis of the atmospheric trace gases methane, carbon dioxide, and nitrous oxide. *Journal of Environmental Quality*, **26**, 560-564.
- Lugato, E., Zuliani, M., Alberti, G., Vedove, G.D., Gioli, B., Miglietta, F., *et al.* 2010. Application of DNDC biogeochemistry model to estimate greenhouse gas emissions from Italian agricultural areas at high spatial resolution. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **139**, 546-556.
- Lundegardh, H. 1927. Carbon dioxide evolution of soil and crop growth. *Soil Science*, **23**, 417-453.
- Luo, Y. & Zhou, X. 2006. Soil respiration and the environment. *Academic Press Inc*, 328p.
- Maia, S.M.F., Ogle, S.M., Cerri, C.E.P. & Cerri, C.C. 2009. Effect of grassland management on soil carbon sequestration in Rondônia and Mato Grosso states, Brazil. *Geoderma*, **149**, 84-91.
- Maia, S.M.F., Ogle, S.M., Cerri, C.C. & Cerri, C.E.P. 2010. Changes in soil organic carbon storage under different agricultural management systems in the Southwest Amazon Region of Brazil. *Soil and Tillage Research*, **106**, 177-184.
- Mathieu, O., Hénault, C., Lévêque, J., Baujard, E., Milloux, M.-J. & Andreux, F. 2006a. Quantifying the contribution of nitrification and denitrification to the nitrous oxide flux using ¹⁵N tracers. *Environmental Pollution*, **144**, 933-940.
- Mathieu, O., Lévêque, J., Hénault, C., Milloux, M.-J., Bizouard, F. & Andreux, F. 2006b. Emissions and spatial variability of N₂O, N₂ and nitrous oxide mole fraction at the field scale, revealed with ¹⁵N isotopic techniques. *Soil Biology and Biochemistry*, **38**, 941-951.
- Matthias, A.D., Yarger, D.N. & Weinbeck, R.S. 1978. A numerical evaluation of chamber methods for determining gas fluxes. *Geophysical Research Letter.*, **5**, 765-768.
- McKenzie, E. & Kurtz, L.T. 1976. Effect of pretreatment on loss of nitrogen-15-labelled fertilizer nitrogen from waterlogged soil during incubation. *Soil Science Society of America Journal*, **40**, 534-537.
- McSwiney, C.P. & Robertson, G.P. 2005. Nonlinear response of N₂O flux to incremental fertilizer addition in a continuous maize (*Zea mays* L.) cropping system. *Global Change Biology*, **11**, 1712-1719.
- Melillo, J.M., Steudler, P.A., Feigl, B.J., Neill, C., Garcia, C., Piccolo, M.C., *et al.* 2001. Nitrous oxide emissions from forests and pastures of various ages in the Brazilian Amazon. *Journal of Geophysical Research*, **106**, 34,179-134,188.
- Metay, A. 2005. Séquestration de carbone et flux de gaz à effet de serre. Comparaison entre semis direct et système conventionnel dans les Cerrados brésiliens. *Thèse de Doctorat en Agronomie-Environnement, INA-PG*, 233p.
- Metay, A., Chapuis-Lardy, L., Findeling, A., Oliver, R., Alves Moreira, J.A. & Feller, C. 2011. Simulating N₂O fluxes from a Brazilian cropped soil with contrasted tillage practices. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **140**, 255-263.
- Metay, A., Oliver, R., Scopel, E., Douzet, J.M., Moreira, J.A.A., Maraux, F., *et al.* 2007. N₂O and CH₄ emissions from soils under conventional and no-till management practices in Goiânia (Cerrados, Brazil). *Geoderma*, **141**, 78-88.

- Mikha, M.M., Rice, C.W. & Milliken, G.A. 2005. Carbon and nitrogen mineralization as affected by drying and wetting cycles. *Soil Biology and Biochemistry*, **37**, 339-347.
- Millar, N., Ndufa, J.K., Cadisch, G. & Baggs, E.M. 2004. Nitrous oxide emissions following incorporation of improved-fallow residues in the humid tropics. *Global Biogeochemical cycles*, **18**, GB1032.
- Molodovskaya, M., Warland, J., Richards, B.K., Öberg, G. & Steenhuis, T.S. 2011. Nitrous oxide from heterogeneous agricultural landscapes: source contribution analysis by Eddy covariance and chambers. *Soil Science Society of America Journal*, **75**, 1829-1838.
- Montagnini, F., Haines, B. & Swank, W. 1989. Factors controlling nitrification in soils of early successional and oak/hickory forests in the southern appalachians. *Forest Ecology and Management*, **26**, 77-94.
- Morell, I., Padilla, F. & Alberto, J.M. 1996. Modelling of leaching of chloride and nitrogen species in an experimental citrus grove. *Ecological Modelling*, **87**, 235-247.
- Mosier, A., Kroeze, C., Nevison, C., Oenema, O., Seitzinger, S. & van Cleemput, O. 1998. Closing the global N₂O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **52**, 225-248.
- Muhr, J., Goldberg, S.D., Borcken, W. & Gebauer, G. 2008. Repeated drying–rewetting cycles and their effects on the emission of CO₂, N₂O, NO, and CH₄ in a forest soil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, **171**, 719-728.
- Muñoz, C., Saggar, S., Berben, P., Giltrap, D. & Jha, N. 2011. Influence of waiting time after insertion of base chamber into soil on produced greenhouse gas fluxes. *Chilean Journal of Agricultural Research*, **71**, 610-614.
- Mutegi, J.K., Munkholm, L.J., Petersen, B.M., Hansen, E.M. & Petersen, S.O. 2010. Nitrous oxide emissions and controls as influenced by tillage and crop residue management strategy. *Soil Biology and Biochemistry*, **42**, 1701-1711.
- Naasz, R., Michel, J.-C. & Charpentier, S. 2005. Measuring hysteretic hydraulic properties of peat and pine bark using a transient method. *Soil Science Society of America Journal*, **69**, 13-22.
- Nakano, T., Sawamoto, T., Morishita, T., Inoue, G. & Hatano, R. 2004. A comparison of regression methods for estimating soil-atmosphere diffusion gas fluxes by a closed-chamber technique. *Soil Biology and Biochemistry*, **36**, 107-113.
- Neill, C., Steudler, P.A., Garcia-Montiel, D.C., Melillo, J.M., Feigl, B.J., Piccolo, M.C., *et al.* 2005. Rates and controls of nitrous oxide and nitric oxide emissions following conversion of forest to pasture in Rondônia. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **71**, 1-15.
- Nelson, D.W. & Bremner, J.M. 1970. Gaseous products of nitrite decomposition in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, **2**, 203-215.
- Neto, M.S., Scopel, E., Corbeels, M., Cardoso, A.N., Douzet, J.-M., Feller, C., *et al.* 2010. Soil carbon stocks under no-tillage mulch-based cropping systems in the Brazilian Cerrado: an on-farm synchronic assessment. *Soil and Tillage Research*, **110**, 187-195.
- Norton, J.M. & Stark, J.M. 2011. Chapter Fifteen - Regulation and measurement of nitrification in terrestrial systems. In: *Methods in Enzymology* (ed. Martin, G.K.), pp. 343-368. Academic Press.
- Ostrom, N.E., Sutka, R., Ostrom, P.H., Grandy, A.S., Huizinga, K.M., Gandhi, H., *et al.* 2010. Isotopologue data reveal bacterial denitrification as the primary source of N₂O during a high

- flux event following cultivation of a native temperate grassland. *Soil Biology and Biochemistry*, **42**, 499-506.
- Palma, R.M., Rimolo, M., Saubidet, M.I. & Conti, M.E. 1997. Influence of tillage system on denitrification in maize-cropped soils. *Biology and Fertility of Soils*, **25**, 142-146.
- Parkin, T.B. 1987. Soil microsites as a source of denitrification variability. *Soil Science Society of America Journal*, **51**, 1194-1199.
- Parkin, T.B. & Venterea, R.T. 2010. Sampling Protocols. Chapter 3. Chamber-based trace gas flux measurements. In: *Sampling protocols*. R.F. Folette, editor., p. 3-1 to 3-39. Available at: www.ars.usda.gov/research/GRACEnet.
- Parton, W.J., Stewart, J.W.B. & Cole, C.V. 1988a. Dynamics of C, N, P and S in grassland soils: A model. *Biogeochemistry*, **5**, 109-131.
- Parton, W.J., Mosier, A.R. & Schimel, D.S. 1988b. Rates and pathways of nitrous oxide production in a shortgrass steppe. *Biogeochemistry*, **6**, 45-58.
- Parton, W.J., Hartman, M., Ojima, D. & Schimel, D. 1998. DAYCENT and its land surface submodel: description and testing. *Global and Planetary Change*, **19**, 35-48.
- Parton, W.J., Mosier, A.R., Ojima, D.S., Valentine, D.W., Schimel, D.S., Weier, K., *et al.* 1996. Generalized model for N₂ and N₂O from nitrification and denitrification. *Global Biogeochemical cycles*, **10**, 401-412.
- Parton, W.J., Holland, E.A., Del Grosso, S.J., Hartman, M.D., Martin, R.E., Mosier, A.R., *et al.* 2001. Generalized model for NO_x and N₂O emissions from soils. *Journal of Geophysical Research*, **106**, 17403-17419.
- Passianoto, C.C., Ahrens, T., Feigl, B.J., Steudler, P.A., do Carmo, J.B. & Melillo, J.M. 2003. Emissions of CO₂, N₂O, and NO in conventional and no-till management practices in Rondônia, Brazil. *Biology and Fertility of Soils*, **38**, 200-208.
- Pathak, H., Li, C., Wassmann, R. & Ladha, J.K. 2006. Simulation of nitrogen balance in rice-wheat systems of the Indo-Gangetic plains. *Soil Science Society of America Journal*, **70**, 1612-1622.
- Patten, D.K., Bremner, J.M. & Blackmer, A.M. 1980. Effects of drying and air-dry storage of soils on their C capacity for denitrification of nitrate. *Soil Science Society of America Journal*, **44**, 67-70.
- Pattey, E., Strachan, I.B., Desjardins, R.L., Edwards, G.C., Dow, D. & MacPherson, J.I. 2006. Application of a tunable diode laser to the measurement of CH₄ and N₂O fluxes from field to landscape scale using several micrometeorological techniques. *Agricultural and Forest Meteorology*, **136**, 222-236.
- Patureau, D., Zumstein, E., Delgenes, J.P. & Moletta, R. 2000. Aerobic denitrifiers isolated from diverse natural and managed ecosystems. *Microbial Ecology*, **39**, 145-152.
- Patureau, D., Bernet, N., Bouchez, T., Dabert, P., Delgenes, J.P. & Moletta, R. 1998. Biological nitrogen removal in a single aerobic reactor by association of a nitrifying ecosystem to an aerobic denitrifier, *Microvirgula aerodenitrificans*. *Journal of Molecular Catalysis B: Enzymatic*, **5**, 435-439.
- Pedersen, A.R. 2000. Estimating the nitrous oxide emission rate from the soil surface by means of a diffusion model. *Scandinavian Journal of Statistics*, **27**, 385-403.

- Pedersen, A.R., Petersen, S.O. & Vinther, F.P. 2001. Stochastic diffusion model for estimating trace gas emissions with static chambers. *Soil Science Society of America Journal*, **65**, 49-58.
- Peel, M.C., Finlayson, B.L. & McMahon, T.A. 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, **11**, 1633-1644.
- Pendall, E., Schwendenmann, L., Rahn, T., Miller, J.B., Tans, P.P. & White, J.W.C. 2010. Land use and season affect fluxes of CO₂, CH₄, CO, N₂O, H₂ and isotopic source signatures in Panama: evidence from nocturnal boundary layer profiles. *Global Change Biology*, **16**, 2721-2736.
- Perrin, A.-S., Fujisaki, K., Petitjean, C., Sarrazin, M., Godet, M., Garric, B., *et al.* soumis à Agriculture, Ecosystems, and Environment. Conversion of forest to agriculture in Amazonia with the chop-and-mulch method: does it improve the soil carbon stock?
- Perrin, D., Laitat, E., Yernaux, M. & Aubinet, M. 2004. Modélisation de la réponse des flux de respiration d'un sol forestier selon les principales variables climatiques. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, **8**, 15-26.
- Philippot, L. & Germon, J.C. 2005. Chapter 8 - Contribution of bacteria to initial input and cycling of nitrogen in soils. In: *Microorganisms in soils: roles in genesis and functions* (eds. F. Buscot & Varma, A.), pp. 159-176. Springer.
- Philippot, L., Hallin, S. & Schloter, M. 2007. Ecology of denitrifying prokaryotes in agricultural soil. In: *Advances in Agronomy* (ed. Donald, L.S.), pp. 249-305. Academic Press.
- Phillips, F.A., Leuning, R., Baigent, R., Kelly, K.B. & Denmead, O.T. 2007. Nitrous oxide flux measurements from an intensively managed irrigated pasture using micrometeorological techniques. *Agricultural and Forest Meteorology*, **143**, 92-105.
- Polidori, L., Fotsing, J.-M. & Orru, J.-F. 2001. Déforestation et orpaillage: apport de la télédétection pour la surveillance de l'occupation du sol en Guyane française. **Annexe 15**, 30p.
- POSEI. 2009. Résultats technico-économiques 2008 issus des exploitations du réseau de référence de Guyane - Programme réseaux de références POSEI France. *Réseaux d'élevage DOM, Institut de l'élevage, IFIP, ITAVI, Chambre d'Agriculture de Guyane*, 16p.
- Potter, C.S., Riley, R.H. & Klooster, S.A. 1997. Simulation modeling of nitrogen trace gas emissions along an age gradient of tropical forest soils. *Ecological Modelling*, **97**, 179-196.
- Prather, M. & Ehhalt, D. 2001. Atmospheric chemistry and greenhouse gases. In: *Houghton J, Ding J, Griggs M, Noguer P, van der Linden P, Xiaosu D (eds) Climate change 2001: the scientific basis. Cambridge University Press, Ch. 4.*
- Prather, M.J. 1998. Time scales in atmospheric chemistry coupled perturbations to N₂O, NO(y), and O₃. *Science*, **279**, 1339-1341.
- Purbopuspito, J., Veldkamp, E., Brumme, R. & Murdiyarso, D. 2006. Trace gas fluxes and nitrogen cycling along an elevation sequence of tropical montane forests in Central Sulawesi, Indonesia. *Global Biogeochemical cycles*, **20**, GB3010.
- Rabot, E., Giot, G., Cousin, I. & Hénault, C. 2012. N₂O emissions by soils in relation with soil water dynamics. In: *Eurosoil, 2-7 July 2012, Bari, Italy.*
- Regina, K. & Alakukku, L. 2010. Greenhouse gas fluxes in varying soils types under conventional and no-tillage practices. *Soil and Tillage Research*, **109**, 144-152.

- Robertson, G.P. 1989. Nitrification and denitrification in humid tropical ecosystems: potential controls on nitrogen retention, in mineral nutrients in *Tropical Forest and Savanna Ecosystems*, edited by J. Procter, pp. 55-69, Blackwell Scientific, Boston, Mass.
- Rochette, P. 2008. No-till only increases N₂O emissions in poorly-aerated soils. *Soil and Tillage Research*, **101**, 97-100.
- Rochette, P. 2011. Towards a standard non-steady-state chamber methodology for measuring soil N₂O emissions. *Animal Feed Science and Technology*, **166-167**, 141-146.
- Rochette, P. & Bertrand, N. 2003. Soil air sample storage and handling using polypropylene syringes and glass vials. *Canadian Journal of Soil Science*, **83**, 631-637.
- Rochette, P. & Janzen, H. 2005. Towards a revised coefficient for estimating N₂O emissions from legumes. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **73**, 171-179.
- Rochette, P. & Hutchinson, G.L. 2005. Measurements of soil respiration in situ: chamber techniques. In: J.L. Hatfield and J.M. Baker (ed.) *Micrometeorology in agricultural systems*. Agron. Monogr. 47. ASA, CSSA, and SSSA, Madison, WI, p. 247-286.
- Rochette, P. & Bertrand, N. 2007. Soil-surface gas emissions. In: M. Carter and E.G. Gregorich (ed) *Soil sampling and methods of analysis*. 2nd edition. CRC Press, Boca Raton, FL, p. 851-861.
- Rochette, P. & Eriksen-Hamel, N.S. 2008. Chamber measurements of soil nitrous oxide flux: are absolute values reliable ? *Soil Science Society of America Journal*, **72**, 331-342.
- Rochette, P., Angers, D.A., Chantigny, M.H. & Bertrand, N. 2008. Nitrous oxide emissions respond differently to no-till in a loam and a heavy clay soil. *Soil Science Society of America Journal*, **72**, 1363-1369.
- Rochette, P., Angers, D.A., Bélanger, G., Chantigny, M.H., Prévost, D. & Lévesque, G. 2004. Emissions of N₂O from alfalfa and soybean crops in eastern Canada. *Soil Science Society of America Journal*, **68**, 493-506.
- Rudaz, A.O., Davidson, E.A. & Firestone, M.K. 1991. Sources of nitrous oxide production following wetting of dry soil. *FEMS Microbiology Ecology*, **8**, 117-124.
- Ruser, R., Flessa, H., Russow, R., Schmidt, G., Buegger, F. & Munch, J.C. 2006. Emission of N₂O, N₂ and CO₂ from soil fertilized with nitrate: effect of compaction, soil moisture and rewetting. *Soil Biology and Biochemistry*, **38**, 263-274.
- Rustad, L.E., Huntington, T.G. & Boone, R.D. 2000. Controls on soil respiration: implications for climate change. *Biogeochemistry*, **48**, 1-6.
- Saggar, S., Andrew, R.M., Tate, K.R., Hedley, C.B., Rodda, N.J. & Townsend, J.A. 2004. Modelling nitrous oxide emissions from dairy-grazed pastures. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **68**, 243-255.
- Scheer, C., Wassmann, R., Kienzler, K., Ibragimov, N. & Eschanov, R. 2008. Nitrous oxide emissions from fertilized, irrigated cotton (*Gossypium hirsutum* L.) in the Aral Sea Basin, Uzbekistan: Influence of nitrogen applications and irrigation practices. *Soil Biology and Biochemistry*, **40**, 290-301.
- Schlesinger, W.H. & Andrews, J.A. 2000. Soil respiration and the global carbon cycle. *Biogeochemistry*, **48**, 7-20.
- Schmidt, I. & Bock, E. 1997. Anaerobic ammonia oxidation with nitrogen dioxide by *Nitrosomonas eutropha*. *Archives of Microbiology*, **167**, 106-111.

- Schreven, D.A. 1967. The effect of intermittent drying and wetting of a calcareous soil on carbon and nitrogen mineralization. *Plant and Soil*, **26**, 14-32.
- Schrier-Uijsl, A.P., Kroon, P.S., Hensen, A., Leffelaar, P.A., Berendse, F. & Veenendaal, E.M. 2010. Comparison of chamber and eddy covariance-based CO₂ and CH₄ emission estimates in a heterogeneous grass ecosystem on peat. *Agricultural and Forest Meteorology*, **150**, 825-831.
- Seguy, L., Husson, O., Charpentier, H., Bouzinac, S., Michellon, R., Chabanne, A., *et al.* 2009. Principes et fonctionnement des écosystèmes cultivés en semis direct sur couverture végétale permanente. *Manuel pratique du semis direct à Madagascar. Edition : GSDM/CIRAD, Volume I. Chapitre 1*, 32p.
- Simek, M., Jisova, L. & Hopkins, D.W. 2002. What is the so-called optimum pH for denitrification in soil? *Soil Biology and Biochemistry*, **34**, 1227-1234.
- Six, J., Feller, C., Deneff, K., Ogle, S.M., de Moraes Sa, J.C. & Albrecht, A. 2002. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils - Effects of no-tillage. *Agronomie*, **22**, 755-775.
- Skiba, U. & Smith, K.A. 2000. The control of nitrous oxide emissions from agricultural and natural soils. *Chemosphere - Global Change Science*, **2**, 379-386.
- Smith, J., Smith, P. & Addiscott, T. 1996. Quantitative methods to evaluate and compare soil organic matter (SOM) models. *In: Powlson, D.S., Smith, P., Smith, J.U. (Eds.), Evaluation of soil organic matter models using existing long-term datasets. Springer, Berlin*, pp. 188-199.
- Smith, K.A. & Dobbie, K.E. 2001. The impact of sampling frequency and sampling times on chamber-based measurements of N₂O emissions from fertilized soils. *Global Change Biology*, **7**, 933-945.
- Smith, K.A. & Conen, F. 2004. Measurement of trace gases: I. Gas analysis, chamber methods, and related procedures. *In: K.A. Smith and M.C. Cresser (ed.) Soil and environmental analysis: Modern instrumental techniques., 3rd ed. Marcel Dekker, New York*, p. 433-437.
- Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., *et al.* 2007. Agriculture. *In: Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, [Metz B., Davidson O.R., Bosch P.R., Dave R., Meyer L.A. (eds)], Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Smith, W.N., Grant, B., Desjardins, R.L., Lemke, R. & Li, C. 2004. Estimates of the interannual variations of N₂O emissions from agricultural soils in Canada. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **68**, 37-45.
- Snyder, C.S., Bruulsema, T.W., Jensen, T.L. & Fixen, P.E. 2009. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **133**, 247-266.
- Sommer, R., Vlek, P.L.G., Deane de Abreu Sá, T., Vielhauer, K., de Fátima Rodrigues Coelho, R. & Fölster, H. 2004. Nutrient balance of shifting cultivation by burning or mulching in the Eastern Amazon – evidence for subsoil nutrient accumulation. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **68**, 257-271.
- Sørensen, L.H. 1974. Rate of decomposition of organic matter in soil as influenced by repeated air drying-rewetting and repeated additions of organic material. *Soil Biology and Biochemistry*, **6**, 287-292.

- Stehfest, E. & Bouwman, L. 2006. N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **74**, 207-228.
- Subbarao, G.V., Ishikawa, T., Ito, O., Nakahara, K., Wang, H.Y. & Berry, W.L. 2006. A bioluminescence assay to detect nitrification inhibitors released from plant roots: a case study with *Brachiaria humidicola*. *Plant and Soil*, **288**, 101-112.
- Subbarao, G.V., Rondon, M., Ito, O., Ishikawa, T., Rao, I.M., Nakahara, K., *et al.* 2007. Biological nitrification inhibition (BNI) - is it a widespread phenomenon ? *Plant and Soil*, **294**, 5-18.
- Subbarao, G.V., Sahrawat, K.L., Nakahara, K., Rao, I.M., Ishitani, M., Hash, C.T., *et al.* 2012a. A paradigm shift towards low-nitrifying production systems: the role of biological nitrification inhibition (BNI). *Annals of Botany*, 1-20.
- Subbarao, G.V., Sahrawat, K.L., Nakahara, K., Ishikawa, T., Kishii, M., Rao, I.M., *et al.* 2012b. Chapter six - Biological Nitrification Inhibition - A Novel Strategy to Regulate Nitrification in Agricultural Systems. In: *Advances in Agronomy*, pp. 249-302. Academic Press.
- Takaya, N., Catalan-Sakairi, M.A.B., Sakaguchi, Y., Kato, I., Zhou, Z. & Shoun, H. 2003. Aerobic denitrifying bacteria that produce low levels of nitrous oxide. *Applied and Environmental Microbiology*, **69**, 3152-3157.
- Tiedje, J.M., Sexstone, A.J., Myrold, D.D. & Robinson, J.A. 1982. Denitrification: ecological niches, competition and survival. *Antonie van Leeuwenhoek*, **48**, 569-583.
- Tsayem Demaze, M. 2008. Croissance démographique, pression foncière et insertion territoriale par les abattis en Guyane française. *Norois*, **206**, 11-127.
- Tsayem Demaze, M. & Manusset, S. 2008. L'agriculture itinérante sur brûlis en Guyane française : la fin des durabilités écologique et socio-culturelle ? *les Cahiers d'Outre-Mer*, **61**, 31-48.
- Tsayem Demaze, M., Fotsing, J.-M. & Huynh, F. 2002. La déforestation dans la région de Saint-Georges de l'Oyapock (Guyane française). *Les Cahiers d'Outre-Mer (en ligne)*, **218**, Avril-Juin 2002, mis en ligne en février 2008, consulté en août 2012 . URL: /index1096.html ; DOI : 2010.4000/com.1096.
- UE. 2010. Programme de développement rural de la Guyane 2007-2013. Version 5. *Union européenne*, 337p.
- Vachaud, G. & Thony, J.-L. 1971. Hysteresis during Infiltration and redistribution in a soil column at different initial water contents. *Water Resources Research*, **7**, 111-127.
- van Dam, D. & van Breemen, N. 1995. NICCE: a model for cycling of nitrogen and carbon isotopes in coniferous forest ecosystems. *Ecological Modelling*, **79**, 255-275.
- van den Heuvel, R.N., Hefting, M.M., Tan, N.C.G., Jetten, M.S.M. & Verhoeven, J.T.A. 2009. N₂O emissions hotspots at different spatial scales and governing factors for small scale hotspots. *Science of the Total Environment*, **407**, 2325-2332.
- Varvel, G.E. & Wilhelm, W.W. 2011. No-tillage increases soil profile carbon and nitrogen under long-term rainfed cropping systems. *Soil and Tillage Research*, **114**, 28-36.
- Venterea, R.T. 2010. Simplified method for quantifying theoretical underestimation of chamber-based trace gas fluxes. *Journal of Environmental Quality*, **39**, 126-135.

- Verchot, L.V., Davidson, E.A., Cattânio, J.H., Ackerman, I.L., Erickson, H.E. & Keller, M. 1999. Land use change and biogeochemical controls of nitrogen oxide emissions from soils in eastern Amazonia. *Global Biogeochemical cycles*, **13**, 31-46.
- Verchot, L.V., Brienza Júnior, S., de Oliveira, V.C., Muteji, J.K., Cattânio, J.H. & Davidson, E.A. 2008. Fluxes of CH₄, CO₂, NO, and N₂O in an improved fallow agroforestry system in eastern Amazonia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **126**, 113-121.
- Vereecken, H., Diels, J. & Viaene, P. 1995. The effect of soil heterogeneity and hysteresis on solute transport: a numerical experiment. *Ecological Modelling*, **77**, 273-288.
- Viard, A. 2010. Conception d'itinéraires techniques à faible impact environnemental pour le développement des cultures annuelles en Guyane française. *Mémoire de fin d'études, Agrocampus Ouest*, 51 p.
- Wan, C., Yang, X., Lee, D.-J., Du, M., Wan, F. & Chen, C. 2011. Aerobic denitrification by novel isolated strain using NO₂⁻-N as nitrogen source. *Bioresource Technology*, **102**, 7244-7248.
- Wang, J., Cardenas, L.M., Misselbrook, T.H., Cuttle, S., Thorman, R.E. & Li, C. 2012. Modelling nitrous oxide emissions from grazed grassland systems. *Environmental Pollution*, **162**, 223-233.
- Wang, Y., Wang, Y. & Ling, H. 2010. A new carrier gas type for accurate measurement of N₂O by GC-ECD. *Advances in atmospheric sciences*, **27**, 1322-1330.
- Wang, Y.P., Meyer, C.P., Galbally, I.E. & Smith, C.J. 1997. Comparisons of field measurements of carbon dioxide and nitrous oxide fluxes with model simulations for a legume pasture in southeast Australia. *Journal of Geophysical Research*, **102**, 28013-28024.
- Webster, F.A. & Hopkins, D.W. 1996. Contributions from different microbial processes to N₂O emission from soil under different moisture regimes. *Biology and Fertility of Soils*, **22**, 331-335.
- Weier, K.L. 1999. N₂O and CH₄ emission and CH₄ consumption in a sugarcane soil after variation in nitrogen and water application. *Soil Biology and Biochemistry*, **31**, 1931-1941.
- Weitz, A.M., Linder, E., Froelking, S., Crill, P.M. & Keller, M. 2001. N₂O emissions from humid tropical agricultural soils: effects of soil moisture, texture and nitrogen availability. *Soil Biology and Biochemistry*, **33**, 1077-1093.
- Wentworth, W.E. & Freeman, R.R. 1973. Measurement of atmospheric nitrous oxide using an electron capture detector in conjunction with gas chromatography. *Journal of Chromatography A*, **79**, 322-324.
- Williams, E.J., Hutchinson, G.L. & Fehsenfeld, F.C. 1992. NO_x and N₂O emissions from soil. *Global Biogeochemical cycles*, **6**, 351-388.
- Wolf, I. & Brumme, R. 2003. Dinitrogen and nitrous oxide formation in beech forest floor and mineral soils. *Soil Science Society of America Journal*, **67**, 1862-1868.
- Wrage, N., Velthof, G.L., van Beusichem, M.L. & Oenema, O. 2001. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biology and Biochemistry*, **33**, 1723-1732.
- Wrage, N., Velthof, G.L., Laanbroek, H.J. & Oenema, O. 2004. Nitrous oxide production in grassland soils: assessing the contribution of nitrifier denitrification. *Soil Biology and Biochemistry*, **36**, 229-236.

- Xu-Ri, Wang, M. & Wang, Y. 2003. Using a modified DNDC model to estimate N₂O fluxes from semi-arid grassland in China. *Soil Biology and Biochemistry*, **35**, 615-620.
- Xu, L., Furtaw, M.D., Madsen, R.A., Garcia, R.L., Anderson, D.J. & McDermitt, D.K. 2006. On maintaining pressure equilibrium between a soil CO₂ flux chamber and the ambient air. *Journal of Geophysical Research*, **111**, D08S10.
- Yao, Z., Zheng, X., Xie, B., Liu, C., Mei, B., Dong, H., *et al.* 2009. Comparison of manual and automated chambers for field measurements of N₂O, CH₄, CO₂ fluxes from cultivated land. *Atmospheric Environment*, **43**, 1888-1896.
- Yashiro, Y., Kadir, W.R., Okuda, T. & Koizumi, H. 2008. The effects of logging on soil greenhouse gas (CO₂, CH₄, N₂O) flux in a tropical rain forest, Peninsular Malaysia. *Agricultural and Forest Meteorology*, **148**, 799-806.
- Zart, D. & Bock, E. 1998. High rate of aerobic nitrification and denitrification by *Nitrosomonas eutropha* grown in a fermentor with complete biomass retention in the presence of gaseous NO₂ or NO. *Archives of Microbiology*, **169**, 282-286.
- Zhang, J., Cai, Z. & Zhu, T. 2011. N₂O production pathways in the subtropical acid forest soils in China. *Environmental Research*, **111**, 643-649.
- Zhang, Y., Li, C., Zhou, X. & Moore III, B. 2002. A simulation model linking crop growth and soil biogeochemistry for sustainable agriculture. *Ecological Modelling*, **151**, 75-108.
- Zheng, X., Mei, B., Wang, Y., Xie, B., Wang, Y., Dong, H., *et al.* 2008. Quantification of N₂O fluxes from soil-plant systems may be biased by the applied gas chromatograph methodology. *Plant and Soil*, **311**, 211-234.

Annexes

Annexe I. Étapes de déforestation par la méthode 'chop-and-mulch' et mise en valeur agricole du site de Combi, Guyane (2008-2009) (données et photographies : CETIOM).

Étape 1 (septembre-octobre 2008)

Broyage du sous-bois et des arbres (DHP < 15 cm) à l'aide d'un gyrobroyeur forestier.



Étape 2 (septembre-octobre 2008)

Abattage des arbres (DHP > 15 cm) à la pelle mécanique.



Étape 3 (septembre-octobre 2008)

Mise en andain des arbres, souches et houppiers à l'aide d'une pelle mécanique munie d'une pince à bois.



Étape 4

Chaulage du sol (novembre 2008).

Travail du sol cover crop sur les 15-20 premiers cm du sol (décembre 2008).

Semis de la plante de couverture (janvier 2009) et fertilisation (février 2009).

**Étape 5** (août 2009)

Tronçonnage manuel et débardage en bord de piste de la biomasse valorisable.

**Étape 6**

Broyage de la plante de couverture et des résidus forestiers, enfouissement dans les 10 premiers cm du sol (octobre 2009).

Chaulage du sol (novembre 2009) puis mise en place des parcelles expérimentales.



Annexe II. Caractérisation botanique des 4 parcelles situées sous forêt, dispositif expérimental de Combi. Travail réalisé par Marcos RIOS et Elvis Harry VALDERRAMA SANDOVAL, 2010.

PARCELLE 1

Famille	Genre	Morpho-espèce	Catégorie	Strate	Nombre d'individu
Icacinaceae	Poraqueiba	Poraqueiba guianensis	arbre	arborée 20-30 mètres	2
Fabaceae	Dicorynia	Dicorynia guianensis	arbre	arborée 20-30 mètres	3
Sapotaceae	Pradosia	Pradosia sp	arbre	arborée 20-30 mètres	1
Fabaceae	Stryphnodendron	Stryphnodendron sp	arbre	arborée 20-30 mètres	1
Lecythidaceae	Eschweilera	Eschweilera sp	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Rubiaceae		sp 1	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Sterculiaceae	Theobroma	Theobroma subincanum	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Lecythidaceae	Gustavia	Gustavia hexapetala	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Elaeocarpaceae	Sloanea	Sloanea sp	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Lecythidaceae	Lecythis	Lecythis persistens	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Fabaceae	Dicorynia	Dicorynia guianensis	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Sapotaceae	Ecclinusa	Ecclinusa sp	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Melastomataceae	Mouriri	Mouriri cf crassifolia	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Quiinaceae	Lacunaria	Lacunaria sp	arbuste	arbustive	1
Melastomataceae	Miconia	Miconia sp	arbuste	arbustive	1
Clusiaceae	Rheedia	Rheedia sp	arbuste	arbustive	1
Lecythidaceae	Lecythis	Lecythis persistens	arbuste	arbustive	1
Clusiaceae	Tovomita	Tovomita sp	arbuste	arbustive	2
Myristicaceae	Virola	Virola sp	arbuste	arbustive	3
Ochnaceae	Ouratea	Ouratea sp	arbuste	arbustive	1
Melastomataceae	Mouriri	Mouriri cf crassifolia	arbuste	arbustive	3
Elaeocarpaceae	Sloanea	Sloanea sp	arbuste	arbustive	1
Sapotaceae	Pouteria	Pouteria cf guianensis	arbuste	arbustive	1
Polygonaceae	Coccoloba	Coccoloba sp	arbuste	arbustive	1
Sapindaceae	Cupania	Cupania scrobiculata	arbuste	arbustive	1
Myristicaceae	Iryanthera	Iryanthera sagotiana	arbuste	arbustive	2
Fabaceae	Swartzia	Swartzia polyphylla	arbuste	arbustive	1
Sapindaceae	Talisia	Talisia sp 1	arbuste	arbustive	1
Meliaceae	Carapa	Carapa procera	arbuste	arbustive	2
Moraceae	Brosimum	Brosimum utile	arbuste	arbustive	1
Fabaceae	Dicorynia	Dicorynia guianensis	arbuste	arbustive	3
Meliaceae	Trichilia	Trichilia sp	arbuste	arbustive	2
Euphorbiaceae	Drypetes	Drypetes fanshawei	arbuste	arbustive	1
Sapindaceae	Talisia	Talisia sp 2	arbuste	arbustive	1
Icacinaceae	Dendrobangia	Dendrobangia boliviana	arbuste	arbustive	1
Myrtaceae		sp 1	arbuste	arbustive	1
Dilleniaceae		sp	liane		1
Fabaceae	Bauhinia	Bauhinia sp	liane		1
Pteridophytas	Trichomanes	Trichomanes sp	herbe	herbacée	>10
Fabaceae	Inga	Inga spp	plantule	herbacée	>10
Burseraceae	Protium	Protium spp	plantule	herbacée	>10
Sapotaceae	Pouteria	Pouteria spp	plantule	herbacée	>10
Chrysobalanaceae	Licania	Licania spp	plantule	herbacée	>10
Quiinaceae	Quiina	Quiina obovata	plantule	herbacée	>10
Arecaceae	Astrocaryum	Astrocaryum sp	palmier	herbacée	<10
Arecaceae	Bactris	Bactris sp 1	palmier	herbacée	<10
Cyclanthaceae		sp	épiphyte		>10
Araceae		sp	épiphyte		>10

PARCELLE 2

Famille	Genre	Morpho-espèce	Catégorie	Strate	Nombre d'individu
Sapotaceae	Pouteria	Pouteria sp 1	arbre	arborée 20-30 mètres	1
Fabaceae	Inga	Inga sp 1	arbre	arborée 20-30 mètres	1
Fabaceae	Inga	Inga sp 2	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Araliaceae	Schefflera	Schefflera morototoni	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Boraginaceae	Cordia	Cordia sp	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Bignoniaceae	Jacaranda	Jacaranda copaia	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Rubiaceae		sp	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Sapindaceae	Cupania	Cupania scrobiculata	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Fabaceae	Inga	Inga sp 3	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Lecythidaceae	Lecythis	Lecythis persistens	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Sapotaceae	Pouteria	Pouteria sp 1	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Lauraceae	Endlicheria	Endlicheria sp	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Fabaceae	Parkia	Parkia sp	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Burseraceae	Protium	Protium opacum	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Sapindaceae	Talisia	Talisia sp 3	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Fabaceae	Inga	Inga sp 4	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Lecythidaceae	Gustavia	Gustavia hexapetala	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Myristicaceae	Iryanthera	Iryanthera sagotiana	arbuste	arbustive	1
Sapindaceae	Talisia	Talisia sp 3	arbuste	arbustive	2
Myrtaceae		sp 2	arbuste	arbustive	2
Violaceae	Leonia	Leonia glycyarpa	arbuste	arbustive	1
Simaroubaceae	Simaba	Simaba cedron	arbuste	arbustive	1
Sapotaceae	Pouteria	Pouteria sp 1	arbuste	arbustive	1
Chrysobalanaceae	Licania	Licania membranacea	arbuste	arbustive	2
Boraginaceae	Cordia	Cordia sp	arbuste	arbustive	1
Boraginaceae	Cordia	Cordia nodosa	arbuste	arbustive	1
Vochysiaceae	Qualea	Qualea sp	arbuste	arbustive	1
Siparunaceae	Siparuna	Siparuna cuspidata	arbuste	arbustive	1
Sapindaceae	Talisia	Talisia guianensis	arbuste	arbustive	1
Annonaceae	Unonopsis	Unonopsis stipitata	arbuste	arbustive	1
Lecythidaceae	Lecythis	Lecythis persistens	arbuste	arbustive	1
Burseraceae	Protium	Protium opacum	arbuste	arbustive	1
Burseraceae	Protium	Protium sagotianum	arbuste	arbustive	1
Sapindaceae	Talisia	Talisia cf sylvatica	arbuste	arbustive	1
Lecythidaceae	Eschweilera	Eschweilera sp	arbuste	arbustive	2
Melastomataceae	Miconia	Miconia sp	arbuste	arbustive	2
Myristicaceae	Virola	Virola sp	arbuste	arbustive	1
Fabaceae	Parkia	Parkia velutina	arbuste	arbustive	1
Fabaceae	Dicorynia	Dicorynia guianensis	arbuste	arbustive	1
Bromeliaceae		sp	herbe	herbacée	1
Arecaceae	Bactris	Bactris sp 2	herbe	herbacée	1
Arecaceae	Bactris	Bactris sp 1	herbe	herbacée	<10
Marantaceae	Calathea	Calathea sp	herbe	herbacée	>10
Pteridophytas	Lindsaea	Lindsaea sp	herbe	herbacée	>10
Heliconiaceae	Heliconia	Heliconia sp	herbe	herbacée	4
Fabaceae		sp	plantule	herbacée	>10
Fabaceae	Inga	Inga spp	plantule	herbacée	>10
Sapotaceae	Pouteria	Pouteria spp	plantule	herbacée	>10
Sapindaceae	Paullinia	Paullinia sp	liane		1
Cyclanthaceae		spp	épiphyte		>10
Araceae		spp	épiphyte		>10

PARCELLE 3

Famille	Genre	Morpho-espèce	Catégorie	Strate	Nombre d'individu
Lecythidaceae	Gustavia	Gustavia hexapetala	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Burseraceae	Protium	Protium opacum	arbre	arborée 10-20 mètres	2
Lecythidaceae	Lecythis	Lecythis persistens	arbre	arborée 10-20 mètres	2
Sterculiaceae	Sterculia	Sterculia sp	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Myristicaceae	Virola	Virola cf michelii	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Clusiaceae	Rheedia	Rheedia sp	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Fabaceae	Swartzia	Swartzia polyphylla	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Sapindaceae	Talisia	Talisia sp 4	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Lecythidaceae	Eschweilera	Eschweilera sp	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Fabaceae	Hymenolobium	Hymenolobium sp	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Chrysobalanaceae	Licania	Licania alba	arbre	arborée 10-20 mètres	2
Annonaceae	Guatteria	Guatteria sp	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Arecaceae	Astrocaryum	Astrocaryum sp	palmier	arborée 10-20 mètres	1
Fabaceae	Swartzia	Swartzia arborescens	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Euphorbiaceae	Drypetes	Drypetes fanshawei	arbuste	arbustive	4
Annonaceae	Duguetia	Duguetia sp 1	arbuste	arbustive	1
Lauraceae		sp	arbuste	arbustive	1
Rubiaceae	Amaioua	Amaioua corymbosa	arbuste	arbustive	1
Sapotaceae	Pouteria	Pouteria sp 2	arbuste	arbustive	1
Melastomataceae	Miconia	Miconia sp	arbuste	arbustive	1
Sapindaceae	Talisia	Talisia sp 1	arbuste	arbustive	2
Chrysobalanaceae	Licania	Licania alba	arbuste	arbustive	1
Burseraceae	Protium	Protium opacum	arbuste	arbustive	2
Clusiaceae	Symphonia	Symphonia sp	arbuste	arbustive	1
Lecythidaceae	Eschweilera	Eschweilera sp	arbuste	arbustive	2
Quiinaceae	Lacunaria	Lacunaria sp	arbuste	arbustive	1
Bombacaceae	Pachira	Pachira sp	arbuste	arbustive	1
Clusiaceae		sp	arbuste	arbustive	1
Myristicaceae	Virola	Virola sp	arbuste	arbustive	1
Heliconiaceae	Heliconia	Heliconia sp	herbe	herbacée	<10
Costaceae	Costus	Costus sp	herbe	herbacée	<10
Arecaceae	Bactris	Bactris sp 1	palmier	herbacée	<10
Marantaceae	Calathea	Calathea sp	herbe	herbacée	<10
Pteridophytas		sp	herbe	herbacée	<10
Clusiaceae	Symphonia	Symphonia sp	plantule	herbacée	>10
Fabaceae	Inga	Inga spp	palmier	herbacée	>10
Lecythidaceae	Eschweilera	Eschweilera sp	plantule	herbacée	>10
Chrysobalanaceae	Licania	Licania spp	plantule	herbacée	>10
Sapindaceae	Paullinia	Paullinia sp	liane		1
Araceae		spp	épiphyte		>10

PARCELLE 4

Famille	Genre	Morpho-espèce	Catégorie	Strate	Nombre d'individu
Fabaceae	Inga	Inga sp 1	arbre	arborée 20-30 mètres	2
Icacinaceae	Dendrobangia	Dendrobangia boliviana	arbre	arborée 20-30 mètres	1
Arecaceae	Oenocarpus	Oenocarpus bataua	palmier	arborée 10-20 mètres	3
Siparunaceae	Siparuna	Siparuna cuspidata	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Lecythidaceae	Gustavia	Gustavia hexapetala	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Fabaceae	Inga	Inga sp 1	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Sapindaceae	Matayba	Matayba cf guianensis	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Lecythidaceae	Eschweilera	Eschweilera sp	arbre	arborée 10-20 mètres	2
Lecythidaceae	Lecythis	Lecythis persistens	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Clusiaceae	Tovomita	Tovomita sp	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Icacinaceae	Dendrobangia	Dendrobangia boliviana	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Fabaceae	Inga	Inga sp 5	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Fabaceae	Ormosia	Ormosia sp	arbre	arborée 10-20 mètres	1
Lecythidaceae	Eschweilera	Eschweilera sp	arbuste	arbustive	1
Myrtaceae		sp 2	arbuste	arbustive	1
Myrtaceae		sp 3	arbuste	arbustive	1
Annonaceae	Duguetia	Duguetia sp 2	arbuste	arbustive	1
Lecythidaceae	Lecythis	Lecythis persistens	arbuste	arbustive	3
Chrysobalanaceae	Licania	Licania alba	arbuste	arbustive	1
Sapotaceae	Pouteria	Pouteria cf guianensis	arbuste	arbustive	1
Lecythidaceae	Gustavia	Gustavia hexapetala	arbuste	arbustive	3
Bombacaceae	Pachira	Pachira sp	arbuste	arbustive	1
Annonaceae	Unonopsis	Unonopsis rufescens	arbuste	arbustive	1
Icacinaceae	Dendrobangia	Dendrobangia boliviana	arbuste	arbustive	2
Myristicaceae	Virola	Virola sp	arbuste	arbustive	1
Vochysiaceae	Qualea	Qualea sp	arbuste	arbustive	1
Euphorbiaceae	Drypetes	Drypetes fanshawei	arbuste	arbustive	1
Sapotaceae	Pouteria	Pouteria sp 3	arbuste	arbustive	1
Anacardiaceae		sp	arbuste	arbustive	1
Heliconiaceae	Heliconia	Heliconia sp	herbe	herbacée	<10
Gentianaceae	Voyria	Voyria sp	herbe	herbacée	<10
Marantaceae	Calathea	Calathea sp	herbe	herbacée	>10
Piperaceae	Piper	Piper sp	herbe	herbacée	<10
Arecaceae	Bactris	Bactris sp 2	palmier	herbacée	<10
Pteridophytas		sp 2	herbe	herbacée	<10
Pteridophytas	Trichomanes	Trichomanes sp	herbe	herbacée	>10
Pteridophytas	Adiantum	Adiantum sp	herbe	herbacée	>10
Fabaceae	Inga	Inga spp	plantule	herbacée	>10
Lecythidaceae	Eschweilera	Eschweilera sp	plantule	herbacée	>10
Sapotaceae	Micropholis	Micropholis sp	plantule	herbacée	>10
Clusiaceae	Symphonia	Symphonia sp	plantule	herbacée	>10
Dilleniaceae	Dolioarpus	Dolioarpus sp	liane		2
Sapindaceae	Paullinia	Paullinia sp	liane		1
Fabaceae	Bauhinia	Bauhinia sp	liane		1
Araceae		spp	épiphyte		>10
Cyclanthaceae		spp	épiphyte		>10

Annexe III. Itinéraire technique du semis conventionnel (SC) mis en place à Combi, maïs + soja 2010 et maïs 2011 (d'après données CETIOM).

Maïs 2010

Avant le semis du maïs 2010, les parcelles subissent un chaulage et un 'cover crop' (novembre 2009). Lors du semis, le 02 décembre, une fertilisation N/P/K (51/51/51) est réalisée. Le 03 décembre, un désherbage (matière active (MA) : S-métolachlore) est effectué en prélevée de la culture. Le 16 décembre (stade 4-5 feuilles de la culture), deux fertilisations sont apportées : urée (46 unités N) et N/P/K (0/47,5/50). Un traitement insecticide (MA : Fipronil) est réalisé le 17 décembre afin de contrôler les attaques de fourmis manioc. Ce traitement est localisé, des bouteilles contenant des granulés insecticides sont mises en place dans les points de passage des fourmis. Le 21, un nouvel insecticide (MA : Lambda-cyhalothrine) est appliqué afin de lutter contre les chenilles de *Spodoptera frugiperda*. Ce traitement est réitéré le 05 janvier, couplé à une fertilisation ammoniacale, urée 46 unités N (stade 9-10 feuilles). La récolte des épis a lieu le 24 mars, elle est réalisée manuellement dans les parcelles expérimentales. Le 04 mai, les résidus de récolte sont broyés.

Soja 2010

Le semis du soja en SC s'est fait de manière différé du SD en raison d'une pluviométrie élevée et d'un mauvais ressuyage du sol en SC. Le 05 mai, un passage de 'cover crop' permet de préparer le sol. Le 09 mai, un insecticide (MA : Fipronil) est appliqué localement pour lutter contre les attaques de fourmis manioc. Le semis est effectué le 1er juin avec, auparavant, l'application d'un désherbant (MA : glyphosate) pour contrôler les repousses de maïs. Au moment du semis, une fertilisation N/P/K (0/76/80) est apportée. Le 08 juin, une seconde fertilisation N/P/K (0/38/40) est réalisée. La récolte a lieu le 28 septembre 2010.

Maïs 2011

Le 19 novembre, un chaulage (dolomie 1,5 t ha⁻¹) et un passage de 'cover crop' sont réalisés. Le semis du maïs a lieu le 1^{er} décembre, il est couplé à une fertilisation N/P/K (42/42/42). Une deuxième fertilisation N/P/K (27/69/90) a lieu le 14 décembre. Un herbicide (MA : mésotrione) est appliqué le 15 décembre (stade 3-4 feuilles de la culture) afin de lutter contre *Croton hirtus* et *Poinsettia heterophylla*. Ce traitement a bien fonctionné sur *Croton hirtus* et moyennement sur *Poinsettia heterophylla*. Le 20 décembre, une fertilisation en urée (100 N) est apportée. La récolte a lieu le 06 avril 2011. Deux passages de 'cover crop' sont réalisés le 18 et le 26 avril pour enfouissement des résidus de culture et contrôle du reverdissement.

Annexe IV. Itinéraire technique du semis direct (SD) mis en place à Combi, maïs + soja 2010 et maïs 2011 (d'après données CETIOM).

Maïs 2010

Avant le semis du maïs 2010, les parcelles subissent un chaulage afin d'augmenter le pH du sol (novembre 2009). L'implantation du maïs se fait sur mulch. Lors du semis, le 02 décembre, une fertilisation N/P/K (38/38/38) est réalisée. Le 03 décembre, l'*Urochloa ruziziensis* est semée. Le 16 décembre, deux fertilisations sont apportées : urée (46 N) et N/P/K (0/47,5/50). Un désherbant (MA : mésotrione) est également appliqué afin de contrôler le reverdissement d'*Urochloa ruziziensis* mais celui-ci a échoué et la plante de couverture a pris le dessus sur le maïs. Un traitement insecticide localisé (MA : Fipronil) est réalisé le 17 décembre afin de contrôler les attaques de fourmis manioc. Le 21, un nouvel insecticide (MA : Lambda-cyhalothrine) est appliqué afin de lutter contre les chenilles de *Spodoptera frugiperda*. Ce traitement est réitéré le 05 janvier, couplé à une fertilisation ammoniacale, urée : 46 unités N (stade 9-10 feuilles). La récolte des épis a lieu le 24 mars, elle est réalisée manuellement dans les parcelles expérimentales. Cette récolte est suivie d'un désherbage (MA : glyphosate) afin de détruire la plante de couverture. Le 04 mai, les résidus de récolte sont broyés.

Soja 2010

Le semis du soja est effectué le 05 mai sur mulch, couplé à une fertilisation N/P/K (0/76/80). Un désherbant (MA : fluazifop-p-butyl) est appliqué le 18 mai afin de contrôler les repousses de maïs et d'*Urochloa ruziziensis*. Le 08 juin, une seconde fertilisation N/P/K (0/38/40) est apportée. Le lendemain, un traitement insecticide (MA : lambda-cyhalothrine) est réalisé contre le *Diabotrica sp.* Les plantes de couvertures, *Urochloa ruziziensis* et *Stylosanthes guianensis*, sont semées à la fin du cycle du soja, le 13 août. On assiste à une timide levée des deux espèces, mais les conditions de chaleur et de sécheresse entraînent la disparition des plantules. Les pluies survenues un peu plus tard n'ont pas eu l'effet escompté. La récolte a lieu le 08 septembre 2010.

Maïs 2011

Avant le semis du maïs, un désherbage (MA : glyphosate) est effectué le 05 novembre afin de contrôler les repousses d'*Urochloa ruziziensis*. Le 19 novembre, un chaulage (dolomie 1,5 t.ha⁻¹) est réalisé. Le semis du maïs a lieu le 1^{er} décembre, il est couplé au semis de la plante de couverture (*Urochloa ruziziensis*) ainsi qu'à une fertilisation N/P/K (42/42/42). Une deuxième fertilisation N/P/K (27/69/90) a lieu le 14 décembre. Un herbicide (MA : mésotrione) est appliqué le 15 décembre (stade 3-4 feuilles de la culture) afin de lutter contre les repousses d'*Urochloa ruziziensis*. Le 20 décembre, une fertilisation en urée (100 N) est apportée. La récolte a lieu le 06 avril 2011.

Annexe V. Humidités massiques (%) du sol (moyenne \pm erreur standard, n = 12) mesurée à Combi du 11/05/2010 au 09/05/2011, pour chaque système étudié.

Dates de prélèvements	Humidité massique % moyenne (\pm erreur standard)			
	Forêt	Prairie	Semis Direct	Semis Conventionnel
11/05/2010	21,4 (\pm 1,1)	24,3 (\pm 1,7)	22,8 (\pm 1,0)	
27/05/2010	28,0 (\pm 1,6)	28,4 (\pm 0,6)	26,3 (\pm 0,7)	
07/06/2010	24,8 (\pm 1,1)	24,7 (\pm 1,0)	23,9 (\pm 1,7)	23,5 (\pm 0,1)
21/06/2010	24,8 (\pm 1,0)	24,9 (\pm 0,5)	23,5 (\pm 0,7)	25,7 (\pm 0,7)
05/07/2010	24,8 (\pm 1,4)	23,9 (\pm 0,9)	22,3 (\pm 0,9)	23,8 (\pm 0,2)
19/07/2010	20,5 (\pm 1,3)	19,5 (\pm 1,9)	18,2 (\pm 0,7)	16,4 (\pm 0,4)
02/08/2010	20,0 (\pm 1,5)	16,9 (\pm 0,3)	19,1 (\pm 1,5)	15,4 (\pm 0,5)
16/08/2010	21,5 (\pm 1,4)	18,5 (\pm 0,5)	19,7 (\pm 0,6)	19,5 (\pm 0,8)
26/08/2010	24,5 (\pm 1,0)	21,3 (\pm 1,3)	21,2 (\pm 0,9)	22,9 (\pm 1,3)
11/10/2010	12,9 (\pm 1,3)	9,4 (\pm 0,9)	12,6 (\pm 1,3)	10,5 (\pm 0,6)
03/11/2010	10,9 (\pm 0,8)	9,8 (\pm 0,6)	11,3 (\pm 0,4)	10,5 (\pm 0,3)
24/11/2010	14,4 (\pm 0,8)	13,1 (\pm 1,0)	15,6 (\pm 0,2)	16,8 (\pm 0,4)
03/12/2010	13,3 (\pm 1,3)	9,7 (\pm 0,4)	13,7 (\pm 0,2)	13,1 (\pm 0,3)
17/12/2010	19,5 (\pm 0,6)	19,0 (\pm 0,5)	19,4 (\pm 0,7)	21,9 (\pm 0,7)
20/12/2010	20,0 (\pm 0,6)	17,5 (\pm 0,2)	18,0 (\pm 0,5)	18,9 (\pm 0,3)
22/12/2010	19,6 (\pm 2,1)	20,3 (\pm 0,9)	19,9 (\pm 0,8)	22,3 (\pm 0,5)
06/01/2011	20,1 (\pm 0,6)	18,9 (\pm 0,7)	20,2 (\pm 0,5)	22,0 (\pm 1,4)
13/01/2011	17,6 (\pm 0,8)	17,4 (\pm 0,8)	14,2 (\pm 0,1)	15,3 (\pm 0,4)
25/01/2011	13,8 (\pm 1,1)	11,4 (\pm 0,4)	10,1 (\pm 0,2)	9,4 (\pm 0,4)
10/02/2011	21,4 (\pm 1,0)	21,4 (\pm 0,7)	19,5 (\pm 0,1)	21,2 (\pm 0,6)
22/02/2011	24,6 (\pm 1,5)	21,0 (\pm 0,7)	20,2 (\pm 0,4)	22,9 (\pm 0,3)
08/03/2011	25,3 (\pm 1,6)	24,9 (\pm 1,4)	20,8 (\pm 0,8)	22,3 (\pm 0,8)
22/03/2011	24,0 (\pm 1,2)	22,7 (\pm 0,6)	21,4 (\pm 0,1)	24,4 (\pm 1,2)
21/04/2011	18,9 (\pm 1,8)	16,5 (\pm 0,6)	18,1 (\pm 0,4)	17,1 (\pm 0,5)
09/05/2011	26,4 (\pm 2,0)	22,6 (\pm 0,5)	21,5 (\pm 0,6)	24,8 (\pm 0,6)

Annexe VI. Teneurs en NO_3^- (mg N kg^{-1} de sol) (moyenne \pm erreur standard, $n = 12$) mesurées à Combi du 11/05/2010 au 09/05/2011, pour chaque système étudié.

Dates de prélèvements	$\text{NO}_3^- / \text{mg N kg}^{-1}$ moyenne (\pm erreur standard)			
	Forêt	Prairie	Semis Direct	Semis Conventionnel
11/05/2010	3,0 (\pm 0,6)	37,0 (\pm 5,6)	36,0 (\pm 3,1)	
27/05/2010	1,5 (\pm 0,3)	1,4 (\pm 0,4)	1,8 (\pm 0,2)	
07/06/2010	2,6 (\pm 0,8)	1,8 (\pm 0,6)	1,9 (\pm 0,4)	3,0 (\pm 1,0)
21/06/2010	3,6 (\pm 0,7)	1,3 (\pm 0,3)	2,3 (\pm 0,3)	5,7 (\pm 0,9)
05/07/2010	1,1 (\pm 0,2)	1,0 (\pm 0,1)	1,0 (\pm 0,2)	1,0 (\pm 0,2)
19/07/2010	1,4 (\pm 0,3)	0,9 (\pm 0,2)	1,2 (\pm 0,1)	1,2 (\pm 0,1)
02/08/2010	1,7 (\pm 0,6)	0,8 (\pm 0,2)	1,4 (\pm 0,1)	1,1 (\pm 0,2)
16/08/2010	1,3 (\pm 0,2)	0,8 (\pm 0,1)	2,4 (\pm 0,4)	1,5 (\pm 0,2)
26/08/2010	1,9 (\pm 0,4)	0,8 (\pm 0,3)	4,0 (\pm 0,8)	1,8 (\pm 0,3)
11/10/2010	1,7 (\pm 0,4)	0,7 (\pm 0,3)	3,8 (\pm 0,8)	1,6 (\pm 0,2)
03/11/2010	0,9 (\pm 0,2)	9,9 (\pm 0,4)	22,0 (\pm 4,2)	23,3 (\pm 3,9)
24/11/2010	2,0 (\pm 0,6)	7,3 (\pm 1,5)	24,8 (\pm 4,4)	18,7 (\pm 2,8)
03/12/2010	1,1 (\pm 0,3)	10,3 (\pm 3,6)	27,1 (\pm 2,2)	30,1 (\pm 3,1)
17/12/2010	1,0 (\pm 0,1)	3,1 (\pm 1,3)	4,3 (\pm 0,4)	9,3 (\pm 2,4)
20/12/2010	2,5 (\pm 0,2)	0,9 (\pm 0,2)	9,3 (\pm 0,9)	13,3 (\pm 1,8)
22/12/2010	0,9 (\pm 0,5)	1,1 (\pm 0,1)	11,8 (\pm 2,4)	16,1 (\pm 2,1)
06/01/2011	0,9 (\pm 0,3)	0,8 (\pm 0,1)	1,4 (\pm 0,2)	1,8 (\pm 0,2)
13/01/2011	1,6 (\pm 0,5)	1,1 (\pm 0,2)	2,1 (\pm 0,2)	1,8 (\pm 0,1)
25/01/2011	1,1 (\pm 0,3)	1,3 (\pm 0,5)	1,5 (\pm 0,2)	1,6 (\pm 0,2)
10/02/2011	1,0 (\pm 0,2)	0,8 (\pm 0,1)	1,3 (\pm 0,1)	1,1 (\pm 0,1)
22/02/2011	0,6 (\pm 0,1)	0,8 (\pm 0,2)	1,1 (\pm 0,1)	0,8 (\pm 0,1)
08/03/2011	0,6 (\pm 0,2)	1,1 (\pm 0,1)	1,3 (\pm 0,1)	1,0 (\pm 0,1)
22/03/2011	1,1 (\pm 0,2)	0,9 (\pm 0,1)	2,4 (\pm 0,2)	1,8 (\pm 0,1)
21/04/2011	1,5 (\pm 0,3)	2,4 (\pm 0,6)	6,4 (\pm 1,6)	8,6 (\pm 2,0)
09/05/2011	0,7 (\pm 0,1)	1,0 (\pm 0,3)	1,6 (\pm 0,1)	1,3 (\pm 0,1)

Annexe VII. Teneurs en NH_4^+ (mg N kg^{-1} de sol) (moyenne \pm erreur standard, $n = 12$) mesurées à Combi du 11/05/2010 au 09/05/2011, pour chaque système étudié.

Dates de prélèvements	$\text{NH}_4^+ / \text{mg N kg}^{-1}$ moyenne (\pm erreur standard)			
	Forêt	Prairie	Semis Direct	Semis Conventionnel
11/05/2010	3,2 (\pm 1,4)	2,0 (\pm 0,4)	2,1 (\pm 0,4)	
27/05/2010	5,9 (\pm 1,7)	1,0 (\pm 0,3)	1,3 (\pm 0,2)	
07/06/2010	3,1 (\pm 1,3)	2,1 (\pm 0,5)	2,5 (\pm 0,8)	2,0 (\pm 0,8)
21/06/2010	2,9 (\pm 1,1)	2,0 (\pm 0,5)	2,3 (\pm 0,6)	3,6 (\pm 2,3)
05/07/2010	3,3 (\pm 0,4)	1,7 (\pm 0,2)	3,0 (\pm 0,9)	2,2 (\pm 0,5)
19/07/2010	2,2 (\pm 0,4)	2,8 (\pm 0,4)	2,9 (\pm 0,4)	1,6 (\pm 0,2)
02/08/2010	3,5 (\pm 0,7)	1,6 (\pm 0,1)	2,0 (\pm 0,2)	1,6 (\pm 0,3)
16/08/2010	2,0 (\pm 0,4)	1,0 (\pm 0,1)	1,8 (\pm 0,3)	1,2 (\pm 0,1)
26/08/2010	3,8 (\pm 0,9)	2,8 (\pm 0,8)	3,0 (\pm 0,2)	3,7 (\pm 0,6)
11/10/2010	3,5 (\pm 0,9)	2,6 (\pm 0,7)	2,8 (\pm 0,2)	5,0 (\pm 2,0)
03/11/2010	7,3 (\pm 2,4)	13,3 (\pm 0,7)	12,0 (\pm 2,0)	13,5 (\pm 0,9)
24/11/2010	4,0 (\pm 1,1)	4,6 (\pm 1,1)	3,8 (\pm 1,1)	5,2 (\pm 2,7)
03/12/2010	2,6 (\pm 0,5)	3,8 (\pm 0,9)	3,2 (\pm 0,6)	3,3 (\pm 0,6)
17/12/2010	2,7 (\pm 0,8)	4,5 (\pm 1,7)	5,9 (\pm 2,3)	10,1 (\pm 4,3)
20/12/2010	2,4 (\pm 0,7)	1,6 (\pm 0,2)	13,1 (\pm 4,1)	6,5 (\pm 4,3)
22/12/2010	2,5 (\pm 0,7)	1,4 (\pm 0,2)	43,9 (\pm 5,6)	34,3 (\pm 16,0)
06/01/2011	6,0 (\pm 0,8)	4,8 (\pm 0,5)	5,0 (\pm 1,1)	5,1 (\pm 0,7)
13/01/2011	3,4 (\pm 0,5)	3,8 (\pm 0,4)	4,2 (\pm 0,5)	3,0 (\pm 0,1)
25/01/2011	3,4 (\pm 0,3)	4,2 (\pm 0,6)	3,3 (\pm 0,2)	2,7 (\pm 0,4)
10/02/2011	1,9 (\pm 0,1)	2,0 (\pm 0,3)	1,4 (\pm 0,0)	1,6 (\pm 0,2)
22/02/2011	1,4 (\pm 0,4)	1,0 (\pm 0,3)	0,7 (\pm 0,3)	0,6 (\pm 0,2)
08/03/2011	1,2 (\pm 0,3)	2,0 (\pm 0,9)	0,8 (\pm 0,4)	0,4 (\pm 0,1)
22/03/2011	2,7 (\pm 0,2)	2,9 (\pm 0,7)	2,4 (\pm 0,5)	1,9 (\pm 0,5)
21/04/2011	3,1 (\pm 0,6)	4,8 (\pm 0,3)	2,8 (\pm 0,6)	6,3 (\pm 0,3)
09/05/2011	2,7 (\pm 0,3)	2,7 (\pm 0,4)	1,6 (\pm 0,5)	2,3 (\pm 0,1)

Annexe VIII. Flux de N₂O (g N ha⁻¹ j⁻¹) (moyenne ± erreur standard, n = 8) mesurés à Combi du 11/05/2010 au 09/05/2011, pour chaque système étudié.

Dates de prélèvements	N ₂ O / g N ha ⁻¹ j ⁻¹			
	moyenne (± erreur standard)			
	Forêt	Prairie	Semis Direct	Semis Conventionnel
11/05/2010	11,1 (± 4,5)	40,4 (± 12,0)	24,8 (± 8,0)	
27/05/2010	3,4 (± 1,5)	-0,2 (± 0,2)	9,4 (± 4,2)	
07/06/2010	2,7 (± 1,1)	0,5 (± 0,5)	7,4 (± 1,5)	30,7 (± 9,1)
21/06/2010	11,8 (± 6,9)	0,2 (± 0,2)	0,4 (± 0,3)	9,7 (± 3,6)
05/07/2010	6,3 (± 3,8)	0,0 (± 0,0)	1,2 (± 0,6)	0,5 (± 0,5)
19/07/2010	3,6 (± 1,8)	-0,1 (± 0,7)	2,0 (± 1,0)	2,3 (± 1,7)
02/08/2010	2,8 (± 1,4)	-0,3 (± 0,3)	1,4 (± 0,9)	1,1 (± 0,7)
16/08/2010	3,4 (± 0,9)	0,3 (± 0,3)	1,9 (± 1,9)	0,3 (± 0,3)
26/08/2010	3,0 (± 1,1)	0,0 (± 0,0)	5,5 (± 2,7)	2,7 (± 1,5)
11/10/2010	1,2 (± 0,6)	0,7 (± 0,4)	1,8 (± 0,9)	0,0 (± 0,0)
03/11/2010	0,3 (± 0,3)	0,5 (± 0,5)	1,6 (± 1,1)	2,8 (± 0,8)
24/11/2010	0,2 (± 0,2)	0,3 (± 0,3)	8,2 (± 2,5)	20,6 (± 8,5)
03/12/2010	0,0 (± 0,0)	0,4 (± 0,4)	2,9 (± 1,2)	10 (± 6,1)
17/12/2010	1,0 (± 0,5)	-0,3 (± 0,3)	18,4 (± 5,5)	25,8 (± 4,5)
20/12/2010	0,0 (± 0,0)	0,4 (± 0,3)	8,3 (± 2,2)	9,8 (± 3,7)
22/12/2010	0,0 (± 0,0)	0,0 (± 0,0)	46,6 (± 13,6)	8,8 (± 3,1)
06/01/2011	0,8 (± 0,8)	0,0 (± 0,0)	1,0 (± 0,7)	3,1 (± 1,6)
13/01/2011	0,0 (± 0,4)	0,0 (± 0,0)	13,0 (± 11,5)	0,6 (± 0,4)
25/01/2011	0,5 (± 0,3)	0,8 (± 0,5)	1,2 (± 0,8)	0,0 (± 0,0)
10/02/2011	0,0 (± 0,0)	0,0 (± 0,0)	1,2 (± 0,6)	0,0 (± 0,0)
22/02/2011	0,5 (± 0,4)	-0,4 (± 0,4)	0,0 (± 0,0)	0,7 (± 0,5)
08/03/2011	1,1 (± 0,9)	-0,7 (± 0,4)	0,0 (± 0,0)	2,5 (± 1,4)
22/03/2011	1,1 (± 1,1)	-0,4 (± 0,4)	1,2 (± 0,8)	0,4 (± 0,8)
21/04/2011	0,4 (± 0,4)	0,0 (± 0,0)	5,0 (± 2,9)	0,8 (± 0,5)
09/05/2011	5,8 (± 2,4)	-0,5 (± 1,0)	9,9 (± 3,7)	22,0 (± 5,9)

Annexe IX. Flux de CO₂ (kg C ha⁻¹ j⁻¹) (moyenne ± erreur standard, n = 8) mesurés à Combi du 11/05/2010 au 09/05/2011, pour chaque système étudié.

Dates de prélèvements	CO ₂ / kg C ha ⁻¹ j ⁻¹			
	moyenne (± erreur standard)			
	Forêt	Prairie	Semis Direct	Semis Conventionnel
11/05/2010	30,0 (± 1,6)	62,3 (± 4,6)	48,2 (± 2,9)	
27/05/2010	34,2 (± 2,2)	63,4 (± 8,3)	43,8 (± 2,7)	
07/06/2010	29,8 (± 3,7)	60,9 (± 4,5)	39,4 (± 4,1)	60,9 (± 8,9)
21/06/2010	34,5 (± 2,3)	67,8 (± 6,2)	45,0 (± 2,4)	60,5 (± 8,0)
05/07/2010	33,7 (± 2,5)	59,9 (± 6,6)	43,1 (± 3,4)	57,6 (± 6,7)
19/07/2010	36,4 (± 2,7)	57,3 (± 5,3)	43,3 (± 2,6)	48,4 (± 4,8)
02/08/2010	37,4 (± 3,2)	48,7 (± 4,7)	39,9 (± 2,7)	49,3 (± 4,9)
16/08/2010	35,0 (± 3,0)	50,2 (± 4,2)	39,3 (± 2,6)	52,9 (± 7,2)
26/08/2010	33,7 (± 2,8)	50,1 (± 4,3)	32,5 (± 2,5)	49,3 (± 6,6)
11/10/2010	30,1 (± 2,4)	30,8 (± 6,5)	31,1 (± 7,1)	35,6 (± 8,8)
03/11/2010	22,3 (± 1,8)	25,2 (± 2,2)	17,3 (± 1,8)	19,8 (± 1,4)
24/11/2010	31,5 (± 2,8)	41,7 (± 3,2)	27,5 (± 1,9)	40,2 (± 3,9)
03/12/2010	26,1 (± 2,7)	24,8 (± 2,4)	16,0 (± 1,7)	20,1 (± 2,6)
17/12/2010	32,7 (± 3,6)	45,2 (± 3,7)	33,3 (± 2,0)	40,3 (± 8,7)
20/12/2010	26,5 (± 3,0)	40,5 (± 4,8)	33,7 (± 4,3)	46,8 (± 5,0)
22/12/2010	24,5 (± 3,0)	30,5 (± 3,1)	22,9 (± 2,0)	26,1 (± 3,9)
06/01/2011	28,1 (± 3,0)	38,8 (± 4,1)	31,7 (± 6,2)	39,3 (± 8,9)
13/01/2011	33,2 (± 3,5)	39,2 (± 3,3)	28,4 (± 4,4)	29,3 (± 3,6)
25/01/2011	28,5 (± 3,5)	27,3 (± 1,4)	13,6 (± 0,8)	15,3 (± 2,4)
10/02/2011	31,3 (± 3,2)	42,0 (± 3,0)	26,7 (± 1,5)	34,3 (± 5,9)
22/02/2011	33,2 (± 4,8)	41,4 (± 1,9)	24,0 (± 1,6)	41,1 (± 7,1)
08/03/2011	31,1 (± 4,7)	36,0 (± 2,7)	21,4 (± 1,3)	37,9 (± 5,9)
22/03/2011	34,4 (± 4,8)	40,0 (± 1,7)	24,9 (± 1,9)	33,7 (± 7,6)
21/04/2011	40,3 (± 3,8)	58,8 (± 5,9)	35,8 (± 4,2)	42,2 (± 3,8)
09/05/2011	35,7 (± 5,7)	56,1 (± 6,6)	28,6 (± 3,0)	55,2 (± 8,7)