



Etude de l'impact de la variabilité climatique et de la pression anthropique liée à l'agriculture sur les émissions de N₂O

Laurent Bigaignon

► To cite this version:

Laurent Bigaignon. Etude de l'impact de la variabilité climatique et de la pression anthropique liée à l'agriculture sur les émissions de N₂O. Sciences agricoles. Université Paul Sabatier - Toulouse III, 2020. Français. NNT : 2020TOU30269 . tel-03235257

HAL Id: tel-03235257

<https://theses.hal.science/tel-03235257>

Submitted on 25 May 2021

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

THÈSE

**En vue de l'obtention du
DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE TOULOUSE**

Délivré par l'Université Toulouse 3 - Paul Sabatier

**Présentée et soutenue par
Laurent BIGAIGNON**

Le 18 décembre 2020

**Etude de l'impact de la variabilité climatique et de la pression
anthropique liée à l'agriculture sur les émissions de N₂O**

Ecole doctorale : **SDU2E - Sciences de l'Univers, de l'Environnement et de
l'Espace**

Spécialité : **Océan, Atmosphère, Climat**

Unité de recherche :
LA - Laboratoire d'Aérodynamique

Thèse dirigée par
Claire DELON et Tiphaine TALLEC

Jury

Mme Catherine Hénault, Rapporteur
M. Benjamin Loubet, Rapporteur
M. Eric Justes, Examineur
M. Dominique Serça, Examineur
Mme Amélie Cantarel, Examinatrice
Mme Claire DELON, Directrice de thèse
Mme Tiphaine Tallec, Directrice de thèse

Remerciements

Les travaux de thèse que je présente dans ce manuscrit ont été réalisés avec l'aide de nombreuses personnes à qui je souhaite, ici, adresser mes très sincères remerciements.

Tout d'abord, j'aimerais remercier mes deux directrices de thèse, Claire Delon et Tiphaine Tallec, pour m'avoir fait confiance et encadrer pendant mon stage de M2 puis tout au long de ces trois années de thèse. Merci à vous de m'avoir toujours appuyé dans mes travaux et mes réflexions et encouragé à aller plus loin, et surtout de m'avoir laissé un grand degré de liberté durant ma thèse et de m'avoir soutenu dans mes propositions tout en me conseillant pour les améliorer. Merci pour votre patience et pardon pour le temps consacré à la correction de mes (trop) nombreuses fautes d'orthographe. Merci aussi à votre implication et votre entière disponibilité, quasiment 24H/24, 7J/7 ! On ne peut pas imaginer meilleur encadrement.

Je souhaite aussi remercier l'ensemble du jury de thèse pour l'honneur qu'ils me font de lire et de questionner mes travaux. Merci à Catherine Hénault, Directrice de Recherche à l'INRAE de Dijon, et à Benjamin Loubet, Directeur de Recherche à l'INRAE de Grignon, d'avoir accepté la lourde tâche de rapporter ma thèse et merci à Dominique Serça, Professeur des Universités à l'Université Paul Sabatier de Toulouse, Eric Justes, Directeur de Recherche au CIRAD de Montpellier, et Amélie Cantarel, Maître de Conférences à l'Université Claude Bernard de Lyon, d'avoir accepté d'examiner mon travail.

Un grand remerciement à l'ensemble des membres du CESBIO et du LA, et plus particulièrement à Jordi, Taeken, Franck, Bartosz, Valérie, Dominique, Yann, Claire, Laurent, Thomas, Margaux, Guillaume, Adama, Carlos, ... sans pouvoir citer tout le monde pour les échanges, les discussions, les encouragements et les bons moments passés durant les pauses ou autour d'un bon pot de thèse qui ont rendu ces 3 années très agréables. Je remercie particulièrement Rémy Fieuzal pour son accompagnement et les échanges fort constructifs que nous avons pu avoir, notamment sur l'utilisation des réseaux de neurones, et Laurent Roblou pour avoir toujours pris le temps de m'aider lorsque je venais le solliciter et qui m'a débloqué maintes et maintes fois ! Merci aussi à Fabien Solmon pour le temps consacré à me guider dans le labyrinthe de RegCM-CLM.

Je voudrais remercier toutes les personnes qui compte pour moi et qui ont participé de près ou de loin (ce qui se compte bien souvent en milliers de kilomètre !) à l'aboutissement de ce travail par un soutien moral indispensable.

Merci à mes très Chers Parents pour m'avoir encouragé à faire cette thèse dans un premier temps, puis tout au long de ces trois années. Même si la distance a été parfois difficile à supporter et que l'on aurait aimé vous voir beaucoup plus souvent, les moments en famille, les appels, les skypes... ont été de véritables réconforts ! Merci à toi Papa pour m'avoir donné le goût du travail et de l'effort et pour ta gentillesse. Merci de me pousser à aller toujours plus loin dans ce que j'entreprends. Merci à toi Maman pour m'avoir toujours soutenu dans la vie quels que soient mes choix. Tu nous as toujours montré que la seule chose qui comptait à tes yeux était que l'on soit heureux et c'est tout à fait le cas pour moi aujourd'hui.

Merci à Grand-Père René et Grand-Père Marcel de continuer à aiguiller mes choix et à qui j'ai souvent pensé durant cette thèse. Merci à Mamie pour les super moments de franche rigolade que ce soit à la Réunion, à Maurice ou en France, les bons petits plats dont tu as le secret, les conseils toujours bons à prendre, ta joie, ta bonne humeur... merci pour tout en fait ! Merci à Grand-Mère pour tous les appels téléphoniques réconfortants qui me font toujours autant plaisir et qui me donnent la merveilleuse sensation d'être de retour à la maison. A tous les quatre je ne vous dirai jamais assez merci pour avoir fait ce que je suis aujourd'hui. Vous serez toujours mes exemples dans la vie.

A David, Fateemah et Nicolas merci d'avoir réussi à faire que cette période fort pénible que l'on appelle « confinement » ait été tout sauf monotone ! Vous avez réalisé l'incroyable exploit de transformer cet épisode en des formidables moments dont on gardera de très bons souvenirs et dont on se rappellera longtemps. Je ne sais pas ce qu'on serait devenu si la belotte et les dominos n'existaient pas... Il aurait été impossible pour moi de garder mon moral et ma motivation pour écrire ce manuscrit durant cette période sans vous.

Merci à Françoise et Vincent pour toutes les fois où l'on a pu se retrouver et qui me rappelle que l'on peut être en famille même loin de Maurice. Mes escapades à Marseille ont toujours été de bons moyens de me vider l'esprit et de prendre un peu le soleil du Sud. Même les guerres passées autour de Catane ne pourront effacer toutes ces retrouvailles mémorables !

Merci à Tatie Yola et Tonton Jos pour réussir à me faire voyager grâce à vos merveilleux coffrets de spécialités locales et de petits souvenirs de Maurice. Ene ti rougaille poisson salé ek 2-3 gateaux pima dan l'hiver péna aukene prix !

Merci aussi à Parrain pour ton intérêt pour mon travail, notamment d'avoir lu l'ensemble de mes articles (en Anglais !) et de ma thèse ! Merci aussi pour ton soutien et les discussions que l'on a eu ensemble. Merci aussi à mon petit Gabriel que j'adore. Je suis toujours trop heureux et ravi après t'avoir vu et discuté avec toi. Et en plus, grâce à toi, ton parrain est devenu incollable en dinosaure !

Merci à Marraine Isabelle, Tonton Pierre, Bruno et Amandine pour les formidables réunions de famille à la Réunion ou en France avec cette petite ambiance créole qui réchauffe le cœur.

Merci à l'ensemble des copains du Chilli' Ophélie, Martin, Johan, Stephen, Laura, Laure, Wufei, Victor, Mabel, Vincent et Camille pour les fabuleux moments passés à Toulouse mais aussi à Bordeaux, Lyon, Londres..., (quoique compliquer à organiser !) et les prochaines destinations à venir (Maurice peut-être ?) !

Merci à Tibeau et Steven pour tous les incroyables fous rire que l'on a pu avoir ! On aurait aimé vous garder à Toulouse avec nous. On attend la prochaine partie de flouk avec impatience !

Je voudrai aussi remercier Bilkiss et Rashid pour leur soutien et leur positivité qui sont d'une grande aide au quotidien.

Et bien entendu, merci à celle qui m'accompagne et me soutient depuis très longtemps maintenant et qui me pousse toujours à m'améliorer dans tous ce que j'entreprends dans ma vie : Jihann. Merci pour ta joie, ta ténacité, ta force, ton soutien, tes délicieux petits plats, tes bons jokes, tes trapps, ta bonne humeur... Je ne te dirai jamais assez merci pour tout ce que tu fais pour moi chaque jour. Je n'aurai jamais pu réaliser tous les projets dans lesquels je me suis engagé sans toi. Tes encouragements continus m'ont permis de donner le meilleur de moi-même et tu as toujours pris le temps (que tu as en abondance...) d'être à mon écoute et de me soutenir en permanence. Merci, merci, merci...

A tous encore, merci.

Résumé

Le protoxyde d'azote (N_2O) est un gaz à effet de serre très puissant qui participe à la destruction de l'ozone stratosphérique et dont la concentration atmosphérique augmente avec l'utilisation d'engrais azotés en agriculture.

De nombreux facteurs influencent les processus de production et d'émission de N_2O par les sols comme le climat et sa variabilité, le type de sol et son occupation, les activités d'élevage ou agricole et leur intensité. Dans le but d'atténuer l'emballement climatique en réduisant les émissions de N_2O , il est nécessaire d'évaluer et de quantifier les effets de ces facteurs à différentes échelles (parcelle/territoire/région). Dans cette optique, mon projet de thèse a pour but d'analyser et de modéliser les émissions de N_2O sous différents degrés de pression anthropique et climatique. J'ai poursuivi ce double objectif à travers l'étude de plusieurs sites aux fonctionnements contrastés en termes de climat et de niveau d'anthropisation : deux sites dans le Sud-Ouest de la France, un site en savane Sénégalaise et un site agricole proche du Lac Victoria au Kenya.

En m'appuyant sur les données issues des deux sites Sud-Ouest, j'ai mis en place une nouvelle méthodologie pour reconstruire les données manquantes de séries temporelles d'émission journalières de N_2O issues de ces sites. Celle-ci combine à la fois la traditionnelle méthode de l'interpolation linéaire avec la méthode des réseaux de neurones. Le niveau des résultats obtenus montre que cette méthodologie pourrait servir de référence à l'avenir. L'analyse des séries complètes montre que les cultures de maïs irrigué possèdent un potentiel élevé d'émissions de N_2O et que le travail du sol, la minéralisation de printemps et la fertilisation azotée, lorsqu'ils sont combinés à de la pluie et à de l'irrigation ont un fort potentiel d'émission de N_2O dont l'intensité varie en fonction de la couverture végétale. La quantification de l'impact de ces différents facteurs a permis de proposer une méthode d'estimation d'émissions de N_2O plus performante que la méthode Tier 1 du GIEC.

En région africaine, j'ai étudié les émissions de N_2O du site de savane sénégalaise et des sites agricoles au Kenya en m'appuyant sur des mesures et sur le modèle STEP-GENDEC- N_2O pour le site de savane. Le contenu en eau du sol s'est révélé être le facteur d'influence le plus important des émissions de N_2O à l'échelle de la saison.

J'ai mis en place une simulation régionale avec le modèle RegCM-CLM sur un domaine comprenant l'ensemble des sites. Ce travail a mis en avant la complexité de la modélisation des processus biogéochimiques du sol et la difficulté d'utiliser une paramétrisation universelle pour des climats tempérés et tropicaux.

Ce travail de thèse a montré l'existence d'interactions complexes entre les principaux facteurs d'influence des émissions de N_2O sur les régions étudiées. Compte tenu de la gamme des bilans N_2O observés dans cette étude, avec le bilan le plus élevé calculé sur le site avec la plus forte pression anthropique dans le Sud-Ouest de la France, les facteurs les plus explicatifs sont par ordre de priorité le contenu en eau du sol, le gradient de pression anthropique lié aux activités d'élevage et agricoles et la texture du sol. Ces travaux de thèse montrent que pour prédire les émissions de N_2O de façon plus élaborée que la méthode Tier 1 du GIEC, il est important de prendre en compte les principaux facteurs d'émission identifiés et pas seulement les apports d'azote. La poursuite des mesures sur le long terme et/ou l'augmentation de leur fréquence, notamment en région africaine, s'avère nécessaire pour (1) capter de manière exhaustive les émissions de N_2O et leur hétérogénéité temporelle et spatiale, (2) renforcer la compréhension des processus d'émission et (3) améliorer la paramétrisation des modèles, notamment pour les écosystèmes tropicaux.

Abstract

Nitrous oxide (N_2O) is a powerful greenhouse gas which contributes to stratospheric ozone depletion. The increase of anthropogenic pressure on ecosystems, with the intensification of the use of synthetic nitrogen fertilizers in agriculture, disrupts the natural nitrogen cycle and leads to additional N_2O emissions from soils.

Many factors influence the production and emission processes of N_2O from soils such as climate and its variability, soil type and land use, livestock or agricultural activities and their intensity. In order to mitigate climate change by reducing N_2O emissions, it is necessary to understand, assess and quantify the effect of these different factors at different scales (plot/land/region). From that context, my thesis project aims to analyse and model N_2O emissions under contrasted degrees of anthropogenic and climatic pressure. I pursued this dual objective through the study of several sites with contrasted functioning in terms of climate and level of human activity: two sites in the South-West of France, a site in the Senegalese savanna and an agricultural site near Lake Victoria in Kenya.

Using data from the two South-West of France sites, I developed a new methodology to gap-fill missing N_2O daily emission time series from these sites that combines both the traditional method of linear interpolation with the neuronal networks' method. The very good results obtained show that this methodology could serve as a reference in the future since general gap-filling methodology is still lacking for N_2O emissions time series. Analysis of the complete datasets shows that irrigated maize crops have a high N_2O emission potential. Tillage, spring mineralization and nitrogen fertilization, combined with rain and irrigation have a strong N_2O emissions potential which intensity varies with vegetation cover. The quantification of the impact of these different factors has led to develop a new empirical model to estimate N_2O emissions more efficiently than the traditional IPCC's Tier 1 method.

In the African region, I studied N_2O emissions from the Senegalese savanna site and agricultural sites in Kenya using measurements and results of the STEP-GENDEC- N_2O model for the savanna site. Soil water content was found to be the most important influencing factor of N_2O emissions at these two sites at the seasonal scale. Extrapolating these results across Africa has shown that emissions from agriculture are potentially larger than those from savannas.

At the regional scale, I set up a simulation with the RegCM-CLM model on a domain including all the studied sites. This work showed the complexity of modelling soil biogeochemical processes and the difficulty of using a universal parameterization for temperate and tropical climates.

This thesis work highlighted the existence of complex interactions between the main factors influencing N_2O emissions on the regions studied. However, these interactions vary in function of the pedoclimatic context and the level of human pressure. Given the range of N_2O budgets observed in this study, with the highest budget calculated on the site with the largest anthropogenic pressure in the South-West of France, the most explanatory factors are in order of priority the soil water content (modulated by rainfall and irrigation), the anthropogenic pressure gradient associated with livestock and agricultural activities (pastoralism, tillage depth, fertilizations, etc.) and soil texture. This thesis shows that in order to predict N_2O emissions more precisely than the IPCC Tier 1 method, it is important to take into account the main emission factors and not only nitrogen inputs. The continuation of long-term measurements and/or the increase in their frequency, in particular in the African region, is necessary to (1) capture N_2O emissions and their temporal and spatial heterogeneity, (2) increase understanding of emission processes and (3) improve model parameterization, particularly for tropical ecosystems.

Table des matières

RESUME	I
ABSTRACT	II
INTRODUCTION GENERALE	1
CHAPITRE 1. ANALYSE BIBLIOGRAPHIQUE	5
1. PROCESSUS DE FORMATION DU N ₂ O DANS LES SOLS	5
1.1. Nitrification	5
1.2. Dénitrification	6
2. FACTEURS D'INFLUENCE DES EMISSIONS DE N ₂ O	7
2.1. Teneur en azote	8
2.2. Disponibilité en matière organique	9
2.3. Teneur en eau et propriétés pédologiques du sol	10
2.4. Température	12
2.5. pH	13
2.6. Transport du N ₂ O par les plantes	14
2.7. Influx de N ₂ O	14
3. INFLUENCE ANTHROPIQUE	15
3.1. Pratiques agricoles	15
3.1.1. Fertilisation azotée	15
3.1.2. Brûlis	16
3.1.3. Résidus de culture et destruction de couvert intermédiaire	17
3.1.4. Irrigation	17
3.1.5. Travail du sol	18
3.1.6. Pâturage et pastoralisme	19
4. METHODES D'ESTIMATION DES EMISSIONS DE N ₂ O	20
4.1. Mesures directes in situ	20
4.2. Méthodes de reconstruction de données manquantes	21
4.3. Méthode d'estimation des bilans annuels d'émissions de N ₂ O du GIEC	22
4.4. Les modèles d'estimation des émissions de N ₂ O à l'échelle de la parcelle	22
4.5. Les modèles d'estimation des émissions de N ₂ O à l'échelle de la région	23
5. OBJECTIFS DE LA THESE	24
6. IMPLICATION PERSONNELLE	25
CHAPITRE 2. MATERIELS ET METHODES	27
1. DESCRIPTION DES SITES D'ETUDE	27
1.1. Sites Sud-Ouest : réseaux et climatologie	28

1.2. Lamasquère	29
1.3. Auradé	30
1.4. Dahra	31
1.5. Mbita	32
2. METHODES DE MESURES DES EMISSIONS	34
2.1. Chambres automatiques	34
2.1.1. Fonctionnement des chambres.....	34
2.1.2. Calcul des émissions	34
2.2. Chambres statiques	35
2.2.1. Fonctionnement des chambres.....	35
2.2.2. Calcul des émissions	36
3. OUTILS DE MODELISATION : DE LA PARCELLE A LA REGION	36
3.1. Modélisation statistique utilisant les réseaux de neurones.....	37
3.2. STEP-GENDEC.....	38
3.3. Utilisation du modèle RegCM-CLM pour une approche régionale.....	40
3.3.1. Description du modèle RegCM-CLM	40
3.3.2. Détails des modules de dénitrification testés	42
3.3.3. Configuration du modèle RegCM-CLM	43
3.3.4. Carte de végétation	44
3.4. Paramètres statistiques R^2 , RMSE et RRMSE.....	46
CHAPITRE 3. UTILISATION DE LA METHODE DES RESEAUX DE NEURONES ARTIFICIELS POUR LA	
RECONSTRUCTION DE SERIES TEMPORELLES D'EMISSIONS DE N₂O.....	48
CONTEXTE ET RESUME DE L'ETUDE	48
COMBINATION OF TWO METHODOLOGIES, ARTIFICIAL NEURAL NETWORK AND LINEAR INTERPOLATION, TO GAP-FILL DAILY	
NITROUS OXIDE FLUX MEASUREMENTS	50
ABSTRACT.....	50
1. INTRODUCTION	51
2. MATERIALS	54
2.1. Experimental site	54
2.2. N ₂ O flux measurement	55
2.3. Meteorology, soil variables and ancillary data measurements.....	55
3. METHODS.....	57
3.1. ANN gap-filling methodology	57
3.1.1. General principle.....	57
3.1.2. Creation of the neural network step by step	58
3.1.2.1. Neural Network performances	58
3.1.2.2. Early stopping procedure.....	59

3.1.2.3. Selection of input variables.....	60
3.2. Comparison between ANN and linear interpolation gap-filling methodologies.....	61
3.3. Determination of the GMD (Gap Magnitude and Duration) coefficient.....	62
3.4. Estimating annual N ₂ O budget uncertainty due to gap-filling	63
4. RESULTS AND DISCUSSION.....	64
4.1. N ₂ O flux range and dynamic at FR-Lam crop site	64
4.2. ANN simulation and selected variables	67
4.3. ANN performances	70
4.4. Evaluation of ANN and linear interpolation methodologies gap-filling performances.....	71
4.5. Effect of gap-filling methodologies on mean N ₂ O emissions according to functioning period.....	72
4.6. Combination of ANN and linear interpolation methodologies	73
4.7. Comparison of the three gap-filling methodologies: linear interpolation, ANN and the combination of both	75
4.8. Evaluation of gap-filling uncertainty on N ₂ O budget.....	78
CONCLUSION.....	79
CHAPITRE 4. BILANS SAISONNIERS ET ANNUELS DES EMISSIONS DE N₂O DE DEUX SITES AGRICOLES DANS LE SUD-OUEST DE LA FRANCE : IMPACT DES PRATIQUES AGRICOLES ET DE LA VARIABILITE METEOROLOGIQUE ET PROPOSITION D'UNE METHODE DE CALCUL	82
CONTEXTE ET RESUME DE L'ETUDE	82
N ₂ O BUDGET FROM 10 SITE-YEARS MEASUREMENT ON TWO CROP FIELDS IN SOUTHWESTERN FRANCE: IMPACT OF AGRICULTURAL PRACTICES AND CALCULATION METHODOLOGY	84
ABSTRACT	84
KEYWORDS:	85
INTRODUCTION:	85
2. MATERIAL AND METHODS	88
2.1. Study sites.....	88
2.2. Climate and seasonal water supply variability	89
2.3. N ₂ O emissions measurements and computation.....	90
2.3.1. Automated chambers set up	90
2.3.2. Flux calculation	91
2.4. Ancillary data monitoring	91
2.4.1. Vegetation dynamic.....	91
2.4.2. Meteorological data	92
2.5. N ₂ O budgets.....	92
2.5.1. Gap-filling of N ₂ O emissions datasets.....	93
2.5.2. Uncertainty calculation on the N ₂ O budget.....	93
2.5.3. IPCC Tier 1 methodology.....	94

2.5.4. Nitrogen Use Efficiency, Yield-scaled N ₂ O emissions, N surplus	94
2.5.5. Statistical evaluation	95
2.5.6. Optimisation procedure of agricultural practices effects on N ₂ O emissions and empirical model parametrisation	95
3. RESULTS	96
3.1. Dynamic of monthly cumulated N ₂ O emissions	96
3.2. Annual N ₂ O budget and contribution of seasons	98
3.3. Agronomical nitrogen use efficiencies versus yield-scale annual N ₂ O efflux	100
3.4. Management effects on N ₂ O budget at the FR-Lam and FR-Aur sites	101
3.4.1. Nitrogen fertilisation and crop development	101
3.4.2. Nitrogen residues and spring mineralisation	102
3.4.3. Tillage depth	105
3.4.4. Empirical modelling of seasonal N ₂ O budget	105
3.5. N ₂ O budget simulation	107
3.5.1. Seasonal scale	107
3.5.2. Annual scale: comparison with IPCC methodology	108
4. DISCUSSION	109
4.1. Effect of crop rotation on N ₂ O fluxes	109
4.1.1. Residual nitrogen and spring mineralisation impact on spring N ₂ O efflux: effect of crop type	111
4.1.2. Autumn N ₂ O flux intensity explained by the tillage depth combined with the previous mean water supply	112
4.1.3. Irrigation effect	113
4.2. Fertilisation effect on N ₂ O emission depends on N-use efficiency: N _{UE} _{agro} versus yield-scaled N ₂ O efflux	114
4.3. Towards an improved N ₂ O budget estimation	116
CONCLUSION	116
ACKNOWLEDGEMENT	117
CHAPITRE 5. COMPARAISON DES EMISSIONS DE N₂O DE DEUX SITES AFRICAINS AUX GESTIONS ET CLIMATS CONTRASTES	118
CONTEXTE ET RESUME DE L'ETUDE	118
UNDERSTANDING N ₂ O EMISSIONS IN AFRICAN ECOSYSTEMS: ASSESSMENTS FROM A SEMI-ARID SAVANNA GRASSLAND IN SENEGAL AND SUB-TROPICAL AGRICULTURAL FIELDS IN KENYA	120
ABSTRACT:	120
KEYWORDS:	120
1. INTRODUCTION	120
2. MATERIALS AND METHODS	123
2.1. Sites and field campaigns description	123

2.1.1. Dahra rangeland station.....	123
2.1.2. Mbita cropland region	125
2.2. Field Data.....	126
2.2.1. Hydro-meteorological data	126
2.2.2. N ₂ O chamber emission measurements.....	127
2.2.3. Soil characteristics (texture, pH, N and C content)	128
2.3. Statistical Methods.....	129
2.4. N ₂ O emission modelling.....	130
2.4.1. STEP-GENDEC model.....	130
2.4.2. N ₂ O emission module in STEP-GENDEC	130
3. RESULTS	131
3.1. Mbita region measurements	131
3.2. Dahra site measurements.....	133
3.3. Modelling N ₂ O emissions at the Dahra site	134
3.3.1. Soil water content modelling.....	134
3.3.2. NO ₃ ⁻ content.....	137
3.3.3. Simulated N ₂ O emissions	137
3.4. Annual N ₂ O budget calculation in Mbita and Dahra	140
4. DISCUSSION.....	141
4.1. Magnitude of N ₂ O emissions and comparison to other studies	141
4.3 N ₂ O emissions from semi-arid sites	143
4.4. DNDC denitrification module adaptation to semi-arid conditions.....	143
4.5. Annual cycle of N ₂ O emissions from simulated results	144
4.6. Regional scale N ₂ O budget estimation	144
5. CONCLUSION	146
ACKNOWLEDGMENTS:.....	146

CHAPITRE 6. SIMULATION DES EMISSIONS DE N₂O A L'ECHELLE DE LA REGION AVEC LE MODELE REGCM-CLM

.....	148
1. PRINCIPALES VARIABLES D'INFLUENCE DES EMISSIONS DE N ₂ O	150
1.1 Précipitation	150
1.2 Leaf Area Index	153
1.3 Nitrates.....	154
2. EMISSIONS DE N ₂ O AVEC LES FORMALISMES CENTURY ET NOE2.....	157
2.1. Evaluation à l'échelle du domaine	157
2.2 Evaluation à l'échelle locale : Dahra, Mbita et sites Sud-Ouest	158
3. DENITRIFICATION TOTALE : CAUSE POTENTIELLE DES FAIBLES EMISSIONS DE N ₂ O SIMULEES	161
4. DISCUSSION.....	162

4.1. Comparaison des modules CENTURY et NOE2.....	162
4.2. Comparaison modèles – mesures des émissions de N ₂ O simulées	163
4.3 Comparaison avec les émissions de N ₂ O simulées par d'autres modèles régionaux.....	164
4.4. Impact des variables environnementales sur les émissions de N ₂ O	166
4.5. Synthèse.....	167
CONCLUSION.....	168
DISCUSSION GENERALE	170
1. EFFETS DES PRATIQUES AGRICOLES	170
2. EFFETS DU CONTEXTE PEDOClimATIQUE.....	172
3. EFFETS DE LA COUVERTURE VEGETALE	174
4. LIMITES DE LA MODELISATION DES EMISSIONS N ₂ O	174
5. SYNTHESE	176
CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES.....	178
ANNEXE.....	180
A. LABORATOIRES IMPLIQUE DANS L'ANALYSE DES ECHANTILLONS UTILISES DANS LE CHAPITRE 5	180
B. EMISSIONS DE N ₂ O ET LEURS FACTEURS D'INFLUENCE MEASUREES SUR LA REGION DE Mbita ET SUR LE SITE DE DAHRA..	181
C. ESTIMATIONS DES BILANS N ₂ O EN AFRIQUE RAPPORTES DANS LE CHAPITRE 5.....	182
D. MODULE DE DENITRIFICATION DE DNDC ADAPTE AU MODELE STEP-GENDEC-N ₂ O	183
RÉFÉRENCES	187
LISTE TABLEAUX ET FIGURES	205

Introduction générale

L'azote (N) est un composé essentiel car entrant dans la composition de l'ADN et de nombreuses molécules indispensables, comme les protéines par exemple. L'azote est très présent dans l'atmosphère puisque le diazote (N_2) constitue environ 78% de sa composition. Le N_2 enrichit naturellement le sol en N sous forme minérale via les phénomènes orageux et les dépôts secs et humides ou organique via la fixation biologique (Gruber et Galloway, 2008 ; Delon et al., 2010) (Fig. 1). Sous ces formes, l'N devient ensuite disponible pour la végétation et les micro-organismes du sol qui l'absorbent et l'assimilent pour leur croissance. Ceux-ci peuvent ensuite être consommés par les animaux pour satisfaire leurs besoins (croissance, fonctionnement). La décomposition de ces organismes (litières, résidus, individus morts) et les déjections animales restituent au sol l'N sous forme organique. La minéralisation de cette matière organique fraîche assure un retour au sol de l'N sous forme d'ammonium (NH_4^+) à nouveau disponible et utilisable par les organismes (végétation, faune). Les pertes d'azote du sol vers l'atmosphère sous forme de gaz résultent en partie de la transformation sous certaines conditions de l' NH_4^+ en nitrates (NO_3^-) via le processus de nitrification puis des NO_3^- en N_2 via le processus de dénitrification. Ces deux processus entraînent également des émissions de monoxyde d'azote (NO) et de N_2O . La volatilisation ammoniacale représente aussi une perte importante d'azote (Coskun et al., 2017). Sous forme d'ions NO_3^- , l'azote est peu retenu par les particules du sol et donc soumis au phénomène de lixiviation en cas de pluies qui l'entraînent vers les nappes souterraines. Le ruissellement et l'érosion constituent 2 autres voies de perte d'azote minéral. Ces 3 dernières voies de sortie sont particulièrement accentuées sur des parcelles agricoles gérées de manière conventionnelle (Benoit et al., 2015 ; Cui et al., 2020).

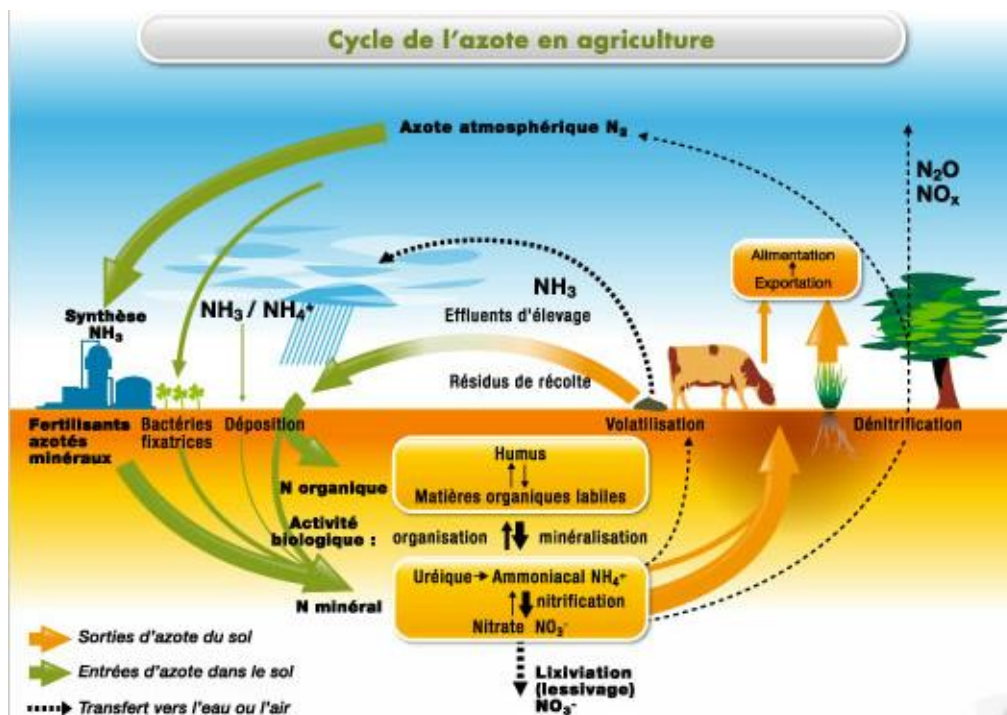


Fig. 1. Cycle de l'azote (UNIFA)

Les activités humaines bouleversent profondément ce cycle, notamment le secteur agricole où la constante augmentation de l'utilisation de fertilisants azotés pour la croissance des cultures (Dawson and Hilton, 2011) depuis l'ère préindustrielle a conduit à des impacts négatifs sur l'environnement (Foley et al., 2005 ; Lassaletta et al., 2014 ; Battye et al., 2017). En effet, pour faire face à une démographie croissante et répondre aux besoins alimentaires mondiaux, l'Homme a développé des processus permettant d'extraire le N_2 de l'atmosphère pour le transformer en engrais chimique destiné à la fertilisation des plantes en agriculture. Cette pratique a largement favorisé la production de biomasse et les rendements inhérents des cultures (Processus de Haber-Bosch, Sutton et al., 2013). Néanmoins, le surplus d'azote par rapport aux besoins des cultures a entraîné une augmentation des fuites d'azote dans l'environnement et une aggravation des problèmes associés (Tableau 1).

Tableau 1. Résumé des impacts négatifs liés aux surplus de certains éléments azotés dans l'environnement (UNEP, 2019).

Composés azotés	NH_3 (gazeux)	NO_3^- (aqueux)	NO (gazeux)	N_2O (gazeux)
Impact environnemental	- Eutrophisation - Maladies respiratoires	- Eutrophisation	- Maladies cardiaques - Maladies respiratoires	- Gaz à effet de serre - Destruction de l'ozone stratosphérique

Le N₂O occupe une place particulière dans le contexte de réchauffement climatique actuel. C'est un gaz incolore, insipide et incombustible qui a une durée de vie d'environ 116 ans dans l'atmosphère (Prather et al., 2015). Il est émis naturellement par les sols à hauteur de 11.1 Tg N an⁻¹ (Bouwman et al., 2013) et les milieux aquatiques, notamment les océans où les émissions sont estimées autour de 3.4 ± 0.9 Tg N an⁻¹ (Freing et al., 2012). Le N₂O a un pouvoir radiatif très élevé équivalent à environ 298 fois celui du dioxyde de carbone (CO₂) sur 100 ans (Butterbach-Bahl, 2013), ce qui en fait un des gaz à effet de serre (GES) les plus importants avec le CO₂ et le méthane (CH₄), et représente actuellement environ 6% du forçage radiatif anthropique total (Davidson, 2009). Outre son rôle sur le climat, le N₂O participe aussi à la destruction de l'ozone stratosphérique dont il serait actuellement le principal responsable (Ravishankara et al., 2009). Alors que la concentration en ozone stratosphérique retrouve actuellement son niveau des années 1980, Randeniya et al. (2002) prévoient que celle-ci finira par diminuer de nouveau d'ici 2030 principalement à cause de l'augmentation de la concentration du N₂O stratosphérique.

De nombreuses sources anthropiques sont responsables de l'augmentation de la concentration de N₂O dans l'atmosphère comme la gestion des effluents d'élevage, les stations de traitement des eaux usées, les procédés chimiques, les émissions indirectes liées à l'agriculture et les émissions par les sols agricoles à hauteur de 0.3, 0.4, 0.7, 0.9 et 4.7 Tg an⁻¹ respectivement en se basant sur les émissions de 2015 d'après la base de données Emissions Database for Global Atmospheric Research (EDGAR). Parmi les différentes sources d'émissions anthropiques, le secteur agricole dans son ensemble ressort comme étant la source la plus importante avec un total d'environ 5.9 Tg an⁻¹, l'utilisation de fertilisants azotés étant majoritairement responsable de ce chiffre. En effet, depuis l'ère préindustrielle, si l'utilisation intensive de ces engrais a permis d'augmenter significativement les rendements, elle a aussi engendré une augmentation significative de la concentration en N₂O atmosphérique (Davidson, 2009), avec une hausse estimée à environ 0.93 ppb par an à l'échelle du globe entre 2007 et 2017 (WMO Greenhouse gas bulletin, 2018).

Dans ce contexte, mon projet de thèse s'inscrit dans le double objectif d'analyses et de modélisation de l'impact de la variabilité climatique et la pression anthropique liée à l'agriculture sur les émissions de N₂O, la modélisation étant un outil pour estimer les émissions de parcelles sur lesquelles les mesures sont peu nombreuses voire inexistantes. Ce travail pourrait ainsi permettre d'améliorer les connaissances sur les déterminismes des émissions de N₂O à l'échelle de la parcelle et d'affiner leurs estimations. Pour ce faire, j'ai travaillé sur les

émissions de N_2O émis par les sols de 4 sites aux gestions et climats contrastés : un site agropastoral au Sénégal, un site constitué de plusieurs parcelles agricoles ou naturelles au Kenya et deux sites agricoles dans le Sud-Ouest de la France, Lamasquère et Auradé, le premier appartenant à une ferme laitière et le second à une ferme céréalière. Cette étude a consisté dans un premier temps à analyser et comparer les émissions de N_2O de ces sites afin de mettre en avant les variables explicatives les plus influentes par rapport aux émissions de N_2O et dans un second temps à développer des outils de modélisation des émissions sur ces sites.

L'analyse bibliographique en première partie expose les différents processus responsables de la formation du N_2O dans les sols et de son transport vers la surface ainsi que les facteurs explicatifs, biotiques et abiotiques, directs et indirects. Cette analyse fait également le point sur les méthodes de mesures et d'estimation des émissions de N_2O via leur modélisation à différentes échelles spatiales et temporelles, avant de terminer sur les problématiques soulevées, les objectifs inhérents de mon projet de thèse. Cette analyse est suivie d'une partie « Matériels et méthodes » qui décrit les différents sites d'études, les dispositifs utilisés pour la mesure des flux, les outils de calcul utilisés en statistique et en modélisation. Les résultats seront ensuite présentés sous forme de trois articles scientifiques rédigés en anglais et d'un chapitre de résultats rédigé en français. Une discussion générale et des perspectives sont proposées à la fin de ce document.

Chapitre 1. Analyse bibliographique

1. Processus de formation du N₂O dans les sols

De nombreux processus biotiques et abiotiques peuvent être à l'origine de la formation et de la destruction du N₂O au niveau des sols (Butterbach-Bahl et al., 2013). Ceux-ci interagissent souvent entre eux, ce qui rend leur étude complexe. Parmi tous ces processus, deux sont souvent cités comme étant les principaux moteurs de la production de N₂O du sol : la nitrification et la dénitrification. Dans les deux cas, les processus biotiques, qui sont considérés comme majoritaires, sont réalisés par des bactéries et des champignons microscopiques (Hora et Iyengar (1959) ; Mothapo et al., (2015) ; Ma et al., (2017)). Le terme « micro-organismes » désignera donc à la fois les bactéries et les champignons dans la suite du texte.

1.1. Nitrification

La nitrification est un procédé aérobie d'oxydation réalisé par des micro-organismes autotrophes utilisant l'ammoniaque (NH₃) comme source d'énergie, le CO₂ comme source de carbone et l'oxygène (O₂) comme source d'oxydant (Prosser, 1990). L'ammonium (NH₄⁺) étant en équilibre avec le NH₃ dissout (Zaman et al., 2008), on considère NH₄⁺ comme étant la source de la nitrification. Dans les sols, les conditions requises pour garantir la mise en place de ce processus sont une teneur en eau assez faible pour permettre une bonne circulation de l'air, et donc de l'O₂, tout en garantissant une bonne circulation à la fois des micro-organismes nitrifiants et des substrats N et C dans le sol, une teneur en NH₄⁺ suffisante et une activité bactérienne et racinaire permettant la production de CO₂. Le N₂O est en fait un coproduit de la nitrification, le produit final étant NO₃⁻ si la réaction est complète (Fig 1.1). Néanmoins, certains micro-organismes nitrifiants sont aussi capables d'effectuer une dénitrification à faible pression partielle d'O₂ à la suite d'une nitrification et ainsi produire du N₂O par ce biais (Butterbach-Bahl et al., 2013) (Fig. 1.1).

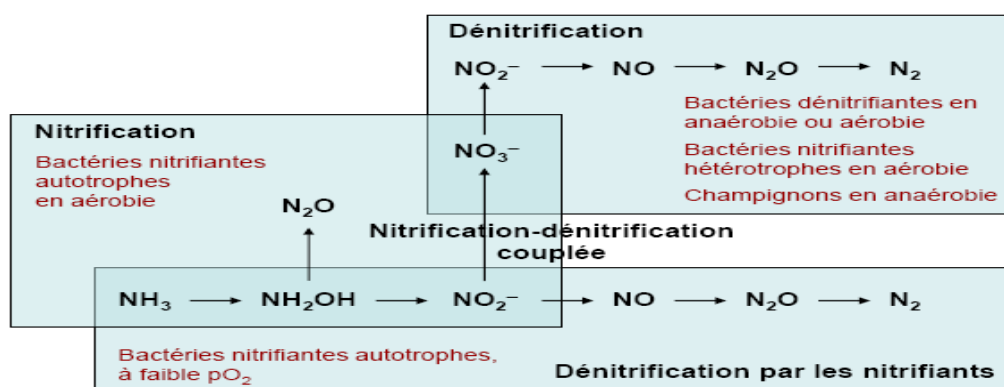


Fig. 1.1. Schéma explicatif du processus de nitrification et de dénitrification (Wrage et al., 2001)

1.2. Dénitrification

A l'inverse de la nitrification, la dénitrification est un procédé de réduction en milieu anaérobie (absence d' O_2) réalisé par des micro-organismes hétérotrophes utilisant le carbone organique du sol comme source d'énergie et de carbone et le NO_3^- et ses dérivés (c'est-à-dire le nitrite (NO_2^-), le monoxyde d'azote (NO) et le N_2O) comme oxydants (Knowles, 1982) (Fig 1.1). Le N_2O est un produit intermédiaire de la dénitrification, le produit final étant le N_2 si la réaction est complète (lorsqu'un sol est saturé en eau par exemple).

Les raisons pour lesquelles la dénitrification n'a pas lieu en milieu aérobiose sont multiples : dans le cas des micro-organismes capables d'utiliser à la fois l' O_2 et les dérivées des nitrates comme accepteur d'électrons, ceux-ci auront une préférence pour l'utilisation de l' O_2 puisque le pouvoir d'oxydation de celui-ci est supérieur à celui des dérivés du NO_3^- . Pour le cas des micro-organismes utilisant uniquement les dérivés du NO_3^- comme oxydants, la présence d' O_2 inhibe la chaîne de transport d'électrons des enzymes responsables de la réduction des dérivés du NO_3^- , c'est-à-dire les NO_3^- , NO_2^- , NO et N_2O réductases, au sein de ces micro-organismes et les empêchent ainsi d'effectuer une dénitrification (Satyanarayana et al., 2012).

Les nombreux processus impliqués dans la formation et l'émission de N_2O sont fortement influencés par l'état bio-physico-chimiques de leur environnement (pH, nature du sol, contenu en eau, contenu en C et N, ...) (Knowles, 1982 ; Senbayram, 2012). Par exemple, certaines études ont montré que la faible teneur en cuivre (Cu) des sols bloque la dernière étape de la dénitrification transformant le N_2O en N_2 , même en milieu anaérobie (Felgate et al., 2012 ; Sullivan et al., 2013) : en effet, l'enzyme *NosZ* responsable de cette réaction finale contient un groupe d'atome de la forme Cu_4S_2 . Sans une teneur suffisante en Cu dissout dans le milieu,

l'enzyme n'est plus synthétisée et la dénitrification n'est pas totale, conduisant donc à la présence de N_2O dans le milieu.

En comparaison à la nitrification, la dénitrification est majoritairement reconnue comme étant le principal processus responsable de la formation du N_2O des sols (Khalil et al., 2004).

2. Facteurs d'influence des émissions de N_2O

Les facteurs d'influence biotique et abiotique de la production et de l'émission de N_2O vers l'atmosphère sont multiples et complexes, ceux-ci interagissant les uns avec les autres. Le schéma de Robertson (1989) permet de rendre compte de cette complexité dont les facteurs les plus importants seront détaillés par la suite (Fig 1.2).

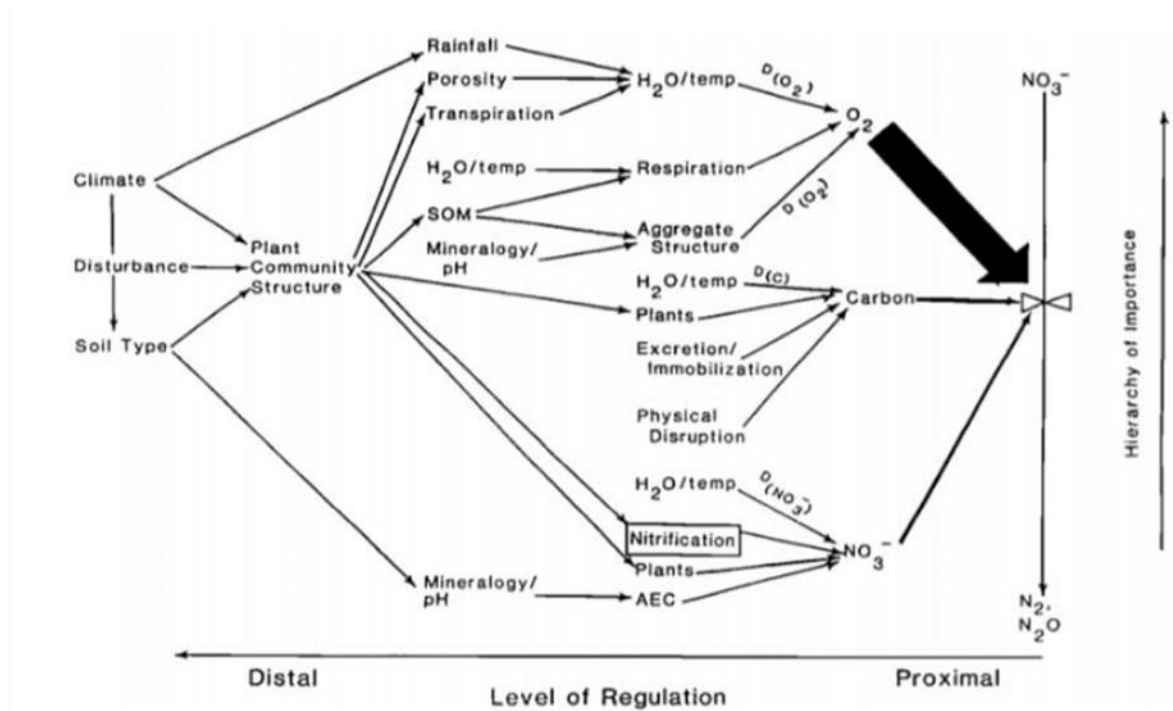


Fig. 1.2. Schéma des facteurs d'influences et leurs interactions entraînant la production de N_2O . Illustration d'après Robertson (1989).

2.1. Teneur en azote

La présence d'azote dans les sols sous forme minérale, NH_4^+ et NO_3^- , est primordiale dans la production de N_2O car ces composés sont les substrats à l'origine des processus de nitrification et de dénitrification. Ceux-ci sont naturellement présents dans le sol à des teneurs variables selon le contenu en matière organique (feuilles, racines, animaux morts...) et du potentiel de décomposition par les différents organismes du sol. La présence et la teneur de ces composés dans le sol sont fortement influencés par le climat, le type de sol et la végétation qui les prélèvent pour leur croissance (Fig 1.2). L'augmentation de la concentration en NH_4^+ du sol entraîne une augmentation de la concentration en NO_3^- lorsque les conditions de nitrification sont réunies, ce qui peut faire ensuite augmenter la production en N_2O dans des conditions favorables. Ainsi, Morril et Dawson (1967) dans leur étude sur 3 types de sol prélevés sur des sites agricoles aux alentours de New York ont montré qu'un apport d'une solution de NH_4^+ dans le sol augmente la teneur en NO_3^- du sol au cours du temps via la nitrification (Fig 1.3). Stevens et Laughlin (1994) ont établi dans leur expérimentation en laboratoire que la quantité de N_2O produit par dénitrification augmente avec la teneur en NO_3^- (Fig. 1.4). Néanmoins, une trop forte concentration en NH_4^+ entraîne une diminution du pH du sol qui peut entraîner une inhibition de la nitrification (Dancer et al., 1973).

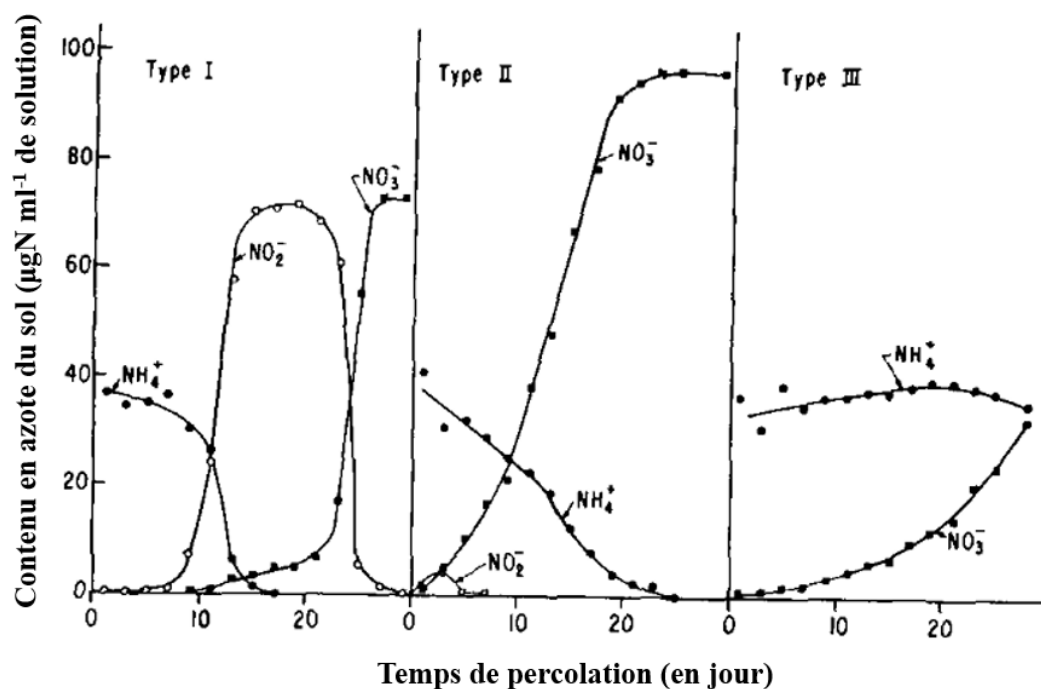


Fig. 1.3. Evolution de l'oxydation de NH_4^+ dans le sol : Sol de type I, sableux-limoneux du Kendaia, pH 7.6 ; Sol de type II, sableux-limoneux et graveleux du Lansing, pH 6.5 ; et sol de type II, sableux-limoneux caillouteux du Bath, pH 5.0. Illustration d'après Morril et Dawson (1967).

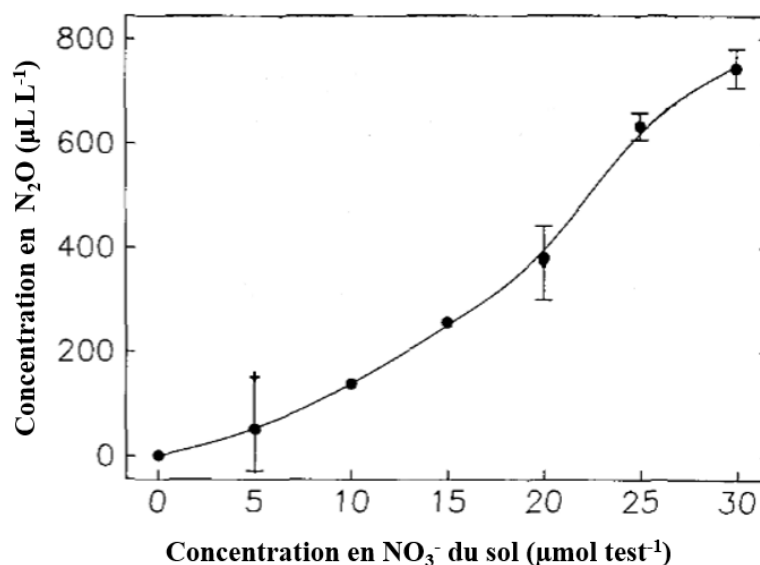


Fig. 1.4. Variation de la quantité de N_2O formé en fonction de la quantité de NO_3^- ajouté. Illustration d'après Stevens et Laughlin (1994).

2.2. Disponibilité en matière organique

La matière organique du sol joue un rôle crucial dans la production de N_2O car elle apporte aux micro-organismes responsables les substrats N et C nécessaires à leur activité (Knowles, 1982) dont la disponibilité varie selon leur état de minéralisation. Si la production de N_2O dans un sol augmente avec la quantité de matière organique disponible dans le sol (Qiu et al., 2015), elle varie également en fonction sa qualité. Millar et Maggs (2004) ont montré dans leur étude en laboratoire sur des prélèvements de plantes et de sols au Kenya incubés dans les mêmes conditions que la production et les émissions de N_2O variaient en fonction de l'espèce de plante dont les résidus sont apportés au sol (Fig 1.5. a.). Cette production/émission est négativement corrélée à la composition en lignine et polyphénol (matières organiques difficilement décomposable) des résidus (Fig 1.5. b.). Elles varient aussi négativement et linéairement avec l'augmentation du rapport C/N de la matière organique (Huang et al., 2004).

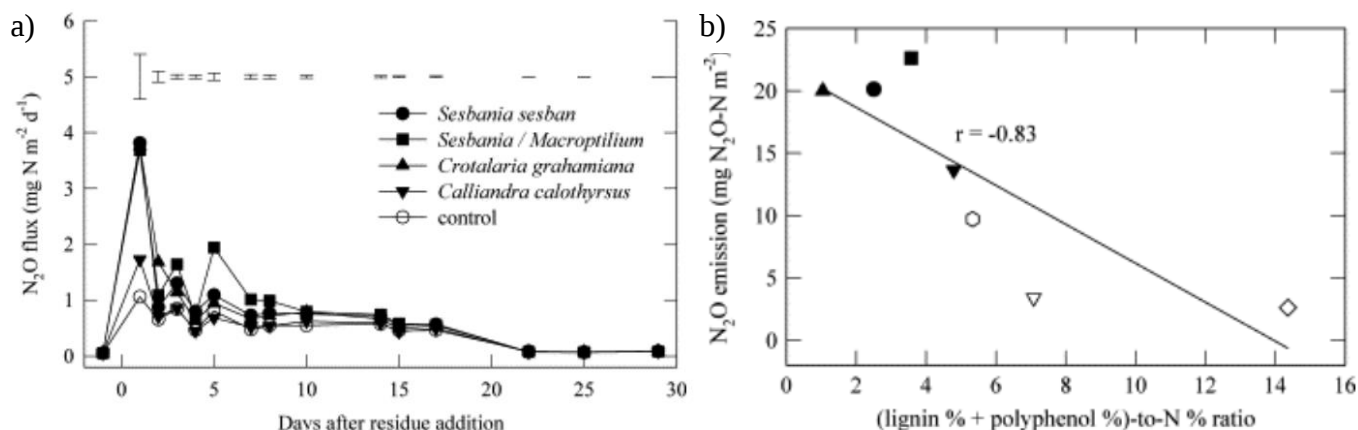


Fig. 1.5. Emissions de N₂O journalières suivant l'addition de différentes espèces de résidus au sol (a) et corrélation entre le cumul de N₂O (mgN m⁻²) émis après 29 jours d'après l'étude de Millar et Baggs (2004) (symbole plein) et émis pendant 23 jours d'après l'étude de Baggs et al. (2001) (symbole vide) suivant l'ajout de résidus et le ratio (lignine%+polyphénols%)-sur-N% des résidus (b). Illustration d'après Millar et Baggs (2004).

2.3. Teneur en eau et propriétés pédologiques du sol

Le contenu en eau du sol et le type de sol (granulométrie, texture, porosité...) contrôlent à la fois la diffusion de l'O₂, des substrats carbonés et azotés et celle du N₂O (Fig. 1.2). Le processus de dénitrification est fortement contraint par la teneur en O₂ du sol. Plus la teneur en O₂ est élevée, moins l'activité de dénitrification est importante (Fig. 1.6). Un contenu en eau du sol élevé favorise donc le processus de dénitrification, et donc la production de N₂O, en limitant la diffusion de l'O₂ dans le sol. Néanmoins, cela réduit aussi la diffusion du N₂O vers l'atmosphère (Linn et Doran, 1984 ; Ball et al., 2013). L'indicateur le plus couramment utilisé pour estimer l'aération d'un sol est le WFPS (Water Filled-Pore Space, espaces interstitiels remplis d'eau, en %). Ce paramètre tient compte de la quantité d'eau présente dans le sol et de la porosité du sol et est définie comme :

$$WFPS = 100 * \frac{H_v}{1 - \frac{d_a}{d_r}} \quad (1)$$

avec H_v l'humidité volumique du sol (%), d_a la densité apparente (kg m⁻³) et d_r la densité réelle du sol (kg m⁻³).

La nitrification et la dénitrification sont fortement corrélées avec le WFPS. D'après la littérature, pour des climats tempérés la nitrification augmente linéairement avec la teneur en eau du sol jusqu'à une valeur seuil de WFPS à 60% (Fig. 1.6, Linn and Doran, 1984 ; Parton et al., 1996). A l'inverse, la dénitrification est active à partir d'un WFPS à 62% avec un optimum situé entre 70 et 80% (Linn and Doran, 1984 ; Hénault et al., 2005 et Flécharde et al., 2007).

Néanmoins, ces seuils théoriques ont été établis à partir d'analyses faites sur des sols de régions tempérés et peuvent donc varier selon les sols et les climats.

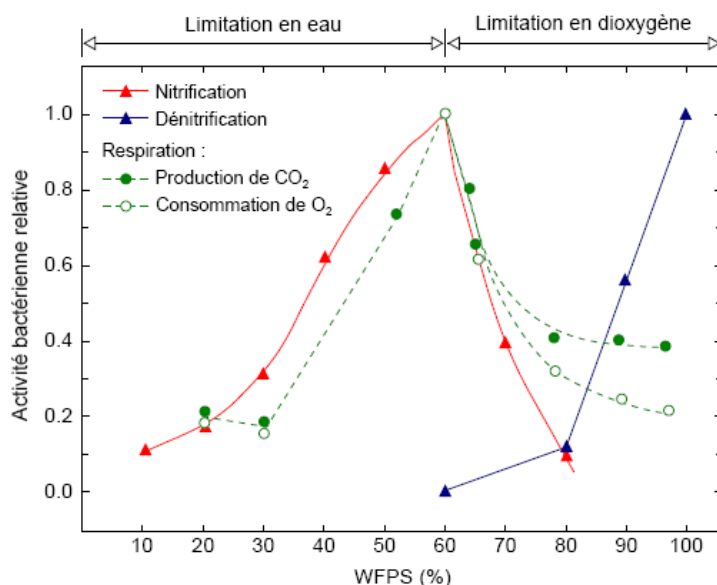


Fig. 1.6. Evolution de l'activité bactérienne de nitrification et de dénitrification en fonction du WFPS (Linn et Doran, 1984).

Les émissions de N₂O depuis le sol vers l'atmosphère dépendent à la fois de sa concentration dans le sol, et donc de sa production, mais aussi de son transport vers l'atmosphère. La diffusion moléculaire du N₂O vers l'atmosphère dépend de sa capacité à se diffuser dans l'air et des propriétés physiques du sol comme sa structure et son contenu en eau (Allaire et al., 2008, Maier et al., 2017). De ce fait, les émissions seront optimales si la quantité d'eau dans le sol est suffisante pour réduire la concentration en O₂ mais assez faible pour permettre la diffusion du N₂O vers la surface. Ainsi, Rabot et al. (2016) ont observé qu'un contenu en eau du sol élevé est favorable à la production de N₂O par dénitrification mais défavorable à sa diffusion vers l'atmosphère, un sol humide a tendance à bloquer le N₂O dans le sol. Néanmoins dès que celui-ci s'assèche, on peut noter un important pic d'émission une fois que le potentiel d'arrivée d'air est atteint, pic qui est d'autant plus fort que la durée de blocage est grande. Il peut donc exister un décalage temporel entre le moment où les conditions nécessaires à la production de N₂O sont réunies et le moment où l'on peut mesurer son émission (Molodovskaya et al., 2012).

L'humidité du sol joue également un rôle dans le contrôle de l'activité des micro-organismes en modulant leur déplacement ainsi que la diffusion des substrats C et N dont elles ont besoin. Rétroactivement, une activité microbienne et racinaire suffisamment stimulée peut

entraîner une consommation importante de l' O_2 du sol et conduire à la formation de microsites anaérobies favorisant la dénitrification, et donc la production de N_2O (Castaldi, 2000).

Le contenu en eau du sol et son temps de rétention sont fortement conditionnés par la texture du sol. Un sol à texture fine, i.e. à forte teneur en argile, présente des capacités de rétention de l'eau, donc de l'abaissement de la teneur en O_2 (potentiel redox plus faible), plus élevé qu'un sol sableux. Cette propriété confère aux sols argileux un potentiel de dénitrification plus élevé que celui de sols grossiers (Bouwman et al., 2002). Charles et al. (2017) ont montré dans leur méta-analyse sur plus de 38 études réparties sur 12 pays que les facteurs d'émissions des sols à texture fine sont en moyennes 2.8 fois plus importants que pour les sols à texture grossière. Ainsi, si le contenu en N d'un engrais organique est supérieur à 10 % de la masse sèche totale, les sols à texture fine ont un facteur d'émission de N_2O supérieur aux sols à texture grossière (Fig. 1.7).

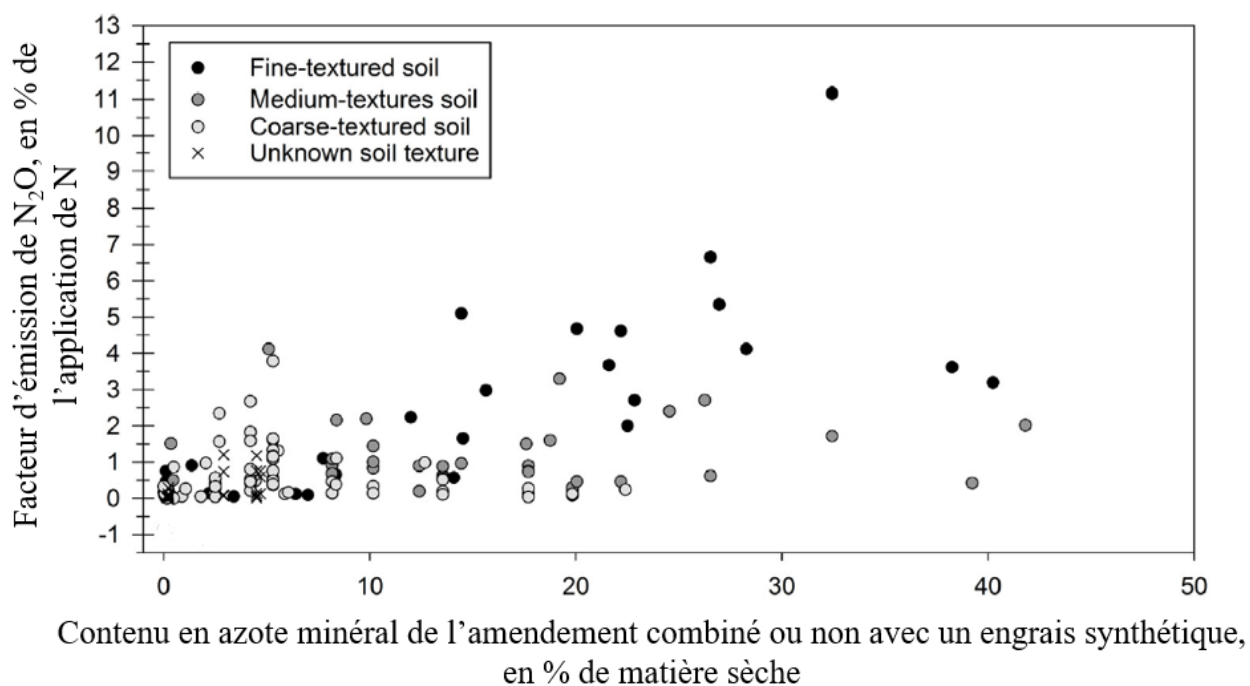


Fig. 1.7. Variation du facteur d'émission de N_2O en fonction du contenu en N minéral d'engrais organiques seuls ou combinés à des engrais de synthèse et de la texture du sol. Illustration d'après Charles et al. (2017).

2.4. Température

La température a un impact direct sur l'activité biologique du sol. En effet, la respiration du sol augmente avec la température d'après l'équation d'Arrhenius suivant une loi exponentielle croissante (Lloyd and Taylor, 1994) et entraîne de ce fait une forte consommation de l' O_2 du

sol et donc la formation de zones anaérobies favorables à la dénitrification (Smith et al., 2003). Les micro-organismes nitrifiants sont fortement impactés par la température et ont une activité optimale entre 20 et 40 °C (Shammas, 1986 et Stark, 1996). Les micro-organismes dénitrifiants seraient plus impactés par les variations du contenu en eau du sol que par les variations de température du sol (Szukics et al., 2010). Néanmoins, les impacts de la température sur la production/émission de N₂O sont très incertains. Plusieurs études en laboratoire réalisées avec des prélèvements de sols provenant de forêts tempérées des Etats-Unis et de Chine montrent que les émissions de N₂O augmentent avec la température (Smith et al., 1997 ; Wertz et al., 2012 ; Zhang et al., 2019) avec un optimum d'émission compris entre 25 et 35 °C (Dobbie and Smith, 2001) alors que Qin et al. (2012) ont montré une très faible corrélation entre les émissions de N₂O vers la surface et la température lors d'une étude menée sur un site agricole expérimental dans le nord de la Chine ($R^2 = 0.08$). Bureau (2017) a également mis en évidence l'absence d'effet significatif de la température sur les émissions de N₂O dans une étude menée en laboratoire avec des prélèvements de sols issus d'un site agricole dans le centre de la France et incubés en laboratoire dans un environnement contrôlé. L'effet de la température sur les flux est donc très variable d'une étude à l'autre. Ceci peut s'expliquer par le fait qu'il affecte à la fois l'activité bactérienne du sol (Butterbach-Bahl et al., 2013), et donc la production mais aussi la consommation du N₂O, et la diffusion des gaz qui augmentent avec la température (Pritchard et Currie, 1982 ; Massman, 1998).

2.5. pH

Le pH du sol a un effet important sur la nitrification et la dénitrification : l'activité des micro-organismes nitrifiants diminue à des pH faibles et élevés avec un optimum entre 5 et 7.8 dépendant du site d'étude (Bramley et White, 1990 ; Antoniou et al., 1990) alors que dans le cas de la dénitrification, il semble qu'il n'existe pas de véritable optimum de potentiel de dénitrification. En effet, Šimek et al. (2001), dans leur étude en incubation en laboratoire de prélèvements de sol issus de différents sites agricoles ou montagneux de Tchéquie, ont montré que l'effet de la variation du pH sur l'activité enzymatique des micro-organismes dénitrifiants d'un sol dépendait surtout du pH initial du sol avant variation. L'activité enzymatique sera donc fonction de la capacité des communautés initialement présentes à s'adapter aux nouvelles conditions, une période d'incubation longue entraînant un changement d'espèces dominantes de dénitrifiants dans le milieu et donc une modification de la réponse à une variation de pH. Ils ont néanmoins montré qu'à un pH supérieur à 7, le rapport N₂O/N₂ diminue en faveur du N₂, la

dénitrification étant complète. Ce résultat est cohérent avec ceux d'autres études qui ont montré que le pH a surtout un effet sur la dernière étape de la dénitrification (réduction du N_2O en N_2). En effet, l'enzyme responsable de cette dernière étape (la N_2O -réductase) est inhibée en milieu acide ($pH < 5$) (Cuhel et al., 2009) où les émissions de N_2O dépassent celles du N_2 , une dénitrification complète étant plus difficile, ce ratio diminuant avec l'augmentation du pH (Struwe and Kjølter, 1994 ; Van Den Heuvel, 2011).

2.6. Transport du N_2O par les plantes

Le N_2O , au même titre que le méthane, peut aussi être transporté passivement par les tiges et les tissus des plantes, comme cela peut être observé pour le CH_4 (Rusch and Rennenberg, 1998). Cette voie de transport est généralement négligée dans les estimations des émissions de N_2O mesurées ou modélisées mais plusieurs études ont montré qu'elle pouvait néanmoins être significative (Machacova et al., 2016). Cette voie de transport serait d'autant plus élevée dans les forêts aux sols humides par rapport à des sols plus secs (Machacova et al., 2016). Dans une étude de Wen et al. (2016a) menée sur une forêt allemande, les émissions mesurées directement à la surface des épicéas et des hêtres représentaient entre 8 et 11 % des émissions totales de la forêt. Ce rapport peut-être d'autant plus grand sur des zones entièrement inondées comme les rizières où les émissions via les plantes de riz peuvent atteindre 80% du total des émissions (Yu et al., 1997).

2.7. Influx de N_2O

Des influx de N_2O de l'atmosphère vers les sols (consommation de N_2O) sont aussi possibles mais dans la majeure partie des cas, on observe plutôt des efflux de N_2O (production et émission) vers l'atmosphère. Néanmoins, Wu et al. (2013) ont observé sur un site montagneux en Chine une consommation de N_2O dans le sol la majeure partie de l'année. Ce phénomène est dû à une transformation du N_2O présent à la surface en N_2 dans des conditions favorables à la dénitrification (Wen et al., 2016b ; Hu et al., 2015). Cependant, Wu et al. (2013) ont aussi identifié et mesuré ce phénomène dans des conditions aérobies pourtant défavorables à la dénitrification, mettant en avant le fait que ce processus pourrait ne pas être l'unique explication.

Les émissions de N_2O (production et transport vers la surface) sont donc le fruit d'une combinaison de facteurs qui dépendent chacun de leur propre ensemble de contrôles biotiques et abiotiques.

3. Influence anthropique

3.1. Pratiques agricoles

3.1.1. Fertilisation azotée

Sur Terre, l'azote représente une ressource indispensable et est un élément essentiel à la vie. Pourtant, c'est un élément difficilement accessible dans l'environnement et certainement l'un des plus limitant (Grindlay, 1997). Dans le but d'amplifier les rendements des cultures, la production et l'utilisation d'engrais azotés de synthèse pour les cultures a connu une évolution croissante avec une production de 85.7 Mt N en 2000 contre 77.2 Mt N en 1990 (Dawson and Hilton, 2011). Or la fertilisation azotée favorise les processus de nitrification et de dénitrification si la demande en azote du couvert végétal en place ne le valorise pas immédiatement et entièrement. Ainsi, de nombreuses études montrent que généralement plus on apporte de l'azote à un sol, plus les émissions de N_2O sont importantes (Fig 1.8) (Ma et al., 2007 ; Brümmer et al., 2008 ; Schwenke and Haigh, 2016). Cependant, l'intensité de ces émissions varie suivant le type de fertilisant appliqué (Hénault et al., 1998), les fertilisants organiques pouvant entraîner des émissions plus importantes que les fertilisants minéraux (López-Fernández et al., 2007). L'optimisation de l'application des fertilisants azotés, en terme quantitatif et qualitatif, représente un levier efficace de réduction des émissions de N_2O des cultures tout en garantissant des rendements satisfaisants (MacDonald et al., 2015 ; Huang et al., 2017).

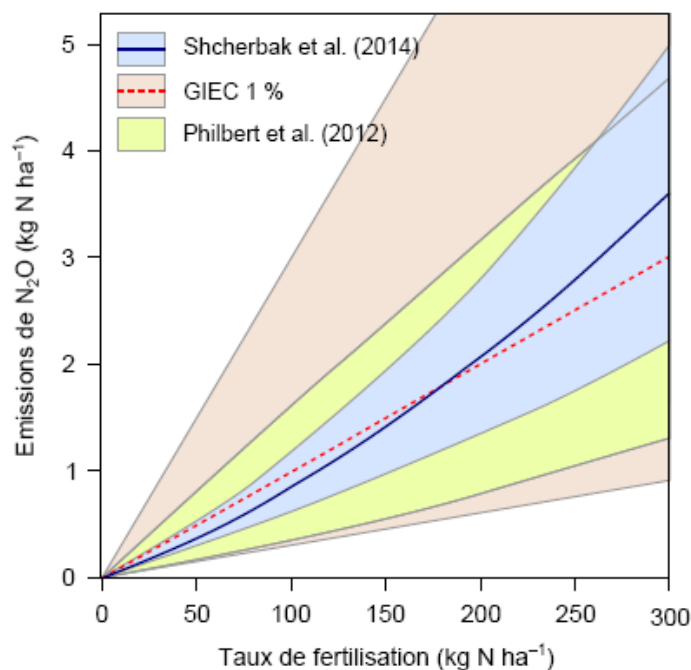


Fig. 1.8. Gamme de variation des émissions de N₂O en fonction du taux de fertilisation d'après les études de Philbert et al. (2012), de Shcherbak et al. (2014) et du Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat (GIEC) (Shcherbak et al., 2014).

3.1.2. Brûlis

La combustion de biomasse à des fins de changement d'occupation du sol (par exemple pour la conversion de forêt en parcelle agricole) ou pour la destruction de résidus de culture, a une influence sur les émissions de N₂O. En effet, la combustion en elle-même produit du N₂O restitué à l'atmosphère (Cofer et al., 1991 ; Ogawa and Yoshida, 2005). Cette combustion entraîne aussi la restitution au sol d'une partie de l'azote stockée par la plante (Ojima et al., 1994) dont une partie peut devenir disponible pour les micro-organismes produisant du N₂O. Weitz et al. (1998) ont par exemple évalué que la destruction d'une parcelle de forêt secondaire tropicale par brûlis entraîne une augmentation des émissions de N₂O du sol par rapport à la forêt voisine restée intacte avec en moyenne des émissions deux fois supérieures à la moyenne annuelle et un pic d'émission de 91 gN ha⁻¹ j⁻¹ peu de temps après le brûlis. Chalco Vera et al. (2017) ont aussi montré que le brûlage des résidus de culture de canne à sucre sur une parcelle en Argentine fait doubler les émissions de N₂O du sol par rapport à une parcelle où cette technique n'a pas été utilisée.

3.1.3. Résidus de culture et destruction de couvert intermédiaire

La décomposition des résidus de culture et des cultures intermédiaires entraînent la libération de C et de N dans les sols au cours du temps lors de leur minéralisation (Honeycutt and Potaro, 1990 ; De Neve and Hofman, 1996), la vitesse de minéralisation de l’N étant fonction du rapport C/N de la végétation : plus ce quotient est faible, plus la vitesse de minéralisation est importante (Quemada and Cabrera, 1995 ; Nicolardot et al., 2001). Les résidus de culture et les couverts intermédiaires sont donc une source d’énergie et d’N pour les micro-organismes du sol et peuvent être à l’origine d’émissions de N₂O. Ainsi, Gomes et al. (2009) dans une étude menée dans le sud du Brésil sur des sites gérés sans travail du sol et sans fertilisation azotée ont systématiquement mesuré des pics d’émissions de N₂O dans les 45 jours suivant la destruction des couverts intermédiaires, ces émissions étant plus importantes lorsque le couvert était composé de légumineuses, donc des résidus avec de faibles rapports C/N (entre 14 et 17). Une méta-analyse réalisée par Chen et al. (2013) a montré que l’impact que peuvent avoir les résidus de culture sur les émissions de N₂O sont équivalents, voire supérieurs, à l’application de fertilisant azoté. Néanmoins, d’après Velthof et al. (2002) et Millar et Baggs (2004), ces émissions varient fortement en fonction de la variété de la culture et des rapports C/N, les facteurs d’émission des résidus pouvant être différents de ceux communément admis pour les fertilisants azotés puisque dans l’étude de Velthof et al. (2002) concernant 10 types de résidus différents, moins de 1 % de l’N des résidus était restitué à l’atmosphère sous forme de N₂O.

3.1.4. Irrigation

L’irrigation joue un rôle significatif sur les émissions de N₂O. Les stratégies d’irrigation, les quantités d’eau apportées et leurs distributions spatiales modulent largement le contenu en eau du sol et le cycle de l’N (transport, minéralisation, lessivage, etc...) du sol (Dick et al., 2001 ; Lesschen et al., 2011 ; Mumford et al., 2019 ; Franco-Luesma et al., 2019 ; Yang et al., 2019b). L’utilisation de l’irrigation a tendance à faire augmenter les émissions de N₂O (Simojoki and Jaakkola, 2000) et plus l’irrigation est importante, plus les émissions tendent à s’accroître, notamment sur des sols faiblement drainés (Vogeler et al., 2019). Dans une méta-analyse basée sur différentes études menées sur des sites avec un climat méditerranéen, Aguilera et al. (2013) ont mis en avant que les émissions de N₂O varient de 1.2 ± 1.0 à 4.0 ± 2.6 kgN ha⁻¹ j⁻¹ pour de faibles ou d’importants apports d’eau, respectivement. Yang et al. (2019b) ont trouvé le même

ordre de grandeur d'émission dans leur étude sur l'impact de l'irrigation sur les émissions de N_2O d'une culture de pomme de terre dans la région de la Mongolie Intérieure en Chine avec des émissions allant de 1.5 ± 0.2 à $4.3 \pm 0.3 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ pour une irrigation à aspersion et par submersion, respectivement. Sanz-Cobena et al. (2017) et Aguilera et al. (2013) ont aussi montré qu'une irrigation au goutte à goutte serait la meilleure technique d'irrigation pour réduire les émissions de N_2O , avec en moyenne une réduction des émissions de 80% par rapport à un système avec aspersion (Aguilera et al., 2013).

3.1.5. Travail du sol

Le travail du sol modifie les caractéristiques et les propriétés bio-physico-chimique des sols. Il entraîne de nombreux changements impactant directement le potentiel d'un sol à produire et à émettre du N_2O . Selon son intensité, il modifie plus ou moins profondément la densité du sol, le taux d'infiltration, l'intensité d'agrégation du sol et la distribution des agrégats, et les teneurs en carbone et en azote organique (Logan et al., 1991). Par conséquent, il influence aussi l'activité et la diversité microbienne (micro-organismes nitrifiants et dénitrifiants inclus). Plusieurs études ont montré qu'un travail du sol conventionnel avait tendance à émettre plus de N_2O par rapport à une absence ou une réduction du travail du sol (Ball et al., 1999; Chatskikh and Olesen, 2007; Gregorich et al., 2008; Franco-Luesma et al., 2020). Rochette (2008) a montré en comparant plusieurs études que l'absence de labour émettait plus de N_2O par rapport à des sols labourés uniquement lorsque les sols sont faiblement aérés (Fig. 1.9). Le travail du sol augmente l'aération du sol et sa concentration en O_2 , ce qui peut diminuer la production de N_2O via dénitrification mais qui peut aussi permettre d'accélérer la décomposition de la matière organique du sol entraînant une augmentation des substrats carbonés et azotés du sol disponibles ensuite pour la nitrification et la dénitrification (Li et al. 2010). Un travail du sol profond peut aussi augmenter la diffusivité du N_2O depuis les couches les plus profondes où il est produit vers l'atmosphère (Ball et al., 1999).

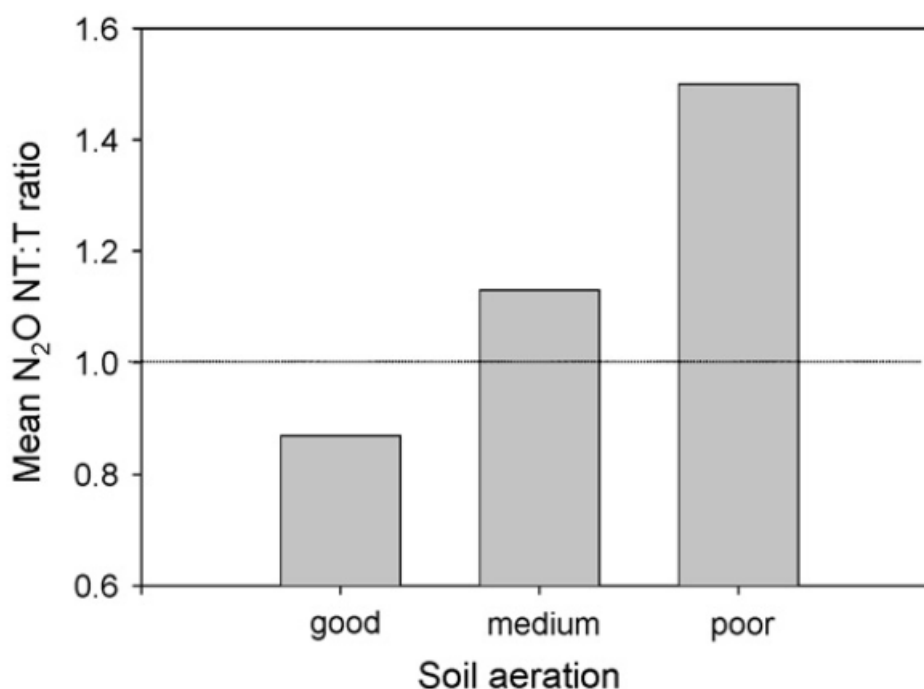


Fig. 1.9. Ratio moyen du cumul des émissions de N_2O de sols non travaillés (NT) ou travaillés (T) avec une aération bonne, moyenne ou pauvre. Illustration d'après Rochette (2008).

3.1.6. Pâturage et pastoralisme

Dans les agroécosystèmes où du bétail est présent, la combinaison des facteurs d'influence des flux de N_2O se complexifie. Le pâturage conduit à la destruction d'une partie de la végétation présente sur un site, par consommation ou piétinement par le bétail. Cette consommation accélère le recyclage des éléments C et N présents dans les plantes et leur restitution au sol après digestion et évacuation des excréments (Saggar et al., 2004 ; Oenema et al., 2007 ; Houlbrooke et al., 2008 ; Zhong et al 2017 ; Holland and Detling, 1990 ; Kohler et al., 2005). Le piétinement du sol par le bétail augmente la compaction du sol, diminuant ainsi la perméabilité et le taux d'infiltration de celui-ci (Lin et al., 2009 ; Zhong et al 2017). L'impact du pâturage sur les émissions de N_2O varie selon son intensité, la topologie de la parcelle, le climat, le type de bétail et les espèces végétales présentes naturellement et/ou cultivées (Flechard et al., 2007 ; Xu et al., 2008 ; Zhong et al., 2016). Xu et al. (2008) ont reporté sur une prairie chinoise semi-aride des émissions de N_2O plus faibles avec l'augmentation de l'intensité de la charge animale. Tang et al. (2017) confirment cet effet à partir d'une méta-analyse basée sur 63 études au niveau global et montrent que la dénitrification et les émissions de N_2O

diminuent avec une charge animale et une durée de pâturage croissantes couplées à une diminution des précipitations.

4. Méthodes d'estimation des émissions de N₂O

4.1. Mesures directes *in situ*

La méthode de mesure des émissions de N₂O la plus répandue est celle des chambres statiques manuelles (méthode détaillée dans le Chapitre 2). Cette méthode présente l'avantage d'être peu coûteuse, d'être facilement déployable entre différents sites et de pouvoir être utilisée sur des sites expérimentaux de taille réduite (Reeves and Wang, 2015) ou ne disposant pas d'accès à l'électricité. Néanmoins, ce dispositif n'est pas autonome et demande la présence régulière d'un personnel pour assurer un échantillonnage temporel exhaustif. L'échantillonnage spatial est également limité. Les fréquences temporelles et la couverture spatiale des mesures, si celles-ci ne sont pas représentatives, peuvent avoir un impact significatif sur l'estimation des émissions et des bilans N₂O d'un site (Zhang et al., 2014 ; Tellez-Rio et al., 2015 ; Reeves et al., 2016 ; Delon et al., 2017 ; Vinzent et al., 2017 ; Tallec et al., 2019).

L'emploi de chambre automatiques dynamiques (Peyrard et al., 2016 ; Tallec et al., 2019) sont une méthodologie alternative permettant d'augmenter la fréquence d'échantillonnage temporelle et réduire les incertitudes liées aux variations temporelles des émissions de N₂O (méthode détaillée dans le Chapitre 2). Cette méthode présente l'avantage de fonctionner en autonomie, de réaliser les mesures de fraction molaire de N₂O *in situ* et de pouvoir effectuer des mesures à des moments plus contraignants (la nuit par exemple) par rapport aux chambres statiques. Néanmoins, ce dispositif expérimental est difficilement déménageable sur d'autres sites et peut tomber en panne.

Les développements technologiques récents ont conduit à la mise au point de la méthode des fluctuations turbulentes (Eddy-Covariance) appliquée au suivi des émissions de N₂O (méthodologie largement reconnue et appliquée depuis quelques décennies au CO₂, H₂O et CH₄ notamment). Cette méthodologie présente l'avantage d'effectuer des mesures en continu à haute fréquence (10 Hz avec une intégration des flux à la demi-heure) sur de grandes surfaces (plusieurs dizaines de m² à plusieurs hectares) (Nemitz et al., 2018) permettant de s'affranchir de l'hétérogénéité spatiale et temporelle des émissions de N₂O. Néanmoins, les filières de traitement de données sont nettement plus complexes et reposent sur de nombreuses hypothèses.

Malgré les différences importantes dans le fonctionnement et leur mise en œuvre, Tallec et al. (2019) ont montré que les 3 méthodologies de mesures donnaient des résultats comparables en termes de dynamique. La pertinence de l'analyse de la dynamique et du calcul des bilans annuels des émissions de N_2O dépend donc plus du nombre de données qualitativement correctes et manquantes que de la méthode de mesure utilisée. De ce fait, le choix de l'utilisation d'une méthode se fait au regard des objectifs de l'étude (bilans, processus, etc.) et des équipements disponibles sur place (accès à l'électricité par exemple).

4.2. Méthodes de reconstruction de données manquantes

Les bases de données constituées avec les méthodes de mesure présentées en section 2 chapitre 2 peuvent néanmoins comporter de longues périodes de données manquantes dû à des fréquences de mesure trop courtes dans le cas des chambres statiques, à des déplacements du matériel technique dans le cas des chambres automatiques ou à des pannes et/ou une filtration et suppressions des données après contrôle qualité pour les chambres automatiques et les mesures Eddy Covariance. Donc quelle que soit la méthodologie utilisée, les pertes de données sont inévitables. Ce manque peut-être critique pour la compréhension et l'interprétation de la dynamique des émissions ainsi que pour les calculs de bilans annuels de N_2O . Il n'existe actuellement aucun consensus sur la méthode à utiliser pour combler ce manque de données (Nemitz et al., 2018). La méthode la plus couramment utilisée dans les études sur les émissions de N_2O est la technique utilisant l'interpolation linéaire (Tellez-Rio et al., 2015 ; Vinzent et al., 2017). Mais cette méthode présente le désavantage de ne pas prendre en compte les variabilités environnementales ayant un impact sur la formation et l'émission de N_2O des sols. Son utilisation pour des mesures réalisées très ponctuellement dans le temps peut entraîner une sous ou sur estimation des bilans annuels de N_2O , et donc une mauvaise interprétation des effets du climat et des pratiques agricoles sur ces bilans.

L'utilisation de réseaux de neurones artificiels (ANN) pour remplacer la méthode traditionnelle de l'interpolation linéaire des flux de N_2O apparaît comme une bonne alternative. Taki et al. (2018), dans leur étude menée avec un jeu de données issues de 6 années de mesures sur un site de culture au Canada, recommande l'utilisation de l'ANN comme méthode de reconstruction de données manquantes en remplacement de l'interpolation linéaire, les résultats avec l'utilisation de l'ANN montrant de meilleurs résultats statistiques par rapport à l'interpolation linéaire, avec des R^2 de 0.41 et 0.34, respectivement.

4.3. Méthode d'estimation des bilans annuels d'émissions de N₂O du GIEC

Le GIEC a développé une méthode permettant d'estimer les bilans annuels d'émissions de N₂O des systèmes de culture à l'échelle de la parcelle et de la région déclinée selon trois niveaux de complexité (IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Chapter 11, 2006). La méthode Tier 1, la plus simple, la plus accessible et la plus utilisée, permet d'établir un bilan à partir de la quantité d'azote apportée à un sol. Ces sources d'azote comprennent les engrais organique ou synthétique, les déjections animales et les résidus de culture foliaire et racinaire. Sur ce total d'azote disponible, le GIEC a défini qu'une partie de cet azote est émis vers l'atmosphère sous forme de N₂O, ce facteur d'émission dépendant du type de gestion (culture classique, rizière inondée, pâturage, ...). Cette méthode globale, bien que facile à appliquer, présente plusieurs limites car elle ne tient pas compte des fortes variabilités spatio-temporelles du climat et des pratiques agricoles (modalités d'apport d'azote, développement des cultures, etc...). La méthode Tier 2 permet une amélioration de ces estimations annuelles en y incluant des facteurs d'émission spécifiques par pays lorsque ceux-ci sont disponibles. La méthode Tier 3 propose d'augmenter encore la précision des estimations en proposant d'utiliser des mesures et/ou des modèles existants pour un site/une région donné(e) permettant de prendre en compte les caractéristiques du sol, les données climatiques, les dates d'itinéraires techniques, etc... afin d'en établir un bilan annuel d'émission. L'utilisation des méthodes Tier 2 et 3 sont donc plus précises que la méthode Tier 1 mais elles demandent d'avoir au préalable des informations supplémentaires sur le pays / la région / le site donné(e) pour les appliquer.

4.4. Les modèles d'estimation des émissions de N₂O à l'échelle de la parcelle

Il existe de nombreux modèles, à degrés de complexité différents, permettant la simulation des flux de N₂O de différents écosystèmes à l'échelle de la parcelle, dont la majeure partie ont été développés pour des sites se situant en zone tempérée. Les modèles mécanistes sont développés pour simuler le maximum d'interactions physico-chimiques à l'origine des processus étudiés (la dénitrification par exemple). Le modèle DNDC (DeNitrification-DeComposition) est un exemple de modèle mécaniste qui simule les cycles de C et N de différents écosystèmes agricoles et forestiers (Li et al., 2000). Les modèles empiriques sont eux basés sur des équations déterminées en établissant des liens entre la variable simulée et

certaines paramètres physico-chimiques ayant un impact cette variable grâce à des observations et des relations statistiques comme le modèle SimDen qui simule la réduction de NO_3^- en N_2O et N_2 (Vinther, 2005). Il existe des modèles semi-empiriques composés de modules mécanistes et de modules empiriques. STICS (Simulateur mulTIdisciplinaire pour les Cultures Standard) (Brisson et al., 1998) est un modèle semi-empirique initialement développé pour simuler le fonctionnement de nombreuses cultures en termes de croissance de végétation et d'allocation des ressources. Il a ensuite été enrichi avec d'autres modules dont un module de simulation des flux de N_2O , NO_2 , et est géré par l'Equipe Projet Stics (<https://www6.paca.inrae.fr/stics>). CENTURY est un autre exemple de modèle semi-empirique. Il simule les flux de C et d'N sur différents écosystèmes comme les prairies, les parcelles agricoles, les forêts et les savanes (Parton et al., 1994 ; Del Grosso et al., 2000 ; Parton et al., 1998). Smith et al. (2002) et Fuchs et al. (2019) ont montré que les modèles DNDC et DayCent (version journalière de CENTURY) simulaient mieux les bilans annuels d'émission de N_2O que la méthode Tier 1 du GIEC avec une réduction d'erreur de 46 à 115 % et de 41 %, respectivement, car ceux-ci prennent en compte les variations météorologiques et physico-chimiques du sol et permettent de visualiser l'évolution temporelle des flux. Néanmoins, pour une initialisation correcte, ces modèles demandent une quantité non-négligeable de données *in situ* qui peuvent être compliquées à collecter, notamment sur les caractéristiques pédologiques du site d'étude. Ces données essentielles rendent leur utilisation et leur généralisation sur de multiples sites ou à des échelles spatiales plus importantes relativement difficile.

4.5. Les modèles d'estimation des émissions de N_2O à l'échelle de la région

Des modèles simulant les émissions de N_2O à l'échelle de la région ou d'un pays ont vu le jour dans le but de réaliser des inventaires à l'échelle globale et de mettre en évidence les contributions naturelles et/ou anthropiques des différentes régions au bilan global. Il est néanmoins difficile de valider les sorties de ces modèles car il est impossible de mesurer les émissions à chaque point du domaine considéré. Quelques exemples de ce type de modèle trouvés dans la littérature sont donnés ci-dessous.

Certaines estimations de bilans de N_2O sont effectuées en utilisant les critères du GIEC en se basant sur des bases de données reconnues dans de nombreux pays comme EDGAR (Emission Database for Global Atmospheric Research) qui propose un inventaire des émissions de GES et autres polluants atmosphériques issues des activités anthropiques par secteur (Crippa

et al., 2019). Ces estimations sont limitées par l'absence de prise en compte des variations climatiques et des opérations techniques agricoles en particulier contrairement aux modèles basés sur des équations empiriques et/ou mécanistes tenant compte de ces variations environnementales.

Le modèle IMAGE (Integrated Model to Assess the Global Environment) permet d'estimer les émissions de N_2O à l'échelle du globe en discriminant les sources naturelles et anthropisées via des équations empiriques. Ces équations ont été développées avec l'aide de modèles de régression entre des variables environnementales et les émissions de N_2O . Il a été utilisé par Bouwman et al. (2013) afin non seulement d'établir des bilans d'émissions sur des années passées mais aussi de faire des projections en fonction de différents scénarios climatiques en se basant sur les données du MEA (Millenium Ecosystem Assessment). Ces scénarios font varier diverses variables socio-économiques (accroissement de la population, régime alimentaire, etc.) entraînant différentes trajectoires d'émissions de gaz à effets de serre et de changement climatique. Malgré de grandes incertitudes des résultats obtenues, le modèle a permis de montrer l'importance des zones humides dans les processus de dénitrification au niveau mondial (Bouwman et al., 2013). Le modèle Landscape-DNDC, issue du modèle DNDC, simule les émissions de N_2O du sol à l'échelle de la région. Haas et al. (2013) ont testé ce modèle sur la région de Saxe (Allemagne) et ont obtenu des résultats proches de l'évaluation utilisant la méthode Tier 2 du GIEC sur cette région, i.e. 2693 tN an⁻¹ contre 2100 tN an⁻¹, respectivement. Les résultats du modèle ont été similaires à l'évaluation Tier 2 du GIEC sur l'Ecosse (Myrgiotis et al., 2016). Le modèle DAYCENT, une version du modèle CENTURY fonctionnant au pas de temps journalier, permet aussi de simuler des émissions de N_2O à l'échelle du globe (Del Grosso et al., 2009).

5. Objectifs de la thèse

L'analyse bibliographique montre la difficulté d'effectuer une mesure et un suivi exhaustif des émissions de N_2O ainsi que leur modélisation. En effet, les variations spatiales et temporelles ainsi que les interactions entre les facteurs d'influences de production et d'émission du N_2O rendent difficile l'étude et l'estimation de ce GES. En ce qui concerne les méthodes d'estimation existantes, celles-ci sont soit facilement accessibles mais peu précises soit bien plus complexes mais demandant de nombreuses données *in situ* difficilement accessibles et/ou présentant des incertitudes élevées. Partant de ce contexte, approfondir la connaissance du

déterminisme des émissions de N_2O issues des sols et en proposer une modélisation est au cœur des problématiques scientifiques actuelles. Ce projet de thèse s'est donc inscrit dans le double objectif d'analyses et de modélisation de l'impact des pratiques agricoles ou pastorales d'une part, et d'étude de l'impact de la variabilité climatique d'autre part sur les émissions de N_2O . J'ai poursuivi ce double objectif à travers l'étude de régions (Sud-ouest de la France, savane Sénégalaise et bassin du Lac Victoria au Kenya) aux fonctionnements contrastés en termes de climat et de variabilité météorologique (tempéré vs tropical) et de pression anthropique (agriculture vs pastoralisme). L'étude de ces régions présente d'autant plus d'intérêt qu'elles sont assujetties au changement climatique avec l'élévation de la température moyenne et une modification de la répartition de la pluviométrie notamment selon les prévisions climatiques du GIEC (2013). Les processus de formation et d'émission du N_2O pourraient s'en trouver impactés.

Mon projet de thèse s'est organisé autour des cinq objectifs suivants :

- Mettre au point une nouvelle méthode de reconstruction de données journalières manquantes plus réaliste que la classique interpolation linéaire dans le but d'affiner les inventaires et la dynamique des émissions de N_2O (Chapitre 3)
- Affiner les bilans N_2O annuels à partir de l'analyse pluriannuelle des principaux facteurs de contrôles (Chapitre 4 et 5)
- Approfondir les connaissances des déterminismes des émissions de N_2O dans des régions peu documentées (Chapitre 5)
- Proposer une modélisation à l'échelle régional (Chapitre 6)
- Comparer les potentiels d'émissions de N_2O de sites aux gestions, climats et type de sol contrastés (Discussion Générale)

Ces travaux d'analyse et de modélisation se sont appuyés sur des données déjà existantes issues d'observations continues ou de mesures ponctuelles réalisées dans le cadre de campagnes spécifiques.

6. Implication personnelle

Cette thèse a été financée par l'Université Toulouse III – Paul Sabatier et s'est déroulée au Laboratoire d'Aérologie (LA) la moitié du temps et au Centre d'Etudes Spatiales de la BIOSphère (CESBIO) l'autre moitié du temps.

Puisque la majeure partie des données que j'ai utilisées durant mon projet de thèse avait déjà été recueillie et traitée par le personnel du CESBIO ou du LA, mon travail de thèse a principalement consisté à analyser l'ensemble des données mises à disposition sur chaque site d'étude, à développer ou améliorer des outils de modélisation et à valoriser les résultats obtenus sous forme de communications avec poster lors de conférences internationales ou sous forme de publications dans des revues à comité de lecture. J'ai à ce jour publié ou soumis 3 articles scientifiques qui sont l'objet de 3 chapitres de résultats dans ce manuscrit. Le travail que j'ai effectué repose sur la recherche et l'analyse des facteurs d'influence des émissions de N₂O et de leur inter-comparaison sur nos différents sites d'études. J'ai aussi travaillé sur différents outils de modélisation qui m'ont permis de proposer des estimations des émissions de N₂O sur nos sites d'étude à différentes échelles spatiales et temporelles.

J'ai eu la chance de participer à la campagne de mesure qui a eu lieu en Novembre 2018 au Kenya avec des membres du LA où j'ai pu apporter un soutien technique à l'équipe et ainsi être acteur de la constitution d'une partie du jeu de données que j'ai utilisé pendant ma thèse. Cette expérience m'a aussi permis de comprendre comment les données que j'ai utilisé avaient été récoltées. J'ai aussi à plusieurs occasions assisté le personnel du CESBIO dans leurs opérations de retrait ou de remise en place des instruments de mesure sur les sites d'Auradé et de Lamasquère, ce qui m'a permis une nouvelle fois d'assimiler la façon dont fonctionnait le système d'instrumentation de ces deux sites et l'origine de mes données.

Durant ma thèse, j'ai pu effectuer un total de 128 heures d'enseignement à l'INP-ENSAT et à la prépa des INP de Toulouse. J'ai aussi participé à deux formations scientifiques : une formation au logiciel STICS à l'INRA d'Avignon et un « Winter School » à Paris organisé par l'INRA de Grignon sur les gaz traces.

Chapitre 2. Matériels et Méthodes

1. Description des sites d'étude

Afin de répondre aux objectifs de cette étude, quatre sites aux pressions anthropiques et climats contrastés ont été utilisés : deux sites dans le Sud-Ouest de la France (Lamasquère et Auradé), un site dans la zone Sahélienne au Sénégal (Dahra) et un site dans l'Ouest du Kenya (Mbita) (Fig. 2.1). Cette section est destinée à détailler la spécificité de chaque site en termes de localisation, de climat, de gestion et de méthodes de mesure. Il existe cependant une différence au niveau du volume de données disponibles entre les sites. Pour la région Sud-Ouest, 5 années de mesures journalières d'émissions de N_2O (2012 à 2016) ont été disponibles contre 23 jours de mesures disponibles sur Dahra en 2013 et 2017 et 17 sur Mbita en 2018.

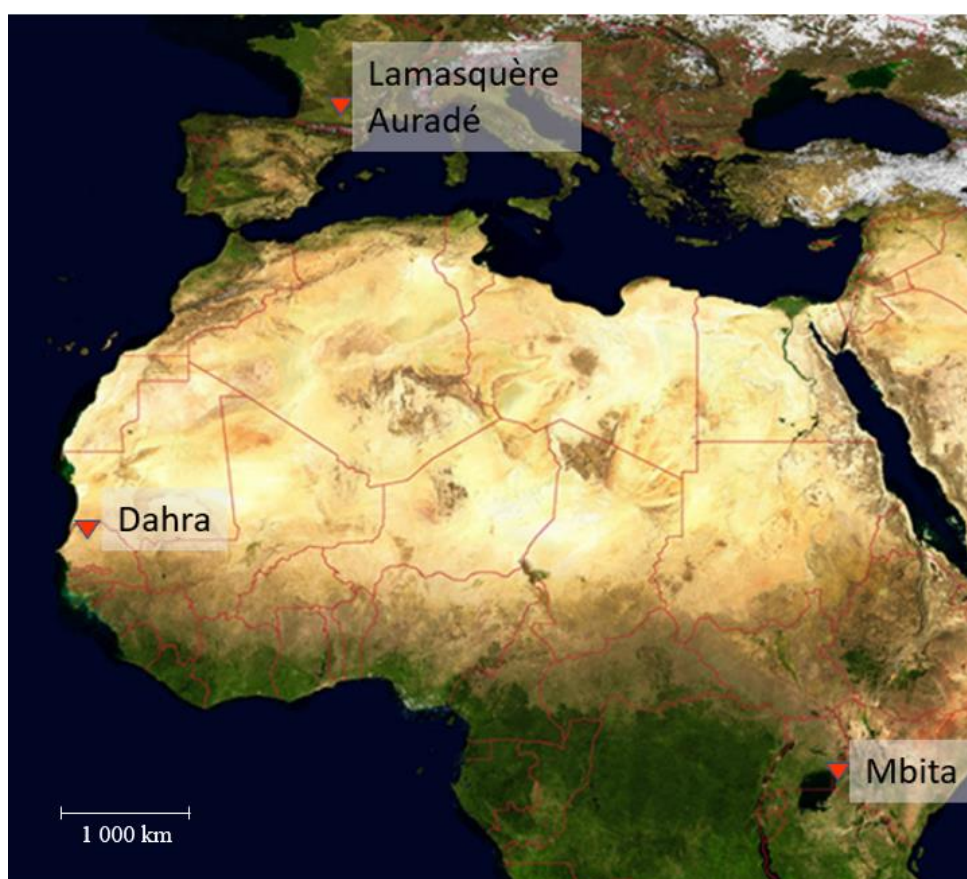


Fig. 2.1. Position géographique des sites de Lamasquère, Auradé, Dahra et Mbita.

Tableau 2.1. Résumé des différences de pluviométrie, de température, de teneur en argile mesuré entre 0 et 20 cm et de fertilisation.

	Précipitations annuelles moyenne (mm)	Température moyenne (°C)	Teneur en argile (%)	Fertilisation (kgN ha ⁻¹)	Irrigation
Dahra	416	29	6	0	Non
Mbita ^a	1 100	22	36	0 à 100	Pendant la saison sèche sur certaines parcelles
FR-Lam	610	13.1	50	100 à 228	Oui
FR-Aur	610	13.1	31	0 à 206	Non

1.1. Sites Sud-Ouest : réseaux et climatologie

Les sites du Sud-Ouest de la France, Lamasquère (FR-Lam) et Auradé (FR-Aur), font partie de l'Observatoire Spatial Régional Sud-Ouest (SNO OSR SW), de la Zone Atelier Pyrénées-Garonne (ZA PYGAR), de l'infrastructure de recherche national Observatoires de la Zone Critique : Application et Recherche (OZCAR) et du réseau européen Integrated Carbon Observation System (ICOS). A ce titre les 2 sites sont hautement équipés depuis début 2005 pour le suivi des flux de GES (CO₂, N₂O), d'énergie et de vapeur d'eau (selon la méthode des fluctuations turbulentes ou par chambre automatisée pour le N₂O et la respiration du sol), des composantes du rayonnement, des variables météo (pluie, pression et température de l'air, vitesse et direction du vent) et du sol (profils de contenu en eau et température du sol, flux de chaleur). La végétation est également régulièrement échantillonnée pour le suivi de la production de biomasse, des surfaces chlorophylliennes, du rendement, des résidus et des teneurs en azote et carbone totales). Des campagnes d'analyse sont parfois menées pour le suivi de l'azote minéral et l'évaluation des stocks de carbone du sol. Situé à une dizaine de kilomètre l'un de l'autre, ces deux sites sont soumis au même régime de climat océanique aux influences Méditerranéenne et continentale, notamment pendant la période estivale. De 2012 à 2016, la pluviométrie et la température annuelle moyenne étaient de 610 ± 156 mm et de 13.1 ± 0.4 °C, respectivement. La variabilité de la pluviométrie est détaillée dans le Chapitre 4.

1.2. Lamasquère

Le site de Lamasquère (FR-Lam, Fig. 2.2) est situé dans une plaine à 23 km au Sud-Ouest en Haute-Garonne (43°29'47''N, 1°14'16''E, 180m d'élévation). Ce site est une parcelle agricole appartenant à une ferme laitière expérimentale (Domaine de Lamothe, Institut Nationale Polytechnique) suivant une rotation de culture blé d'hiver - maïs irrigué depuis plus de 20 ans. Depuis 2013, FR-Lam étant classé en zone vulnérable (4^{ème} directive nitrates), un couvert intermédiaire est introduit l'hiver entre la culture d'hiver et la culture d'été. Le sol y est majoritairement argileux (50.3% d'argile, 35.8% de limon, 11.2% de sable, 2.8% de matière organique).

La parcelle de FR-Lam est gérée de façon intensive avec l'exportation de l'ensemble de la biomasse aérienne pour le paillage des étables et/ou pour l'alimentation du troupeau, laissant peu de résidus en place. Une irrigation annuelle d'environ 150 mm est appliquée lorsque du maïs est cultivé en été. Le programme de fertilisation azotée comprend à la fois des apports minéraux et des apports organiques. Les apports organiques proviennent des effluents d'élevage, lisier ou fumier, qui sont généralement épandus au mois de septembre. La quantité totale d'N appliquée (minérale et organique) sur une année culturale varie entre 100 et 228 kgN ha⁻¹. Les modalités d'application des intrants (forme et quantité) varient en fonction des besoins de la culture. La fertilisation minérale est appliquée en 3 fois (sur 2 à 3 mois) pour le blé d'hiver à la sortie de l'hiver et pendant la période printanière et généralement en 1 à 3 fois pour le maïs sur une très courte période (1 mois) en fin de printemps et début de saison estivale. Les dates d'apports N pour le maïs sont donc moins espacées en raison de la différence de vitesse de développement qui est beaucoup plus rapide pour le maïs, réduisant la fenêtre temporelle pour permettre aux engins agricoles de circuler sur la parcelle et réaliser les opérations agricoles. La profondeur du travail du sol sur la parcelle varie de 5 à 25 cm en fonction du besoin agronomique. Les émissions de N₂O sont mesurées sur ce site depuis octobre 2011 jusqu'à aujourd'hui. Seules les données d'octobre 2011 à décembre 2016 ont été utilisées durant ma thèse.

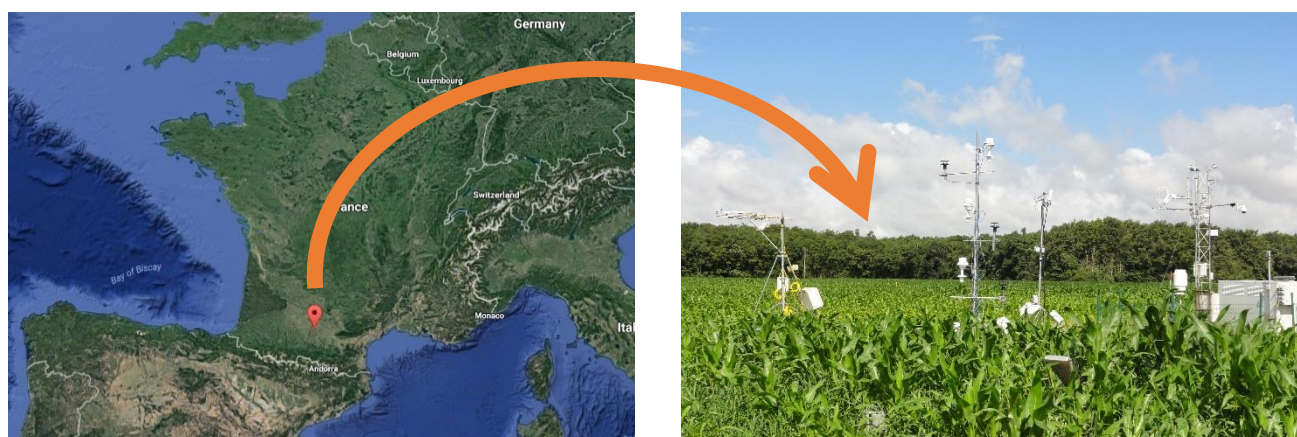


Fig. 2.2. Position géographique et photo du site de Lamasquière (FR-Lam).

1.3. Auradé

Le site d'Auradé (FR-Aur, Fig. 2.3) se trouve sur une zone vallonnée à 12 km de FR-Lam dans le département du Gers ($43^{\circ}32'59''\text{N}$, $1^{\circ}6'22''\text{E}$, 245 m d'élévation). Cette parcelle agricole fait partie d'une exploitation céréalière suivant une rotation blé d'hiver – colza – orge – tournesol. Le sol y est majoritairement limoneux (30.8% d'argile, 48.3% de limon, 19.2% de sable, 1.6% de matière organique).

L'exploitation du site FR-Aur est moins intensive par rapport à celui de FR-Lam. Seul le grain est exporté et les résidus de culture (pailles, cannes) sont laissés sur la parcelle et restitué au sol après des opérations de déchaumage/griffage du sol. Celle-ci reçoit uniquement une fertilisation azotée sous forme d'engrais minéral dont la quantité varie entre 0 (tournesol) et 206 (colza) kgN ha^{-1} en fonction des besoins de la culture en place. Les apports sont également fragmentés sur une période de 2 à 3 mois en fin d'hiver et début de printemps. Le travail du sol y est superficiel et varie entre 5 et 15 cm. Les émissions de N_2O sont mesurées sur ce site depuis

janvier 2012 jusqu'à aujourd'hui. Seules les données de janvier 2012 à décembre 2016 ont été utilisées pour cette étude.



Fig. 2.3. Position géographique et photo du site d'Auradé (FR-Aur).

1.4. Dahra

Le site de Dahra (Fig. 2.4) se situe au Sénégal (Ferlo) en Afrique de l'Ouest ($15^{\circ}24'10''N$, $15^{\circ}25'56''W$, élévation 40m) et fait partie du Centre de Recherches Zootechnique (CRZ) de l'Institut Sénégalais de Recherches Agricoles (ISRA). La texture du sol est sableuse avec 6 % d'argile et 88 % de sable. Cette station est exploitée par le Laboratoire d'Aérodynamique depuis 2012 dans le cadre de nombreux projets de recherche pour des mesures d'émission et de dépôts de composés azotés, en collaboration avec le laboratoire Géosciences Environnement Toulouse (GET). L'université de Copenhague (IGUC) y a implanté des mesures météo et de flux de CO_2 depuis 2002. Trois campagnes de mesures ont été réalisées pour estimer les émissions de N_2O sur ce site : 8 jours du 11 au 18 juillet en 2013 durant la saison des pluies, 10 jours du 29 octobre au 7 novembre 2013 durant la saison sèche et 8 jours du 21 au 27 septembre 2017 durant la saison intermédiaire. La campagne qui y a eu lieu en 2017 faisait partie du programme Cycle de l'Azote entre la Surface et l'Atmosphère en afriQUE (CASAQUE), du programme national Les Enveloppes FluidES-Ecosphère Continentale et COtière (LEFE-EC2CO) et du programme national de l'Institut National des Sciences de l'Univers (INSU). Les résultats de la campagne de 2013 ont été publiés dans Delon et al. (2017).

La zone d'étude correspond à une savane semi-aride destinée au pastoralisme. Le climat de la région est influencé par la Mousson Ouest Africaine (vent de sud-ouest froid et humide) pendant la saison des pluies et par l'Harmattan (vent de nord-est chaud et sec) pendant la saison sèche. La saison des pluies a lieu en général entre juillet et octobre et la pluie moyenne annuelle

est de 416 mm. La végétation est dominée par des herbes C4 et la couverture arboricole correspond environ à 3% de la surface du site. Le bétail venant pâturer dans la zone, présent de façon permanente toute l'année, est composé de vaches, de moutons et de chèvres essentiellement.

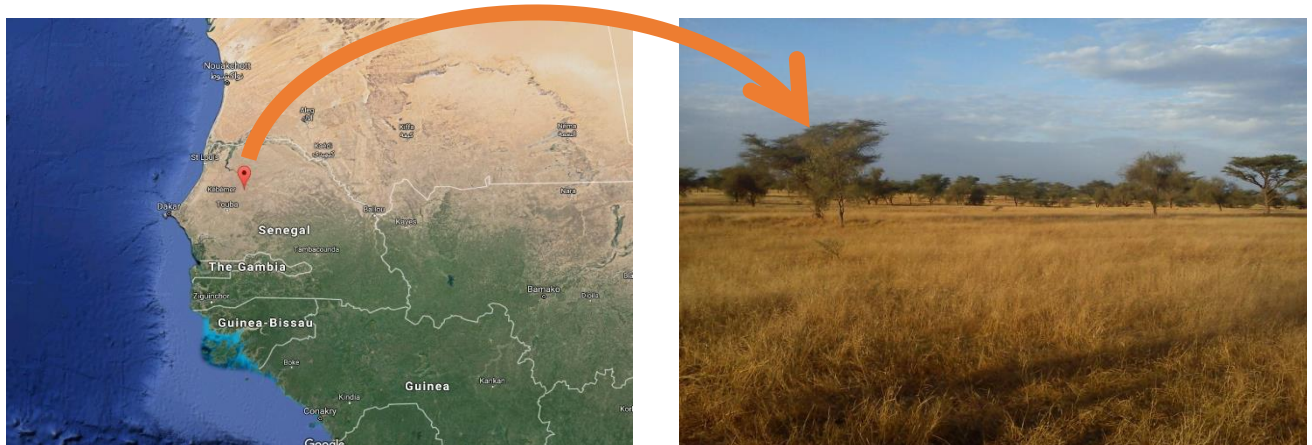


Fig. 2.4. Position géographique et photo du site de Dahra, Sénégal.

1.5. Mbita

Le site de mesure identifié “Mbita” (Fig. 2.5) dans la suite de ce manuscrit est en fait constitué de huit parcelles possédant différents types de végétation, de caractéristiques de sol et de fertilisation azotée. Les teneurs en argile et en sable des sols varient entre 30 et 42 % et entre 20 et 46 %, respectivement. Deux campagnes de mesure ont été menées sur ces sites : la première a duré 9 jours en janvier 2018 du 17 au 25 janvier pendant la saison sèche et la seconde 10 jours en novembre 2018 du 29 octobre au 7 novembre pendant la courte saison des pluies, faisant parties elles aussi du programme CASAQUE. Plus largement, le site de Mbita est inclus dans le programme International Nitrogen Management System (INMS) de l’International Nitrogen Initiative (INI). INMS a pour objectif d’identifier les systèmes de gestion de l’azote à travers le monde pour mieux les contrôler, et Mbita se situe dans la région de démonstration Afrique de l’Est d’INMS (qui comprend sept régions de démonstrations dans tous les continents).

Toutes les parcelles de Mbita sont soumises à un climat tropical avec deux saisons des pluies durant l’année : une grande entre les mois de mars et mai et une petite entre les mois de novembre et décembre (cinq mois au total). La moyenne de la pluie annuelle et de la température est d’environ 1100 mm et 24 °C, respectivement.

Cinq de ces huit sites sont des parcelles se trouvant sur l'« International Centre of Insect Physiology and Ecology (ICIPE) » au bord du lac Victoria, chacune d'elles faisant environ 12 x 12 m². Ces parcelles reçoivent en moyenne 100 kgN ha⁻¹ an⁻¹ pendant les deux saisons des pluies et les cultures sont régulièrement irriguées. Elles sont composées annuellement de maïs (deux parcelles), de sorgho (une parcelle), d'herbe de Napier (une parcelle) et une prairie permanente (une parcelle). Les trois autres parcelles se situent dans les alentours de la ville de Kisumu : une parcelle de maïs à Fort Tenan (pas de fertilisation), une plantation de thé à Kaptumo (fertilisation NPK de 50 kgN ha⁻¹ an⁻¹) et une parcelle de canne à sucre à Kisumu (pas de fertilisation).

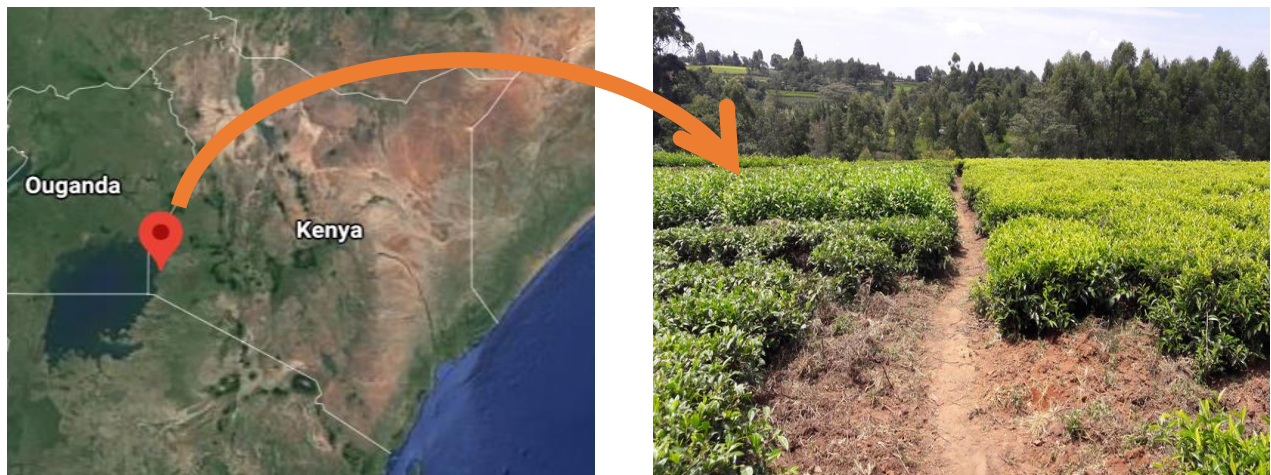


Fig. 2.5. Position géographique des sites de Mbita (Kenya) et photo de la parcelle de thé à Kaptumo.

2. Méthodes de mesures des émissions

2.1. Chambres automatiques

2.1.1. Fonctionnement des chambres

La méthode de mesure des émissions de N_2O par chambres automatiques a été utilisée sur les sites FR-Lam et FR-Aur suivant la même configuration dans les deux cas. Chaque parcelle est équipée de 6 chambres automatisées en acier inoxydable (Fig. 2.6). Celles-ci sont de forme allongée (70cm x 32cm x 10cm) pour être facilement insérée dans les inter-rangs des cultures où elles sont placées à une profondeur maximale de 10 cm dans le sol pour éviter la diffusion



Fig. 2.6. Chambre automatique

latérale des gaz hors des chambres et permettre le développement racinaire dans la zone de mesure. Les chambres sont reliées en série via un système fermé dynamique à un analyseur de gaz infrarouge Thermo Scientific 46i de précision ± 20 ppb (Thermo Fisher Scientific, USA) mesurant la fraction molaire du N_2O et son cumul. Une pompe permet le maintien d'une circulation d'air continue dans le circuit depuis et

vers la chambre à une vitesse constante de 1 L min^{-1} et un ventilateur permet l'homogénéité de l'air dans la chambre. Les mesures sont réalisées 4 fois par jour toutes les 6 heures (00h00, 06h00, 12h00, 18h00) pendant 17,5 minutes par chambre.

2.1.2. Calcul des émissions

L'émission de N_2O , notée F_{N_2O} ($\text{gN ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$), est calculée pour chaque chambre et chaque cycle suivant les équations numérotées de (2.1) à (2.3) d'après la chaîne de traitement développée par Bruno Mary de l'Unité de Recherche INRA Agro-Impact de Laon (02) :

$$F_{N_2O} = A \cdot C_{max} \cdot k \quad (2.1)$$

$$C(t) = C_0 + C_{max} (1 - e^{-k(t-t_0)}) \quad (2.2)$$

$$A = H/V_M \quad (2.3)$$

Avec C_0 la fraction molaire initial de N_2O au moment de la fermeture de la chambre, C_{max}

l'asymptote, $C(t)$ la fraction molaire de N_2O au temps t , k le coefficient de vitesse équivalent à un coefficient de diffusion de gaz (min^{-1}), t_0 le temps à partir duquel la régression exponentielle est appliquée (min^{-1}), H la hauteur de la colonne d'air (cm) et V_M le volume molaire des gaz parfaits sous des conditions normales de température et de pression ($24,1 \text{ L.mol}^{-1}$ à 20°C).

Les données de vitesse d'accumulation du N_2O de chaque chambre sont ajustées de façon linéaire et/ou exponentielle. Le choix du type d'ajustement se fait par rapport à la constante de vitesse k et à la minimisation de la SCE (Somme des Carrés des Ecart) ou de l'écart quadratique moyen RMSE (Root Mean Square Error) à la courbe ajustée. Le choix d'un ajustement exponentiel est établi quand la valeur de k est comprise dans la gamme de variation définie au préalable par les paramètres $k_{\min}$ (0.001 min^{-1}) et $k_{\max}$ (0.200 min^{-1}) en deçà ou au-delà desquelles l'ajustement linéaire est choisi. Après le calcul des émissions, les données sont filtrées et la donnée est supprimée si la valeur du RMSE est supérieure à 15 pbb.

Pour chaque sous-parcelle, l'émission journalière de N_2O a été calculée comme la moyenne des 4 cycles des 6 chambres automatisées.

2.2. Chambres statiques

2.2.1. Fonctionnement des chambres



Fig. 2.7. Chambre statique

Sur les sites de Dahra et Mbita, les mesures des émissions de N_2O ont été réalisées à l'aide de chambres statiques manuelles en acier inoxydable de dimension $20\text{cm} \times 40\text{cm} \times 15\text{cm}$ en utilisant la méthode par chambre statique (sans circulation d'air et sans état stationnaire, Fig. 2.7). Pour effectuer la mesure, la chambre est placée sur un cadre en métal inséré dans le sol à une profondeur d'environ 10 cm et scellé par un sillon rempli d'eau pour maintenir l'étanchéité de la chambre. Les prélèvements d'air sont effectués 3 fois dans la journée (matin, midi et fin d'après-midi) sur une unique localisation. Après avoir placé la chambre sur le cadre, les échantillons d'air dans la chambre sont prélevés grâce à une seringue via un septum en caoutchouc 4 fois avec un intervalle de 15 à 20 min et transférés dans des fioles en verre de 12 mL pré-évacuées (Exetainer, Labco, UK). Ces prélèvements sont ensuite injectés dans des

fioles en verres contenant 6M de solution de NaCl fermés avec un bouchon en butyle de haute densité et un joint en aluminium. Une fois injecté, l'échantillon d'air chasse la solution de la fiole dont une petite quantité reste à l'intérieur et les fioles sont ensuite gardées retournées pour maintenir l'étanchéité. Ces échantillons sont ensuite transportés jusqu'à un laboratoire d'analyse où les 4 prélèvements réalisés sur une journée permettront de définir l'émission de N₂O du jour correspondant suivant le calcul décrit en section 2.2.2 chapitre 2.

Les échantillons des campagnes à Dahra ont été analysé via chromatographie gazeuse dans les deux à trois semaines suivant une campagne de mesures dans le Laboratoire d'Aérologie tandis que les échantillons venant des campagnes à Mbita ont été analysé à l'« International Livestock Research Institute (ILRI) » à Nairobi au Kenya. Les analyses des deux laboratoires ont été faites suivant le même protocole avec des mesures de pression partielle de N₂O déterminées avec un SRI 8610C gas chromatograph (SRI, Torrance, CA, USA) équipé d'un détecteur à capture d'électron.

2.2.2. Calcul des émissions

Pour toutes les campagnes, les émissions de N₂O sont calculées suivant la régression linéaire des concentrations de gaz par rapport au temps décrit par la formule suivante (Eq 2.4., Zhu et al., 2019) :

$$F_{N_2O} = (b \times M_W \times V_{CH} \times 10^3) / (A_{CH} \times V_m \times 60 \times 10^9) \quad (2.4)$$

Avec F_{N_2O} l'émission de N₂O (en ngN m⁻² s⁻¹), b la pente de la régression linéaire (en ppb min⁻¹), M_W la masse molaire du N₂O (44 g mol⁻¹), V_{CH} le volume de la chambre (en m³), A_{CH} l'aire de la chambre (m²) et V_m le volume molaire d'un gaz parfait (m³ mol⁻¹).

La donnée est acceptée si le coefficient de détermination R² de la régression linéaire est supérieure à 0.80.

3. Outils de modélisation : de la parcelle à la région

Dans les cas où les données de référence *in situ* ne sont pas disponibles ou que celles-ci sont trop ponctuelles dans le temps et l'espace, la modélisation représente une solution alternative pour analyser les processus sous-jacents à l'échelle de la parcelle. Cet outil sert aussi à tester l'effet du changement de pratiques et/ou de différents scénarios de changement climatique sur l'évolution des émissions de N₂O. La modélisation est également utilisée pour inventorier la contribution d'une région aux émissions de N₂O à l'échelle du globe. Partant de ce contexte,

j'ai pu travailler durant ma thèse avec différents modèles fonctionnant à l'échelle de la parcelle ou de la région et qui m'ont aidé dans l'analyse des facteurs de contrôle des émissions de N_2O . L'utilisation des réseaux de neurones m'a permis de développer une nouvelle méthodologie de reconstruction des données journalières d'émission de N_2O . Le modèle STEP-GENDEC- N_2O m'a permis d'améliorer les analyses réalisées avec nos observations dont le volume était restreint. A l'échelle de la région, j'ai travaillé avec le modèle RegCM-CLM avec l'objectif d'établir des bilans régionaux d'émission.

3.1. Modélisation statistique utilisant les réseaux de neurones

Les jeux de données de FR-Lam et FR-Aur comportaient de nombreuses valeurs journalières manquantes. Ce manque de données compliquait l'étude des facteurs d'influence des émissions de N_2O et les calculs de bilans N_2O annuels. Pour pallier ce problème, nous avons mis en place une nouvelle méthode de reconstruction de données manquantes (nommé ci-après gap-filling) utilisant des réseaux de neurones. J'ai choisi d'adopter cet outil de modélisation pour reconstruire nos jeux de données de FR-Lam et FR-Aur car celui-ci permettait de prendre en compte les variations environnementales ayant un impact sur les émissions de N_2O dans nos estimations des données manquantes, ce qui n'est pas le cas de l'interpolation linéaire. Cette méthodologie est très avantageuse lorsque les relations mathématiques entre les variables d'entrées et de sorties ne sont pas connues, mais dont les potentiels facteurs d'influence sont plus ou moins connus. Cette modélisation a été réalisé via le package nnet du logiciel R et les résultats sont présentés dans le Chapitre 1.

Ce package se base sur l'algorithme proposé par Christopher Bishop (1995) de perceptron multicouche et se compose de trois couches de neurones (les entrées, la couche cachée et les sorties) connectées par des synapses (Fig. 2.8). La couche des entrées représente les variables sélectionnées par l'utilisateur qui serviront à prédire la ou les variables de sorties au niveau de la couche des sorties. Les synapses pondérées et les neurones cachés entre les couches entrée/sortie servent à ajuster le poids des variables d'entrée et la relation mathématique les reliant aux variables de sortie. Cette relation entre variables d'entrées/sorties est modélisée par une fonction sigmoïde qui connecte chaque neurone entre eux, les poids des synapses étant déterminé par une procédure itérative permettant de réduire l'erreur entre l'estimation et les valeurs réelles de la variable de sortie.

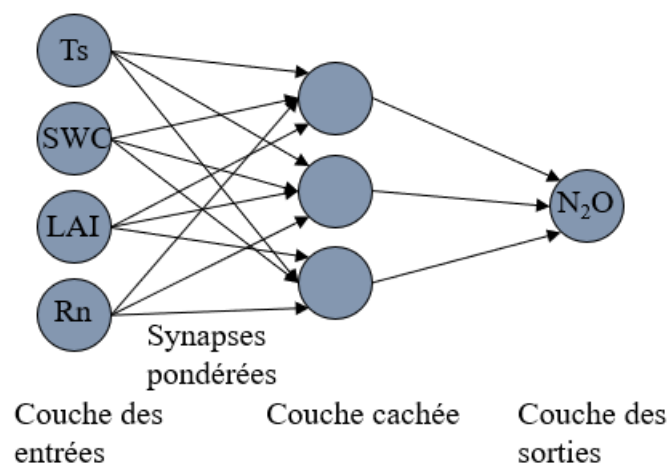


Fig. 2.8. Schéma d'un perceptron multicouche avec 4 variables d'entrée, 3 neurones cachés et 1 variable de sortie.

3.2. STEP-GENDEC

Dans le but de simuler les émissions de N_2O à l'échelle de la parcelle au niveau du site de Dahra, j'ai utilisé un modèle couplant les modèles STEP (Mougin et al., 1995) et GENDEC (Moorhead & Reynolds, 1991) et qui fonctionnent tous les deux suivant une approche mécaniste, et auxquels j'ai ajouté un module de simulation des émissions de N_2O . J'ai choisi d'utiliser ce modèle car celui-ci a déjà été utilisé et validé sur le site de Dahra pour la simulation des flux de NO et CO_2 (Delon et al., 2015, 2019) et je souhaitais l'améliorer afin qu'il puisse prendre aussi en compte les émissions de N_2O .

Le modèle STEP (Sahelian Transpiration Evaporation and Productivity) a été développé et validé pour simuler la croissance des végétaux des écosystèmes Sahéliens de savane herbacée. Celui-ci a été couplé avec le modèle GENDEC (GENeral DEComposition), ce dernier permettant de simuler la décomposition de la matière organique, les interactions entre le sol et la litière (notamment les transferts de C et N), l'activité des micro-organismes du sol et les réservoirs de C et N afin d'obtenir une représentation complète des cycles C et N en écosystème sahélien.

Le modèle STEP-GENDEC ne permettant pas de simuler les émissions de N_2O du sol à la base, j'y ai intégré le module de nitrification/dénitrification de DNDC (Yuexin Liu, 1996). Celui-ci avait l'avantage de proposer un module de nitrification permettant de simuler les teneurs en NO_3^- (STEP-GENDEC permettant de simuler le NH_4^+ mais pas le NO_3^-) et un module

de dénitrification prenant pour source le NO_3^- et permettant la simulation de la production et de l'émission de N_2O . Ce choix a été motivé par le fait que j'ai eu l'occasion de travailler sur l'ajout du module de nitrification-dénitrification de DNDC dans STEP-GENDEC durant mon stage de M2. Les émissions de N_2O dans ce module sont calculées selon les étapes suivantes :

$$E_{\text{N}_2\text{O}} = f_{\text{N}_2\text{O}} \cdot (\text{N}_2\text{O}_{\text{denit}} + \text{N}_2\text{O}_{\text{nit}}) \quad (2.5)$$

$$f_{\text{N}_2\text{O}} = \left(0.0006 + 0.0013 \cdot 2 \cdot \frac{\text{clay}}{0.63}\right) + \left(0.013 + 0.005 \cdot 2 \cdot \frac{\text{clay}}{0.63}\right) \cdot (1 - \text{WFPS}) \quad (2.6)$$

avec $E_{\text{N}_2\text{O}}$ les émissions de N_2O vers l'atmosphère ($\text{kgN ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$), $f_{\text{N}_2\text{O}}$ la fraction du N_2O produit libérer dans l'atmosphère (sans unité), $\text{N}_2\text{O}_{\text{denit}}$ le N_2O produit par dénitrification, $\text{N}_2\text{O}_{\text{nit}}$ le N_2O produit par nitrification et clay la teneur en argile du sol. $\text{N}_2\text{O}_{\text{denit}}$ est calculé de la façon suivante :

$$\frac{d(\text{N}_2\text{O})}{dt} = \text{CON}_{\text{NO}_2^-} - \text{CON}_{\text{N}_2\text{O}} - \text{SYN}_{\text{N}_2\text{O}} \quad (2.7)$$

$$\frac{d(\text{NO}_2^-)}{dt} = \text{CON}_{\text{NO}_3^-} - \text{CON}_{\text{NO}_2^-} - \text{SYN}_{\text{NO}_2^-} \quad (2.8)$$

$$\frac{d(\text{NO}_3^-)}{dt} = -\text{CON}_{\text{NO}_3^-} - \text{SYN}_{\text{NO}_3^-} \quad (2.9)$$

avec CON_i les coefficients de conversion de NO_3^- vers NO_2^- (1), NO_2^- vers N_2O (2) et N_2O vers N_2 (3) et SYN_i la synthèse de NO_3^- (1), NO_2^- (2) and N_2O par les dénitrifiants :

$$\text{CON}_i = \frac{1}{5} \left(\frac{G_i}{Y_i} + M_i \cdot \frac{i}{\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{N}_2\text{O}} \right) \cdot f_{\text{pH}}(i) \cdot f_{T \text{ denit}} \cdot C_{\text{denit}} \quad (2.10)$$

$$\text{SYN}_i = \frac{1}{5} \frac{P_{\text{denit new}}}{R_{\text{CN}}} \cdot \frac{i}{\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{N}_2\text{O}} \quad (2.11)$$

avec $G_i = \frac{G_{iM} \cdot C_{\text{sc}}}{\frac{i_1}{2} + C_{\text{sc}}} \cdot \frac{i}{\frac{i_1}{2} + i}$ le taux de croissance relatif des dénitrifiants i (sans unité), Y_i le rendement de croissance maximale de i (sans unité), M_i le coefficient de maintenance de i , $f_{\text{pH}}(i)$ le facteur de réduction de CON_i dû au pH (sans unité), C_{denit} le réservoir de carbone total des dénitrifiants ($\text{kgC ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$), $f_{T \text{ denit}} = 2^{\frac{T_{\text{soil}} - 45}{10}}$ le facteur de réduction de la dénitrification dû à la température (sans unité), $P_{\text{denit new}} = G_{\text{denit}} \cdot C_{\text{denit}}$ la biomasse nouvellement formée par le réservoir de dénitrifiants ($\text{kgC ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$) et $G_{\text{denit}} = \sum G_i$ le taux de croissance des dénitrifiants (sans unité).

STEP-GENDEC ne simulant pas initialement les teneurs en NO_3^- du sol mais uniquement les teneurs en NH_4^+ , j'ai ajouté un module permettant de former des NO_3^- par nitrification de NH_4^+ . Ceci a abouti à la création du modèle STEP-GENDEC- N_2O dont les résultats sont présentés dans le Chapitre 3.

3.3. Utilisation du modèle RegCM-CLM pour une approche régionale

3.3.1. Description du modèle RegCM-CLM

RegCM (Regional Climate Model) est un modèle de climat régional initialement développé au National Center for Atmospheric Research (NCAR) dans la fin des années 80 regroupant de très nombreux modules empirique et mécaniste. Ce modèle vise à simuler l'évolution de l'atmosphère à différentes échelles spatiales et temporelles en prenant en compte les bilans radiatifs, la chimie et la dynamique atmosphérique, l'effet des aérosols sur les transferts radiatifs et la formation de nuage, les précipitations, etc. (Fig. 2.9). L'ensemble des variables et des processus pris en compte dans le modèle sont référencés dans la publication de Giorgi et al. (2012).

Dans le but d'améliorer les performances de RegCM en tenant compte des interactions sol/atmosphère dépendant de l'occupation du sol/mosaïque paysagère et des processus inhérents au sol, RegCM a été couplé au modèle Community Land Model (CLM). Ce dernier est actuellement développé au NCAR et simule l'évolution bio-physico-chimique du sol en interaction avec la végétation et l'atmosphère (Fig. 2.9). Les versions des modèles dont je me suis servi sont la version 4.7 de RegCM qui est la version la plus récente et la version 4.5 de CLM qui est l'avant dernière version disponible. Dans le cas du couplage RegCM-CLM, le modèle est forcé par des données météorologiques (pluviométrie, radiation, ...) provenant de variables simulées par RegCM. CLM simule ensuite les échanges d'énergie entre le sol et l'atmosphère, le développement de la végétation, l'hydrologie du sol ainsi que l'évolution bio-physico-chimique du sol, notamment les cycles C et N. Les variables simulées ayant un impact sur l'évolution de l'atmosphère sont ensuite transférées vers RegCM (Fig. 2.9). Le modèle couplé RegCM-CLM est largement utilisé dans le département « Earth System Physics (ESP) » de l'« International Center for Theoretical Physics (ICTP, <https://www.ictp.it/research/esp/models/regcm4.aspx>) » et est également développé au Laboratoire d'Aérodynamique, principalement par Fabien Solmon.

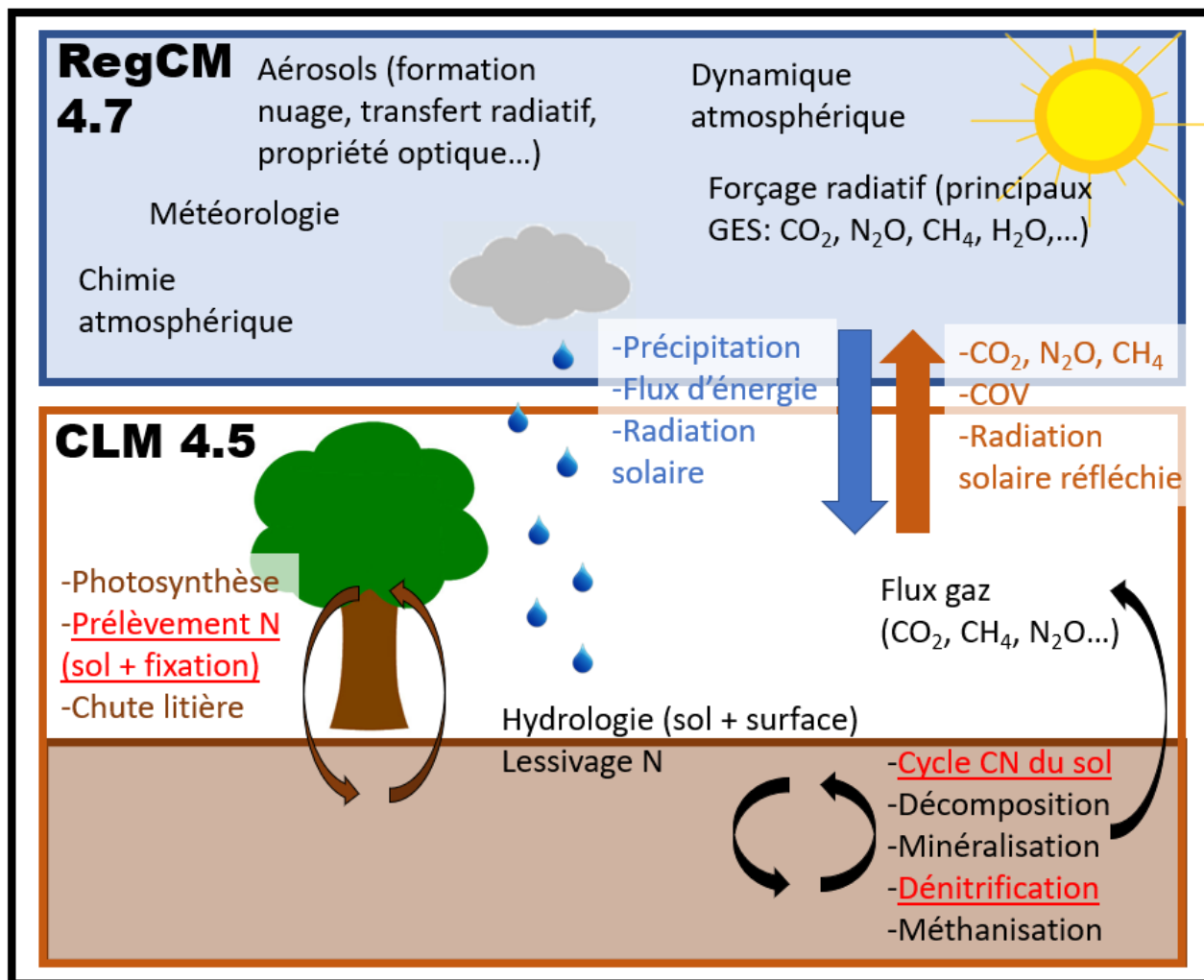


Fig. 2.9. Schéma simplifié du fonctionnement du modèle RegCM-CLM. Les modules sur lesquels j'ai travaillé sont en rouge et surlignés.

J'ai choisi d'aider au développement de ce modèle de climat régional afin de pouvoir proposer une estimation des émissions de N₂O au niveau global. Ce travail permettrait d'enrichir le modèle RegCM-CLM dans sa prise en compte des différentes interactions bio-physico-chimique sol-atmosphère. J'ai donc étudié le code du modèle relatif aux processus de nitrification/dénitrification, identifié les variables d'influence et modifié la paramétrisation du modèle afin d'en améliorer les sorties par rapport aux émissions de N₂O.

Dans le cadre de ma thèse, le but des modifications et développements que j'ai pu apporter dans CLM avaient pour objectif d'évaluer la capacité du modèle RegCM-CLM à estimer les émissions de N₂O à l'échelle de la région et d'adapter sa paramétrisation dans le cas où cette représentation pourrait être améliorée.

3.3.2. Détails des modules de dénitrification testés

CENTURY : Le modèle CLM possède un module de dénitrification inspiré de celui du modèle CENTURY développé pour simuler les émissions de N_2O en 1D à l'échelle de la parcelle. Ce module est basé sur des équations empiriques déterminées en établissant une relation mathématique entre les émissions totales de N_2O et N_2 et chaque variable d'influence issus des paramétrisations développées par Parton et al. (1996) et Del Grosso et al. (2000) d'après leurs expérimentations : le contenu en NO_3^- du sol, les émissions de CO_2 du sol et le WFPS. Chaque relation déterminée représente le facteur d'émission de la variable considérée. Les émissions totales de $N_2 + N_2O$ (D_t) sont calculées selon l'équation suivante :

$$D_t = \min[F_d(NO_3^-), F_d(CO_2)]F_d(WFPS) \quad (2.12)$$

avec $F_d(NO_3^-)$ ($gN\ ha^{-1}\ j^{-1}$), $F_d(CO_2)$ ($gN\ ha^{-1}\ j^{-1}$) et $F_d(WFPS)$ (sans unité) les fonctions reliant les émissions totales de gaz $N_2 + N_2O$ et la concentration en NO_3^- , la respiration du sol et le WFPS respectivement.

Une distinction entre les émissions de N_2O et N_2 est ensuite effectuée en calculant un rapport entre ces deux gaz selon l'équation suivante :

$$R_{N_2/N_2O} = F_r(NO_3^-/CO_2)F_r(WFPS) \quad (2.13)$$

avec R_{N_2/N_2O} le rapport entre N_2 et N_2O , $F_r(NO_3^-/CO_2)$ (sans unité) et $F_r(WFPS)$ (sans unité) une fonction reliant le rapport NO_3^-/CO_2 et le WFPS avec le rapport N_2/N_2O .

Les émissions de N_2O (D_{N_2O} , $gN\ ha^{-1}\ j^{-1}$) issues de la dénitrification sont ensuite calculées de la manière suivante :

$$D_{N_2O} = D_t / (1 + R_{N_2/N_2O}) \quad (2.14)$$

NOE : dans le but de confronter le module de CENTURY à un autre formalisme, j'ai codé le module NOE dans CLM selon le formalisme décrit dans Hénault et al. (2005). Ce module permet de simuler les émissions de N_2O issues de la dénitrification en 1D à l'échelle de la parcelle selon une approche empirique. J'ai fait le choix de ce formalisme car celui-ci avait donné de bons résultats de simulation en comparaison aux données de référence de FR-Lam lors de mon stage de M2. Le module permet de calculer dans un premier temps un taux de dénitrification réel ($N_2 + N_2O$) selon l'équation :

$$D_A = D_p F_N F_W F_T \quad (2.15)$$

avec D_A le taux de dénitrification réel ($\text{gN ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$), D_p le potentiel de dénitrification du site ($\text{gN ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$) et F_N , F_W et F_T les fonctions de réponses de la dénitrification à la teneur en NO_3^- , au WFPS et à la température, respectivement (sans unité).

Les émissions de N_2O du sol sont ensuite calculées comme suit :

$$D_{\text{N}_2\text{O}} = r_{\text{max}} D_A \quad (2.16)$$

avec $D_{\text{N}_2\text{O}}$ les émissions de N_2O issues de la dénitrification ($\text{gN ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$) et r_{max} le rapport maximal de N_2O accumulé par dénitrification des nitrates en condition d'anaérobiose (sans unité). Le modèle CLM ne permettant pas de discriminer la valeur de D_p et r_{max} pour chaque maille du domaine, j'ai calculé une valeur moyenne de ces deux paramètres par rapport aux données présentées dans Hénault et al. (2005) afin de pouvoir réaliser les simulations.

Les principales différences entre le formalisme de CENTURY et de NOE2 sont les suivantes : (1) CENTURY assume que le CO_2 du sol a un impact sur les émissions contrairement à NOE2, notamment par le fait que le CO_2 est un facteur limitant agissant directement sur la dénitrification (Eq. 2.12) ; (2) la température a un impact sur la dénitrification dans NOE2 contrairement à CENTURY ; (3) dans mon adaptation du code de NOE2 dans CLM, la répartition $\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2$ (r_{max} , Eq. 2.16) est fixe sur tout le domaine alors que celle-ci varie en fonction des NO_3^- , du CO_2 et du WFPS dans CENTURY. L'utilisation du CO_2 dans la paramétrisation du formalisme de CENTURY est intéressante car celle-ci permet de tenir compte de la dynamique des micro-organismes du sol et donc de la consommation en O_2 du sol. Néanmoins, les estimations des émissions de N_2O peuvent être sous-estimées dans le cas d'une faible production de CO_2 dans le sol (Eq. 2.12) alors même que les concentrations en NO_3^- pourraient être importantes avec des conditions favorables à la dénitrification.

3.3.3. Configuration du modèle RegCM-CLM

Dans le cadre de notre étude, les modélisations ont été réalisées au pas de temps journalier sur des mailles de $40 \times 40 \text{ km}^2$ sur un domaine comprenant l'ensemble de nos sites d'étude. Les simulations ont été lancées à partir de l'année 1982 (date la plus reculée où les données de forçage sont disponibles) pour lancer un spin-up de 30 ans (1982-2012) afin d'obtenir une stabilisation des stocks de C et N du sol pour les années qui nous intéressent (2012 – 2018).

En ce qui concerne le modèle RegCM4.7, les conditions aux limites des données climatiques proviennent de la base de données ERA-Interim à une résolution de $1.5^\circ \times 1.5^\circ$ référencé EIN15 pour les précipitations (Dee et al., 2011). Les données de forçage SST (Sea

Surface Temperature) hebdomadaire avec interpolation optimisée sont fournies par la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) à une résolution de $1^\circ \times 1^\circ$ (Reynolds et al., 2002).

Dans le modèle CLM4.5, la colonne de sol s'étend jusqu'à 42 m de profondeur et est découpée en 15 couches raffinées avec huit couches sur le 1^{er} m de sol là où le gradient de contenu en eau du sol et les réactions biogéochimiques sont forts. Les options suivantes de CLM ont été activées dans le cadre de nos simulations :

- CN permet de prendre en compte la décomposition de la matière organique sous forme de stock de C et N avec 3 niveaux de décomposition pour la litière et 4 pour la matière organique du sol.
- LCH4 simule la production et l'émission de méthane du sol mais aussi la saturation en eau du sol
- NITRIF_DENITRIF active les processus de nitrification et de dénitrification dans le modèle dont le module est inspiré du modèle CENTURY où les équations concernant la dénitrification sont détaillées dans la section 4.2.3 chapitre 2.
- VERTSOILC qui simule le transport des éléments C et N du modèle entre les différentes couches du sol

Une option du modèle permet de prendre en compte les pratiques agricoles dans le modèle mais celui-ci n'a pas été activé pour les simulations car leur prise en compte est encore en cours de développement et comporte de nombreuses simplifications par rapport aux itinéraires techniques (fertilisation, l'irrigation, le travail du sol, ...). Nous avons donc choisi de faire les simulations sans cette option et en regardant uniquement le N₂O émis par les écosystèmes naturels.

3.3.4. Carte de végétation

La Fig. 2.10 présente une carte de végétation du sol à 15 classes ou Plant Functionnal Type (PFT) sur le domaine étudié. Un type de végétation est attribué à chaque maille selon la contribution majoritaire de chaque PFT. Ainsi, entre 0° et 5° N, le modèle considère que les surfaces sont majoritairement recouvertes par des arbres feuillus à feuilles persistantes (tropicale) (PFT 4) tandis qu'entre 5° et 15° N et au sud de l'Europe la végétation majoritaire est composée d'herbacés C4 et de cultures pluviales non gérées (PFT 14 et 15). Aucune végétation n'est représentée sur la zone Saharienne (PFT 1, Fig. 2.10).

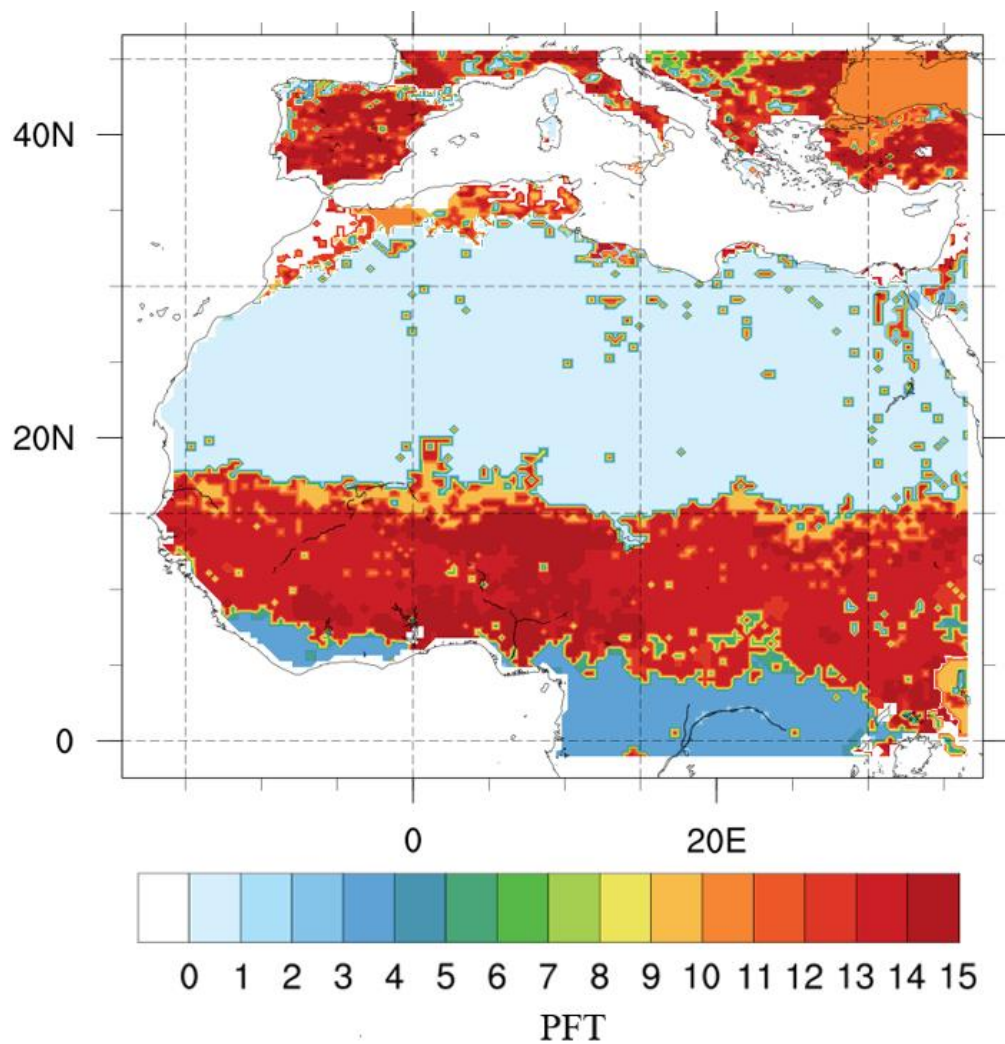


Fig. 2.10. Carte d'occupation du sol par type de végétation majoritaire (Plant Functional Type ou PFT). 1 : sans végétation ; 2 : conifère à feuilles persistantes (tempérée) ; 3 : conifère à feuilles persistantes (boréal) ; 4 : arbre feuillu à feuilles persistantes (tropic) ; 5 : arbre feuillu à feuilles persistantes (tempérée) ; 6 : arbre feuillu à feuilles persistantes (tropic) ; 7 : arbre feuillu à feuilles caduques (tempérée) ; 8 : arbre feuillu à feuilles caduques (boréal) ; 9 : arbuste feuillu à feuilles persistantes (tempérée) ; 10 : arbuste feuillu à feuilles caduques (tempérée) ; 11 : arbuste feuillu à feuilles caduques (boréal) ; 12 : herbacé C3 arctique ; 13 : herbacé C3 ; 14 : herbacée C4 ; 15 : culture pluviale non gérée

3.4. Paramètres statistiques R^2 , RMSE et RRMSE

Afin d'évaluer les différents modèles utilisés durant ma thèse et d'établir des relations entre différentes variables environnementales observées, j'ai utilisé principalement trois outils statistiques : le coefficient de détermination (R^2 , Eq. 2.17) variant entre 0 et 1 qui mesure le pouvoir explicatif et l'adéquation du modèle par rapport aux données observées, l'erreur quadratique moyenne (RMSE, Eq. 2.18) qui permet de déterminer la précision du modèle et donne une mesure synthétique de l'erreur globale en une seule valeur et l'erreur quadratique moyenne relative (RRMSE, Eq. 2.19) qui donne un RMSE relatif à la moyenne des valeurs observées et permet de pondérer l'erreur globale. La qualité de prédiction du modèle augmente lorsque le RMSE et le RRMSE se rapproche de 0 et lorsque le R^2 se rapproche de 1. L'utilisation de ces deux critères permet d'apprécier objectivement et statistiquement la performance d'un modèle à reproduire les observations.

$$R^2 = \frac{(\sum_{i=1}^n (p_i - \bar{p})(o_i - \bar{o}))^2}{\sum_{i=1}^n (p_i - \bar{p})^2 \sum_{i=1}^n (o_i - \bar{o})^2} \quad (2.17)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (o_i - p_i)^2}{n}} \quad (2.18)$$

$$RRMSE = \frac{RMSE}{\bar{o}} \times 100 \quad (2.19)$$

Avec n le nombre de valeurs observés, o_i la $i^{\text{ème}}$ valeur observée, p_i la $i^{\text{ème}}$ valeur simulé et $\bar{o}$ et $\bar{p}$ la moyenne des observations et des simulations, respectivement.

Chapitre 3.

Utilisation de la méthode des réseaux de neurones artificiels pour la reconstruction de séries temporelles d'émissions de N₂O

Contexte et résumé de l'étude

Dans le but d'identifier les leviers d'atténuation des émissions de N₂O par les sols, il est essentiel de caractériser et comprendre la dynamique des émissions en réponse aux variations du climat et de la gestion des sols. Pour atteindre ces objectifs, différentes méthodologies de mesure des émissions de N₂O existent (section 2 chapitre 1) comme les chambres statiques ou automatisées et la méthode des fluctuations turbulentes. Néanmoins, il est fréquent de pâtir de données manquantes dans un jeu de données, situation qui peut être due à la fréquence d'échantillonnage, à un dysfonctionnement/arrêt volontaire du dispositif expérimental ou à une suppression de la donnée après l'application de filtres qualités. Sur les sites de FR-Lam et FR-Aur, cela a conduit à de nombreuses périodes où les données sont manquantes : 1442 et 1091 données journalières disponibles sur 1827 jours de Janvier 2012 à Décembre 2016, respectivement. La méthode d'interpolation linéaire entre deux points de mesures ne permet pas de reproduire une dynamique réaliste des flux et peut aussi conduire à une sur ou sous-estimation des bilans annuels de N₂O. Les réseaux de neurones (ANN) ont pour avantage de simuler des phénomènes sans connaissance détaillées des processus à partir de variables d'entrée dont les influences sur la/les variables de sorties sont tout de même connues (variables biophysiques, météorologiques, etc...). Cette méthodologie nous a semblé adaptée pour des événements au caractère fugace comme le sont les émissions de N₂O. J'ai donc testé l'apport des réseaux de neurones pour le gap-filling d'émissions de N₂O dans une série temporelle issues de 5 années de mesure sur la parcelle FR-Lam. J'ai ensuite comparé les résultats de la méthode des réseaux de neurones artificiels à ceux issus de la méthode de l'interpolation linéaire puis à ceux issus d'une combinaison de ces deux méthodologies.

En moyenne sur la période étudiée, les résultats statistiques sont meilleurs en utilisant la méthodologie de l'ANN seul plutôt que l'utilisation de l'interpolation linéaire seule. Néanmoins, la méthodologie utilisant l'ANN introduit une surestimation des émissions faibles où l'utilisation de l'interpolation linéaire s'est avérée plus performante. Pour pouvoir dépasser cette problématique et afin de conserver l'avantage des deux méthodologies, nous avons

proposé une nouvelle méthodologie combinant les deux méthodologies. Dans le processus de gap-filling, le choix de l'une ou l'autre méthodologie repose sur le calcul d'un facteur de décision qui dépend de la durée et de la période où les données manquent et de l'écart entre les valeurs d'émissions de N₂O en début et en fin de cette même période. En moyenne, l'utilisation de la méthodologie mixant l'interpolation linéaire et l'ANN n'a pas donné lieu à une amélioration des résultats statistiques par rapport à la méthodologie utilisant l'ANN seul mais les résultats statistiques et la dynamique des émissions de N₂O ont été améliorés sur les périodes où les émissions de N₂O étaient faibles. Cette étude a été publiée sous forme d'article scientifique en mars 2020 dans le journal « Agricultural and Forest Meteorology » (Bigaignon et al., 2020).

Combination of two methodologies, artificial neural network and linear interpolation, to gap-fill daily nitrous oxide flux measurements

Laurent Bigaignon^{a,b}, Rémy Fieuzal^a, Claire Delon^b, Tiphaine Tallec^a

^a Centre d'Études Spatiales de la BIOsphère (CESBIO), Université de Toulouse, CNES/CNRS/INRA/IRD/UPS, 18 avenue Edouard Belin, 31401, Toulouse, France

^b Laboratoire d'Aérodynamique (LA), Université de Toulouse, CNRS/UPS, 14 avenue Edouard Belin, 31401, Toulouse, France

Keywords.

Greenhouse Gases, Soil, Chambers, Crops, Agriculture

Abstract.

Continuous N₂O flux acquisition is crucial to enrich our knowledge of the complex mechanisms underlying the annual greenhouse gas budget and to refine their estimation. N₂O flux measurement methodologies at high temporal resolution, i.e. micro-meteorology methodologies, are still scarce and may exacerbate the lack of important data, especially during the night if the required turbulent conditions are not met. The static and automated chamber methodologies also lead to numerous gaps in a time series due to low sampling frequency, hardware malfunctions, chambers removal during field operations or filtering of low-quality measurements. There is a strong need to define a generic and realistic N₂O flux gap-filling methodology, especially since there is no consensus on the methodology to be used.

In this study, we investigated the effect of using either the traditional linear interpolation methodology alone, either an Artificial Neural Networks (ANN) methodology alone or the combination of both on gap-filled daily N₂O flux dynamics and annual budget. All three methodologies were tested on daily N₂O flux time series measured with automated chambers over 5 years from 2012 to 2016 on a southwestern France crop site following a wheat – maize rotation.

On average over the studied period, the results showed better statistical scores using the ANN methodology alone than using the linear interpolation methodology alone, with R² and RMSE of 0.84 and 12.4 gN ha⁻¹ d⁻¹ and of 0.68 and 17.4 gN ha⁻¹ d⁻¹, respectively. However, whereas the use of ANN methodology reproduced well high measured N₂O fluxes, it induced

overestimation on low measured N₂O fluxes where the use of the linear interpolation methodology was relevant. To overcome that issue and to take advantages of both methodologies we propose a new one which mixes both. On average, using the mixed methodology did not increase statistical scores compared to the ANN one, with a R² and a RMSE of 0.84 and 12.4 gN ha⁻¹ d⁻¹ respectively for both, but for periods with low measured N₂O fluxes using the mixed methodology improved the statistical scores and the observed daily flux dynamic.

1. Introduction

Nitrous oxide (N₂O) is an important greenhouse gas as it presents a high global warming potential, around 300-fold higher than carbon dioxide (CO₂), for an approximate residence time of 120 years in the atmosphere (Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2013). Moreover, N₂O participates in stratospheric ozone depletion (Ravishankara et al., 2009). At the global scale, N₂O is responsible for 6% of the current global warming, its atmospheric concentration has increased at a rate of 0.93 ppb per year from 2007 to 2017 (WMO Greenhouse gas bulletin, 2018) and represents 46% of the total greenhouse gas (GHG) emissions from agriculture (United Nations Environment Program (UNEP), 2012). Agricultural soils constitute the main anthropogenic source of N₂O, mostly because of an increase in land conversion for agriculture and the intensified use of nitrogen fertilizers (Ussiri and Lal, 2013; Lognoul et al., 2017; Davidson, 2009; Snyder et al., 2009). The formation of N₂O in agricultural soils is mainly due to two microbial processes: nitrification and denitrification. Ammonium (NH₄⁺) and nitrate (NO₃⁻) concentrations together with soil water content, temperature, organic matter and pH, are the principal physical-chemical factors modulating the production of N₂O from agricultural soils (Hénault et al., 2005; Li et al, 2000; Parsons et al, 1993; Wiljer et Delwiche, 1954). N₂O emissions are thus determined by a combination of factors. The magnitude of each of these direct controls is subject to its own set of biological and abiotic controls (agricultural practices), showing the non-linearity of N₂O emissions.

In the aim of mitigating climate change by reducing N₂O emissions from soils, it is important to determine and understand N₂O flux dynamics in response to variability in the climate and agricultural practices. To this end, different technologies have been developed and it is common to find studies with low sampling frequency for measuring N₂O fluxes. The static chamber method has been widely used (Reeves and Wang, 2015) as it presents the advantages

of: (1) having low initial set-up costs, (2) being easily deployable from site to site and (3) being usable in small experimental plots, but it is also very demanding in manpower and offers a lower, more discontinuous sampling frequency than automated chambers (Zhang et al., 2014; Tellez-Rio et al., 2015; Reeves et al., 2016; Delon et al., 2017; Vinzent et al., 2017; Tallec et al., 2019). The use of a static chamber requires the operator to be well synchronized with N₂O flux events, which are not known a priori. Automated chambers have been developed to increase sampling frequency (e.g. four times a day) and to reduce the uncertainty related to temporal N₂O flux variability (Peyrard et al., 2016; Tallec et al., 2019). Nevertheless, due to field operations, instrument failure and/or quality control filtering, long periods of data loss may occur as for the static chamber method. Although the recent development of eddy-covariance methodology to measure N₂O fluxes (Nemitz et al., 2018) presents the advantage of sampling at very high frequency (with a half-hourly time step) and at larger scale (from several m² to several hectares) than with chambers, it also presents the disadvantage of losing a lot of data because of low turbulence, especially during the night (Tallec et al., 2019). So, whatever the methodology used, data loss is inevitable, which could be critical for studies of how the ecosystems function and for the calculation of annual N₂O budget. While standardized methodologies for CO₂ flux gap-filling (mean diurnal variation, look up table, regression application) are well recognized and validated thanks to clear, robust relationships between the fluxes and drivers, those for N₂O flux remain challenging and non-consensual (Nemitz et al., 2018). The methodologies applied are often site-specific and depend on the availability of ancillary data. A widely used gap-filling method in N₂O emission studies is the linear interpolation technique (Tellez-Rio et al., 2015; Vinzent et al., 2017). However, N₂O fluxes have high temporal variability (Tallec et al., 2019) and sporadic events can lead to dynamics totally different from the smoother diurnal variation observed for CO₂. N₂O flux dynamics are too complex to use the same gap-filling methodology as that applied for CO₂ fluxes. Low sampling frequency of N₂O fluxes combined with a linear interpolation gap-filling method may thus result in the real N₂O flux dynamics being missed, under- or overestimation of the annual N₂O budget and misinterpretation of the effects of climate and management.

To overcome this issue, and in the context of the ICOS (Integrated Carbon Observation System; Franz et al., 2018) network, Nemitz et al. (2018) suggested using and testing the Artificial Neural Networks (ANN) methodology that had proved to perform well for CH₄ and CO₂ flux gap-filling (Papale and Valentini, 2003; Melesse and Hanley, 2005; Moffat et al., 2007; Dengel et al., 2013). Moffat et al. (2007), who reviewed 15 different techniques tested

on a dataset compiled from six different European forest sites to fill gaps in values of the half-hourly Net Ecosystem Exchange (NEE), showed that ANN had a consistently good gap-filling performance and low annual sum bias, with R^2 between 0.41 to 0.90, and recommended its use even in different ecosystems. Melesse and Hanley (2005) tested ANN to gap-fill hourly CO₂ fluxes from three different ecosystems (forest, wheat, grassland) in the United States. They found that this technique could successfully predict observed values with R^2 values between 0.75 to 0.94 and therefore considered it reliable, efficient and highly significant to estimate CO₂ fluxes. However, the very fleeting N₂O fluxes are more difficult to simulate and gap-fill as, unlike CO₂ fluxes, they do not present any diurnal dynamics (Tallec et al., 2019). ANN is a statistical method that provides a relatively easy way to approach non-linear functions. It has the advantage of being usable without any knowledge of the processes that have an impact on the targeted variable(s). Some knowledge on the key drivers for thematic applications, as for N₂O fluxes gap-filling, is still needed. Today, few studies have used and evaluated the performance of ANN methodology with other methodologies simulating N₂O fluxes (Ryan et al., 2004; Villa-Vialaneix et al., 2012; Taki et al., 2018). Ryan et al. (2004) undertook to simulate daily N₂O emissions from an intensive grassland ecosystem in New Zealand using ANN methodology and obtained good statistical results, with R^2 ranging from 0.67 to 0.85. Taki et al. (2018) compared the use of ANN and linear interpolation methodologies to gap-fill a 6 years time series of N₂O flux measured on a Canadian crop site following a corn/soybean/winter wheat rotation. On average, whatever the cropping year, they found a lower R^2 with the use of ANN than Ryan et al. (2004). Depending on the cropping year and the crop species, R^2 ranged from 0.19 (for a soybean crop) to 0.65 (for a maize crop). This strong variation in the ANN performance may question the relevance of using that methodology and underlines the need to more investigate it in different context and configuration. However, Taki et al. (2018) recommended the use of ANN instead of the classical interpolation method, as on average the former scored a higher R^2 (0.41) than the latter (0.34) when considering the entire studied period.

The study proposed here is part of this dynamics, as comparisons between gap-filling procedures on N₂O fluxes are still lacking. Its objectives are twofold: (1) to evaluate and compare linear interpolation and ANN as gap-filling methodologies to reproduce daily low and high N₂O fluxes and (2) to propose a third gap-filling approach combining both methodologies using a criterion on the method's choice, either linear interpolation or ANN, based on the duration of the missing data period and the N₂O flux magnitude. All three methodologies were

tested on a long time series of measurements taken on an agricultural plot (maize/wheat rotation) in the south-west of France from 2012 to 2016 and compared together according to each crop plot functioning period (bare soil, growing season, low or high N₂O fluxes intensity, etc.). The effect of the methodology's choice on the estimated annual N₂O budget is discussed.

2. Materials

2.1. Experimental site

The study is based on a dataset collected at the Lamasquère site (FR-Lam) in the South West of France (43°29'47''N, 1°14'16''E, 180 m elevation). This crop site is part of an experimental dairy farm (Domaine de Lamothe, Instituts Nationaux Polytechniques). The site is located in a plain having an oceanic climate with Mediterranean and continental influences, a mean annual rainfall of 680 mm and a mean annual temperature of 12.6 °C. The soil is mainly clayey (50.3% clay, 35.8% silt, 11.2% sand, 2.8% organic matter). The plot is located near the river Touch, a tributary of the river Garonne, in the Adour-Garonne water catchment area.

This experimental plot is part of the Regional Spatial Observatory, the regional ZA PYGAR (Zone Atelier Pyrénées-Garonne), the national research infrastructure OZCAR (Critical Zone Observatories: Research and Applications; Gaillardet et al., 2018) and the European network ICOS (Integrated Carbon Observation System). The site is therefore fully equipped with instruments to monitor greenhouse gas fluxes, meteorological, radiation and soil variables (Béziat et al, 2009; Tallec et al, 2013). Vegetation dynamics are also monitored in detail with green area, biomass and height measurements.

Management of the crop plot is intensive, with exportation of all aboveground biomass for mulching the cowsheds and/or feeding the herd. An annual irrigation of approximately 150 mm is applied when maize is cultivated. The total amount of nitrogen (N) applied varies from 100 to 200 kgN ha⁻¹ and 110 to 145 kgN ha⁻¹ for mineral and organic fertilization respectively. Input modalities vary according to the crop species. Mineral fertilization is split into 3 applications for wheat and applied once for maize. The FR-Lam site occupation followed the rotation maize (2012), wheat (2013), cover crop (CC) (2013), maize (2014), maize (2015), wheat (2016), CC (2016).

2.2. N₂O flux measurement

To measure N₂O emissions, 6 stainless steel automated chambers (covering an area of 0.161 m²) were installed on the plot according to a closed dynamic set-up. The chambers were elongated (70cm×23cm×10cm) so as to be easily inserted in the crop inter-rows, where they were placed at a 10 cm soil depth. A previous comparison study between automated chambers and eddy-covariance methodologies (Tallec et al. 2019) on the same site showed that a set of 6 automated chambers was sufficient to integrate spatial heterogeneity of the site and to well capture the mean daily N₂O flux dynamics. The set-up measured N₂O accumulation in each chamber alternately during 17.5 minutes every 6 hours, i.e. four cycles a day (00:00, 06:00, 12:00, 18:00). A pump maintained continuous air circulation in and out of the chamber at a constant flow rate (1 L.min⁻¹). Sampled air was supplied from the chamber to a gas analyser that measure N₂O molar fraction every 10 seconds (Thermofisher 46i, Megatec, France). The calculated N₂O fluxes (exponential fitting) were filtered by means of a mixture of goodness-of-fit statistics and visual inspection (Tallec et al., 2019). A fan also enabled air homogeneity in the chamber.

Daily N₂O fluxes were calculated as the mean value of all available fluxes during the day. The choice to work at a daily timescale was made as no significant diurnal N₂O flux intensity variation was found on FR-Lam site in a previous study (Tallec et al., 2019). Because of hardware dysfunction and/or technical operations, such as tillage and harvest, chambers were removed many times, leading to missing data which means that the number of available N₂O flux measurement per day to calculate a daily N₂O flux varied from 0 to 24. In this study, in order to maximize the size of the dataset for the need of that study we kept all available daily fluxes, even if calculated with only one measurement a day. Finally, from 2012 to 2016, out of 1827 daily N₂O flux values, 1442 were acquired. The whole dataset included 63% of “highly” representative daily values (calculated with 12 to 24 measurements a day), 22% of “moderately” representative daily values (calculated with 6 to 12 measurements a day) and 13% of potentially “poorly” representative daily values (calculated with 1 to 6 measurements a day).

2.3. Meteorology, soil variables and ancillary data measurements

The rich dataset acquired on FR-Lam offers the possibility to test different combinations of possible explanatory variables for the input layer in the ANN and to choose the most explanatory (see section 3.1.2.3 chapter 3). Matter and energy fluxes, meteorological data,

radiation and soil variables were available at a half-hourly time step and are described in Table 3.1. The measurement methodology for each variable is described in Beziat et al. (2009) and Tallec et al. (2013). Each variable was aggregated at a daily time scale. Vegetation data were collected from 5 to 6 times a year during the growing season and a simple linear interpolation was applied to obtain the daily dynamics.

Table 3.1. Description of variables potentially available for gap-filling

Variable names	Variable description (unit)
ABG	Above Ground Biomass ($kg\ m^{-2}$)
E	Measured Evapotranspiration ($kg\ m^{-2}\ d^{-1}$)
ETP	Potential Evapotranspiration (mm)
GPP	Green Primary Production ($gC\ m^{-2}\ d^{-1}$)
H	Sensible heat flux ($watt\ m^{-2}\ d^{-1}$)
h_veg	Vegetation height (m)
LAI	Leaf Area Index ($m^2\ m^{-2}$)
LE	Latent heat flux ($W\ m^{-2}\ d^{-1}$)
LW	Incoming long wave ($W\ m^{-2}\ d^{-1}$)
NEE	Net Ecosystem Exchange ($gC\ m^{-2}\ d^{-1}$)
P	Rain (mm)
Pa	Pressure (kPa)
PPFD	Photosynthetic Photon Flux Density ($\mu mol\ m^{-2}\ d^{-1}$)
PWC	Plant Water Content (%)
Reco	Ecosystem respiration from soil ($gC\ m^{-2}\ d^{-1}$)
RH	Relative humidity (%)
Rg	Global radiation ($MJ\ m^{-2}\ d^{-1}$)
Rn	Net radiation ($W\ m^{-2}\ d^{-1}$)
SWC	Soil Water Content at 0, 5, 10, 30, 50 and 100 cm (%)
Ta_max	Maximum air temperature of the day ($^{\circ}C$)
Ta_mean	Mean air temperature of the day ($^{\circ}C$)
Ta_min	Minimum air temperature of the day ($^{\circ}C$)
Ts	Soil temperature at 0, 5, 10, 30, 50 and 100 cm ($^{\circ}C$)
Waterfall	Daily rain and irrigation event (mm)
WS	Wind speed ($m\ s^{-1}$)

Unfortunately, soil mineral nitrogen content was not available for all years and with low temporal resolution. Thus, to include the fertilization effect on N_2O emissions in the ANN construction, a decreasing exponential function N_t (Eq. 3.1) was developed to account for the effect of fertilizer on N_2O fluxes. The choice of coefficient 0.10 was determined based on the visualisation of the function's temporal dynamic. The aim of this function is to memorize a fertilisation event over multiple days after a fertilisation as we noticed, based on observations,

that N_2O fluxes appears several days after a fertilisation event if the environmental conditions are met. No optimisation process was undertaken to find the most accurate coefficient value.

$$N_t = N_0 \times e^{-0.10 \cdot t} \quad (3.1)$$

Here t represents the number of days after fertilization, N_t is the nitrogen function value at day t after fertilization (kgN ha^{-1}) and N_0 is the quantity of nitrogen fertilizer applied by the farmer on day 0 (kgN ha^{-1}).

3. Methods

3.1. ANN gap-filling methodology

3.1.1. General principle

In this study, the ANNs created are based on the algorithm proposed by Bishop (1995) (i.e., multi-layer perceptrons implemented in the nnet R package) and are composed of three layers of neurons (input, hidden and output) connected by synapses (Fig. 3.1.). The input layer represents the predictive variables selected by the user to explain the targeted variables of the output layer. The number of input parameters and hidden neurons is determinant in the creation of a neural network and to avoid over fitting. Not enough hidden neurons will make it difficult to reach an accurate estimation of the targeted variable, while too many will lead to noisy estimates (Delon et al., 2007). The relationship between input and output variables is modelled by sigmoid functions connecting neurons, the weights of interactions being determined through an iterative procedure.

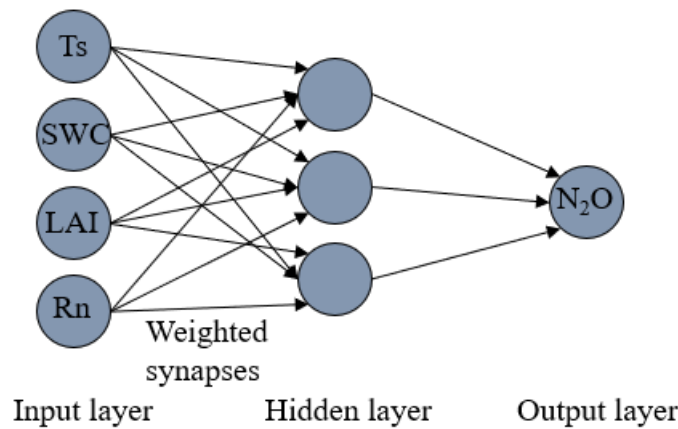


Fig 3.1. Schematic MLP with 4 input variables, 3 hidden neurons and 1 output variable

During the model training, nnet uses supervised learning algorithms. The synapse weights are modified to fit the network in order to reduce an error function (i.e., Sum of Squared Errors (SSE)) corresponding to the difference between predicted and observed output (Guenther and Fritsch, 2010; Ryan et al, 2004) following the Broyden-Fletcher-Goldfarb-Shanno algorithm. The values of the weights are initialized with random values and progressively adjusted.

3.1.2. Creation of the neural network step by step

3.1.2.1. Neural Network performances

The data preparation procedure is established in accordance with the following studies Lek et al. 1966 and Olden et al. 2002, which recommend: (1) to standardize the measurement scales of the network inputs (by subtracting the mean value and dividing by the standard deviation) especially when the measurements are of different orders of magnitude, and (2) to convert the range of the output variable to the interval [0-1] to conform to the interval of variation of the sigmoid transfer function (by subtracting the minimal value and dividing by the range of variation).

After normalization, the data set was randomly partitioned into two independent sets of equal data amount, 50% of the data to train and 50% of the data to test the created ANN, that enables to test the ANNs generalisation efficiency on an important amount of data. This 50/50 partitioning operation was repeated 40 times with the objective of obtaining 40 different random draws and selecting the draw with the highest performance.

The performance levels of the ANNs were evaluated using the determination coefficient (R^2 , Eq. 3.2.), the Root Mean Squared Error (RMSE, Eq. 3.3.) and the Relative Root Mean Squared Error (RRMSE, Eq. 3.4.).

$$R^2 = \frac{(\sum_{i=1}^n (p_i - \bar{p})(o_i - \bar{o}))^2}{\sum_{i=1}^n (p_i - \bar{p})^2 \sum_{i=1}^n (o_i - \bar{o})^2} \quad (3.2)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (o_i - p_i)^2}{n}} \quad (3.3)$$

$$RRMSE = \frac{RMSE}{\bar{y}} \times 100 \quad (3.4)$$

With n the number of observed values, o_i the observed value, p_i the predicted value and $\bar{o}$ and $\bar{p}$ the mean of observed and predicted data, respectively.

Different ANN configurations were tested. An overall neural network was implemented first on the whole dataset and then by discriminating each crop growing season and bare soil periods.

3.1.2.2. Early stopping procedure

In order to avoid over or under fitting during ANN training, an early stopping procedure was setup to determine the best number of iterations required to build the ANN model. For every 40 draws, ANNs were created and trained throughout 1 000 iterations and saved every 10 iterations (in total 4000 created ANNs for one functioning period). Then the 4000 trained ANNs were tested on the testing datasets. The R^2 and RMSE between observations and simulations on the training and testing dataset were also saved every 10 iterations for the 40 draws. The number of required iterations to build the best ANN model and select the best draw was determined in function of the minimum value of RMSE obtained on the testing datasets. Fig. 3.2 illustrates the case of draw number 5 for maize 2012 period.

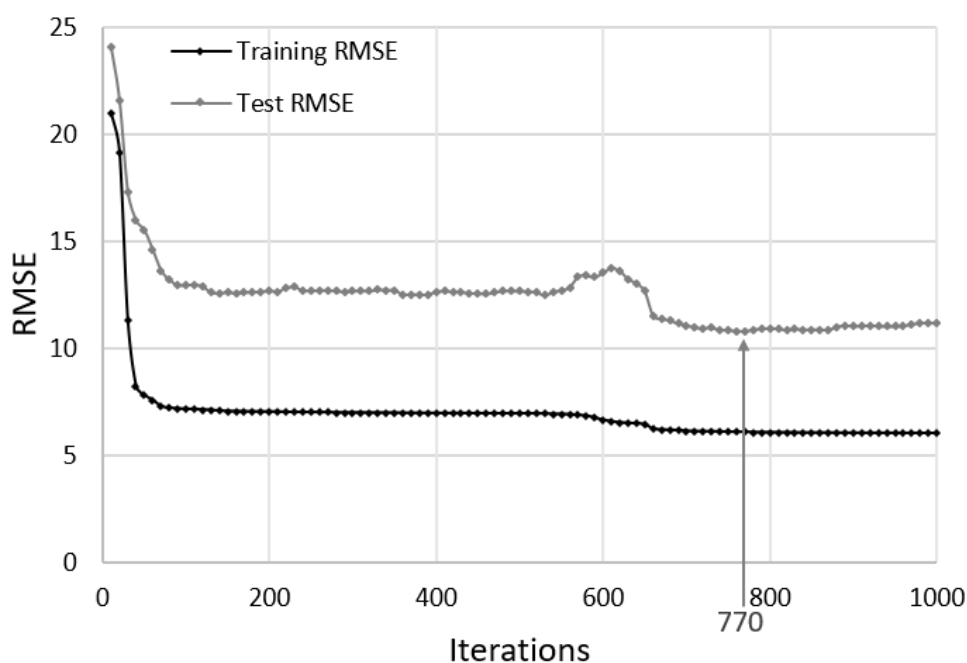


Fig. 3.2. RMSE ($gN\ ha^{-1}\ d^{-1}$) between ANN training (black) and testing (grey) datasets in function of iterations for draw number 5 during maize 2012 period. Here the minimum RMSE for the test simulation is reached after 770 iterations.

For that draw, the ANN created after 770 iterations was selected as it corresponds to the minimum RMSE of the testing dataset. Below or above that value the ANNs may be under or overfitted.

The best ANN determined from the iteration procedure was then kept and saved for every 40 draws of each functioning period. Then a classification of the 40 random draws was done in function of R^2 in order to select the draw showing the best R^2 . A final test to select the best ANN for a functioning period was then made by comparing the ANN simulation on the test dataset with the corresponding observations dynamic. If this visual dynamic comparison was not satisfying, the second ANN and draw set with the best R^2 result was chosen, and so on.

3.1.2.3. Selection of input variables

The methodology used to select the most appropriate combination of variables for each period is presented in Fig. 3.3. Only input variables (Table 3.1) without any missing values were considered. A linear regression calculation between each variable and N₂O fluxes was then performed to select a combination of variables showing the highest correlation with N₂O fluxes (highest R^2 values). Afterwards, numerous ANNs were created by testing different combinations of the selected variables for each functioning period. The final input combination was selected based on the previously described process using the criterion R^2 , RMSE and visual checking. Finally, a specific ANN was built for each functioning period using a combination of 4 or 5 input variables, and 3 hidden neurons to fit the output variable, i.e. the daily soil N₂O fluxes. Increasing the number of input parameters and/or hidden neurons did not improve the results significantly (data not shown).

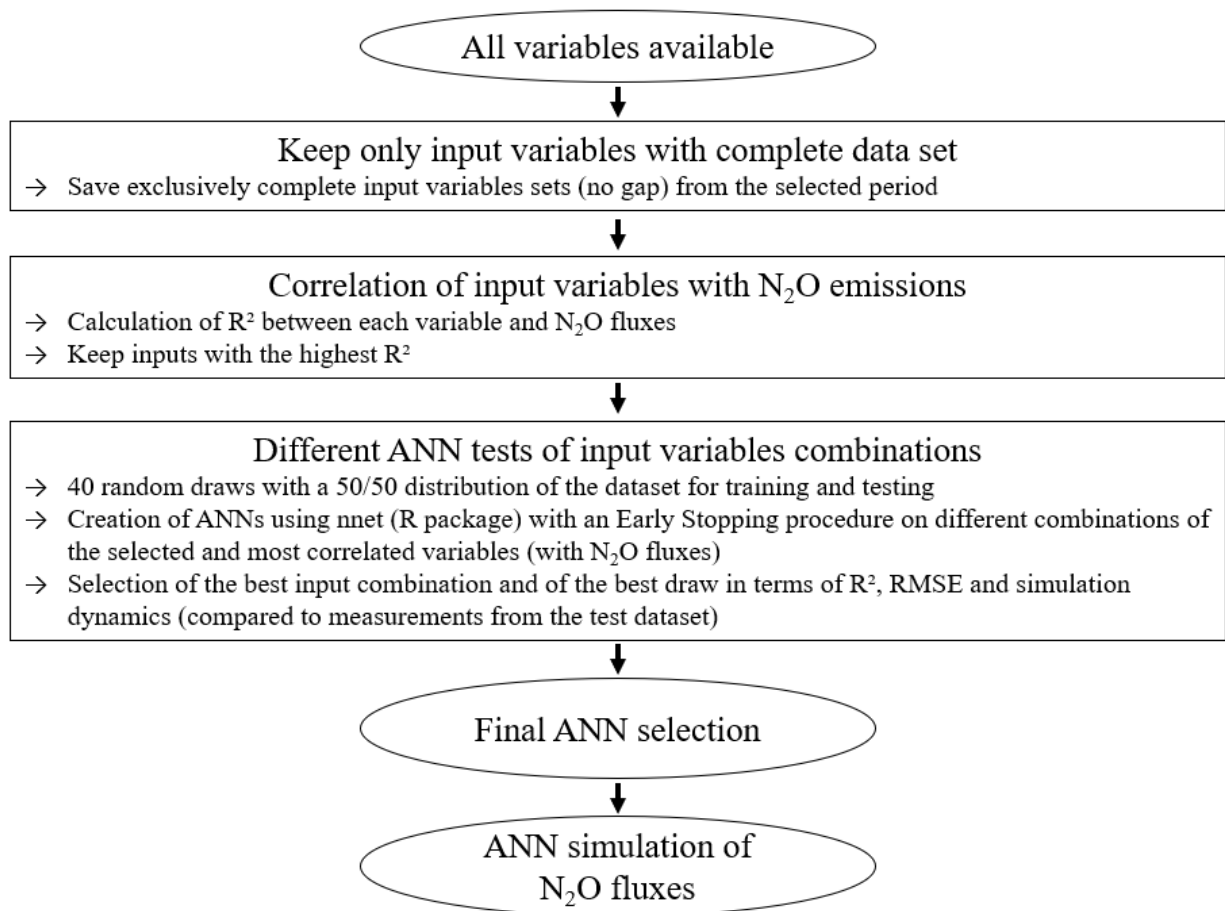


Fig. 3.3. Diagram outlining the successive steps to implement the ANN methodology.

3.2. Comparison between ANN and linear interpolation gap-filling methodologies

In order to evaluate the linear interpolation methodology and compare it with the ANN methodology on exactly the same days of observations, artificial gaps were created into the dataset used for the testing procedure (Fig. 3.4) for each functioning period. Each artificial gap was then filled using the linear interpolation method between the surrounding training values. The linear interpolation methodology was evaluated statistically using the same indices as described in section 3.1.2.1 chapter 3 (R^2 , RMSE, RRMSE).

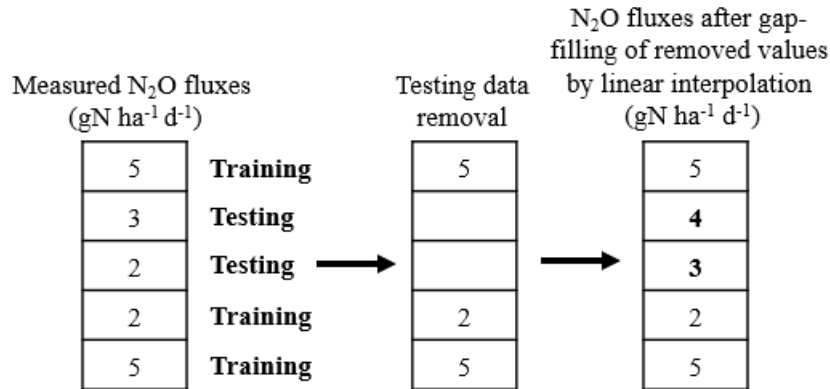


Fig. 3.4. Method used to create and linearly interpolate artificial gaps from the N₂O observations.

3.3. Determination of the GMD (Gap Magnitude and Duration) coefficient

The comparison between ANN and linear interpolation methodologies showed that each technique may have benefits and limitations depending on the gap condition (see section 4.5 chapter 3). Therefore, the best gap-filling approach would be to combine the two techniques with the help of a new criterion, the coefficient GMD (Eq. 3.5) which would allow the most suitable methodology to be chosen. The value of GMD depends on the length of the gap and on the difference between the N₂O fluxes intensity bracketing the gap. GMD thus allows the best gap-filling methodology to be chosen between linear interpolation and ANN.

$$GMD = D * abs(FN_2O_{before\ gap} - FN_2O_{after\ gap}) \quad (3.5)$$

Where D is the number of consecutive missing days in the gap and $FN_2O_{before\ gap}$ and $FN_2O_{after\ gap}$ are the N₂O flux values observed at the beginning and the end of the gap, respectively.

A decision tree to guide the choice to use either the linear interpolation or the ANN gap-filling methodology to fill a specific gap, depending on the GMD value, is developed in Fig 3.5.

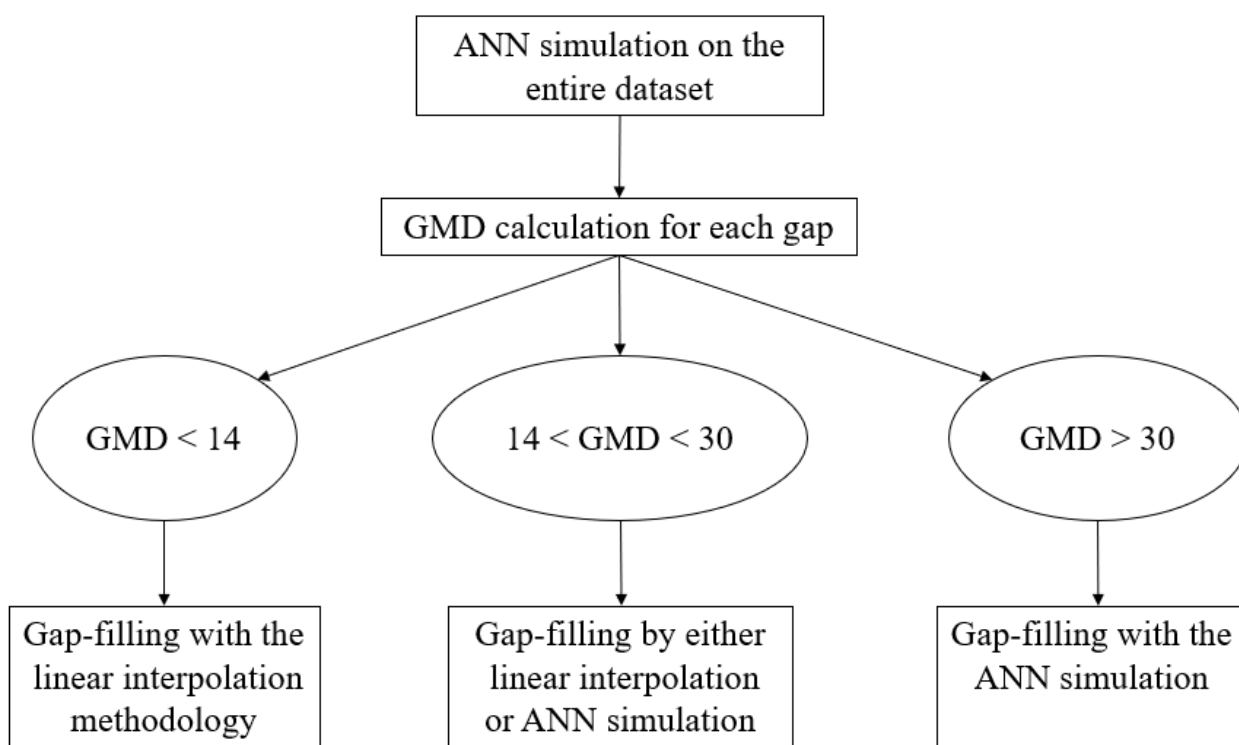


Fig. 3.5. Decision tree helping to select the more suitable gap-filling method according to GMD value.

3.4. Estimating annual N_2O budget uncertainty due to gap-filling

The uncertainty of the annual N_2O budget related to the gap-filling was investigated using a methodology adapted from Richardson and Hollinger (2007). This methodology is usually used to estimate annual NEE gap-filling uncertainty (Richardson and Hollinger, 2007; Schmidt et al., 2012). It is calculated by adding random gaps as actually observed in each real site–year of data gaps and then by adding small and long gaps (the maximum gap length is 8 days). However, in this methodology, the data set specificity is not taken into account, i.e. the number, length and locations of gaps are not respected. To include this information, a new methodology was proposed as follows (Fig. 3.6): (1) the N_2O datasets were first gap-filled according to each functioning period by using the combined methodology exposed in section 3.3 chapter 3; (2) new artificial random gaps were then created on the gap-filled data sets to test the effect of different locations of missing data while ensuring the reproduction of the exact number and size of each gap for each annual period (for example, the year 2013 had exactly 3 gaps of 1, 6 and 1 consecutive days of missing N_2O fluxes). No artificial gaps were created on previous real gap locations to avoid replacement of a former gap-filled location by the same value; (3) afterwards, gap-filling was again applied to the N_2O flux dataset containing the new gaps; (4) this operation

was repeated 100 times on the whole period and allowed 100 annual N_2O budgets to be calculated for each year. The standard deviations calculated over the 100 repetitions indicated the uncertainty related to the gap-filling on each annual N_2O budget.

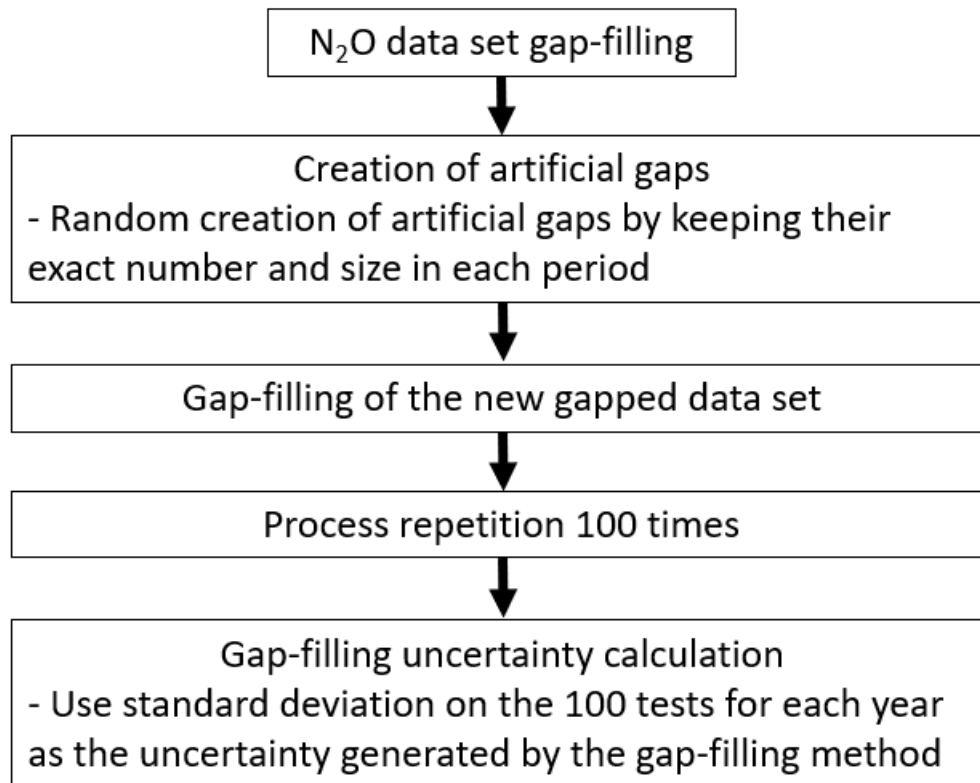


Fig. 3.6. Diagram outlining the successive steps to calculate the uncertainty due to gap-filing methodology.

4. Results and Discussion

4.1. N_2O flux range and dynamic at FR-Lam crop site

Over the five years of monitoring, the magnitude and timing of measured N_2O fluxes varied according to the soil occupation, the agricultural practices and the climatic year (Fig. 3.7). Typical variability of N_2O fluxes occurred according to rain, irrigation and fertilisation events. Wheat, cover crops and bare soil periods emitted less N_2O , on average (from 6.6 to 13.0 gN ha⁻¹ d⁻¹), than the maize periods (16.3 to 42.9 gN ha⁻¹ d⁻¹) (Table 3.2). Intensity of N_2O fluxes was also higher in the maize periods than in the others, with maximum values ranging between 160 and 399, compared to 33 and 133 gN ha⁻¹ d⁻¹ (Table 3.2, Fig. 3.7). Maximum fluxes measured on maize 2012 (174 gN ha⁻¹ d⁻¹), maize 2015 (160 gN ha⁻¹ d⁻¹) and wheat 2013 (33 gN ha⁻¹ d⁻¹) were in the range of those given for wheat – irrigated maize crop rotations in Dhadli et al. (2016)

for northern India on a loamy sand soil site (143 and 50 gN ha⁻¹ d⁻¹ for maize and wheat respectively) and in Han et al. (2016) for northern China (96 and 50 gN ha⁻¹ d⁻¹ for maize and wheat respectively). Maximum fluxes measured on wheat 2016 (100 gN ha⁻¹ d⁻¹) and maize 2014 (399 gN ha⁻¹ d⁻¹) were significantly above those generally reported in the literature. Taki et al. (2018) nevertheless measured a maximum N₂O flux of 225 gN ha⁻¹ d⁻¹ on a maize crop, which is still half that of maize 2014 in this study. The strong N₂O flux peak observed at the end of June 2014 could be explained by optimal conditions for N₂O production: the field operations during that period resulted in easily available N substrate, with two considerable mineral fertilization of 102 and 72 kgN ha⁻¹ applied at an interval of only one week, and high soil water content, with two irrigation events one week after N application. We can assume that N₂O fluxes on our site were within the average range of other wheat-maize crop rotation sites but atypical management practices or climate may have led to temporally unusual and important N₂O fluxes.

The bare soil and wheat 2013 periods were the ones with the most and the least missing data, 21% and 1% respectively. The number of consecutive missing daily N₂O fluxes varied from 1 to 62, with a minimum of 1 to 2 on wheat 2013 and a maximum of 1 to 62 on bare soil periods (Table 3.2). These gaps were due to the removal of chambers for field operations or disturbance of the aero-dynamic conditions, leading to a filtering of the data.

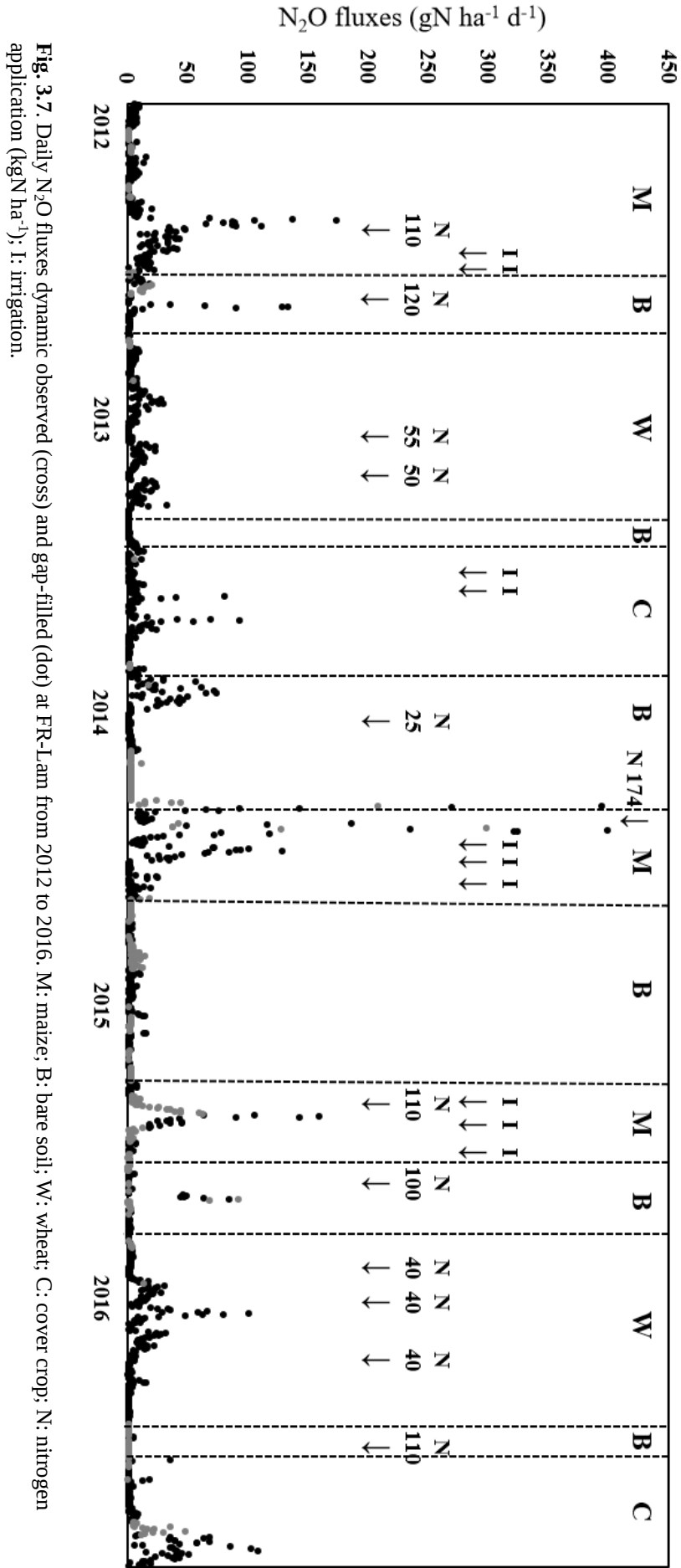


Table 3.2. Description of the daily N₂O flux dataset at FR-Lam per functioning period.

Vegetation periods	Mean daily N₂O flux (gN ha⁻¹ d⁻¹)	Maximum daily N₂O flux (gN ha⁻¹ d⁻¹)	Period length (days)	Number of daily N₂O fluxes missing	Length of consecutive missing daily N₂O fluxes
Maize 2012	25.6 (± 30.0)	174	119	15 (13%)	1 - 10
Maize 2014	42.9 (± 67.0)	399	124	14 (11%)	1 - 7
Maize 2015	16.3 (± 36.2)	160	127	63 (50%)	17 - 25
Wheat 2013	6.6 (± 6.4)	33	257	3 (1%)	1 - 2
Wheat 2016	7.9 (± 16.7)	100	254	7 (3%)	1 - 5
CC 2013	9.3 (± 18.1)	93	90	6 (7%)	6
CC 2016	13.0 (± 22.8)	109	118	25 (21%)	1 - 17
Bare soil periods	7.5 (± 20.7)	133	738	252 (34%)	1 – 62
Lamasquère 2012-2016	12.3 (± 28.8)	399	1 827	385 (21%)	1 - 62

4.2. ANN simulation and selected variables

The selected input variables varied among the study periods (Table 3.3). Whatever the combination, all input variables selected for gap-filling (Table 3.3) had a direct or indirect influence on N₂O emissions (Robertson et al., 1989). Fig 3.8 illustrates connections between input variables and the direct proximal factors of denitrification regulation (inspired from Robertson et al., 1989).

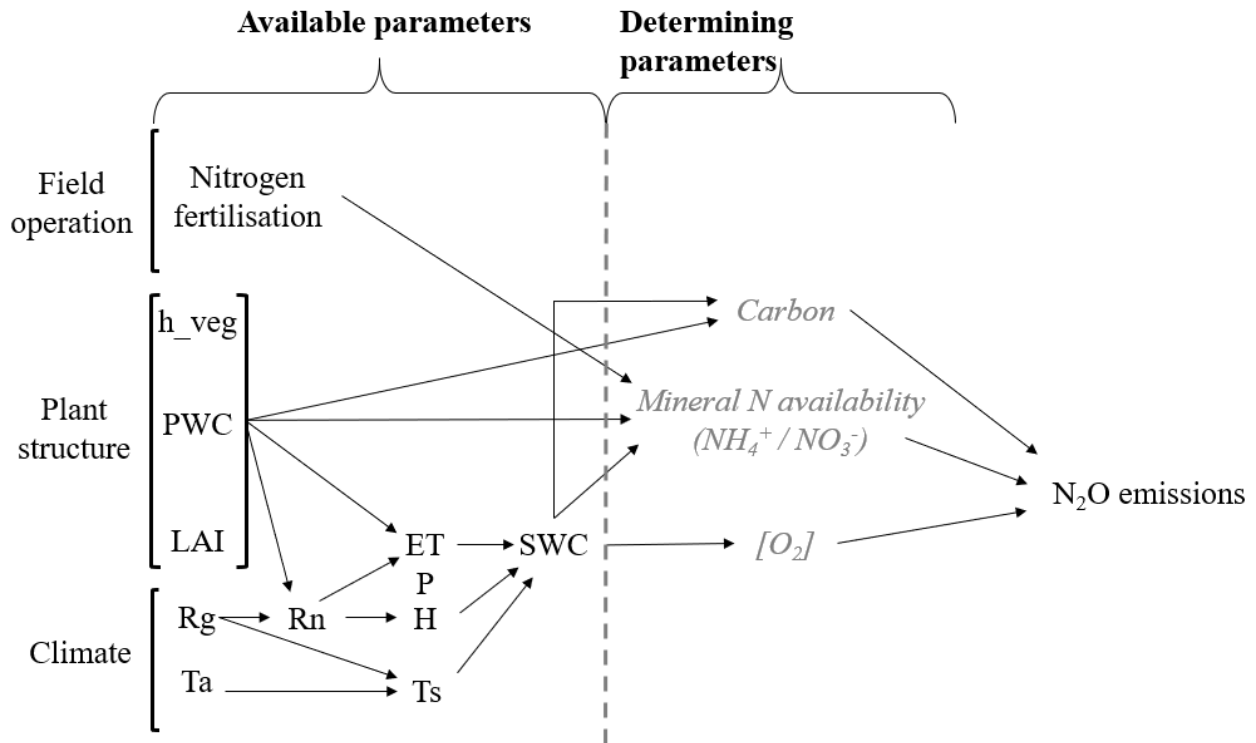


Fig. 3.8. Illustration of the possible interactions between selected variables and proximal factors of N_2O emissions. Variables in grey italics were not measured or not available.

Variables related to vegetation structure make the greatest contribution to modulating proximal factors and thus to N_2O emission modulation. LAI and h_{veg} are naturally related to the soil mineral nitrogen availability. These also modulate and reflect the soil dioxygen content via root respiration, the soil water content via potential evapotranspiration (ETP) and the soil carbon content via rhizodeposition and physical disruption by the roots, etc. Net radiation (Rn) corresponds to the available radiative energy in the top of soil – top of canopy continuum, which naturally depends on Rg but also on the crop coverage and structure, and it potentially modulates the heat fluxes that are implicated in soil water loss and soil heating. Sensible heat flux (H) may be linked to soil temperature as an increasing H is associated with surface heating coming from water stress. Finally, the fertilization parameter uses the function established in Eq. 3.1. to represent nitrogen application in the field. Taki et al. (2018) partly used the same parameters in all their single-year ANNs, together with air temperature, soil temperature, soil water content, NO_3^- concentration, NH_4^+ concentration with snow depth, rainfall, the season and the time of the year. In contrast with Ryan et al. (2004) and Taki et al. (2018) who both used rainfall as controlling factor, waterfall (rain and irrigation), even tested in applying a

lagtime from 0 to 5 days, did not appear to be a significant input parameter in the ANN constructions at FR-Lam. SWC at 50 cm depth appeared more explanatory than rainfall. Moreover, since the water table rose frequently near the soil surface at FR-Lam, SWC at 50 cm parameter reflects environmental conditions' variation related to sub-ground phenomenon on that site in addition to being integrative of the rainfall/irrigation amount. The season and the time of the year were not necessary parameters, as we separated our dataset according to the functioning period, and snow depth was not useful as no significant snowfall occurred during the monitoring. NO₃⁻ and NH₄⁺ concentrations would have been valuable as determining parameters in the formation of N₂O (Fig. 3.8) but they were not continuously monitored.

An ANN using LAI, Ta_mean, Rn, ETP and SWC_50 as input variables was first tested for the whole period from 2012 to 2016 and led to poor statistical scores with an R² of 0.28, an RMSE of 23 gN ha⁻¹ d⁻¹ and an RRMSE of 189%. We thus separated the data set according to the functioning periods (Table 3.3) to create a neural network specific to each crop growing season period and a single one combining all bare soil periods with the most explanatory variables. The combination of variables giving the best estimation of N₂O emissions varied from one period to another (Table 3.3).

Growing season	Variables used to develop ANNs
Maize 2012	LAI, Ta_mean, Rn, ETP, SWC_50
Maize 2014	LAI, Ta_mean, Rn, ETP, SWC_50
Maize 2015	LAI, Rn, ETP, SWC_50, H
Wheat 2013	Fertilization, Ts_50, PWC, h_veg, H
Wheat 2016	Fertilization, Ta_mean, Rn, H, h_veg
CC 2013	Ta_mean, Rn, PWC, h_veg
CC 2016	Ts_50, Rn, SWC_50, h_veg, ETP
Bare soil periods	Ta_mean, Rg, ETP, Fertilization

Table 3.3. Summary of the selected variables used to develop the different neuronal network at FR-Lam.

4.3. ANN performances

Creating ANNs relating to each functioning period proved to be relevant, with R^2 , RMSE and RRMSE ranging from 0.54 to 0.94, from 4.0 to 33.9 $gN\ ha^{-1}\ d^{-1}$ and from 62 to 115, respectively (Table 3.4), far better than the single ANN over the whole period. The R^2 scores are highly improved compared to those of Taki et al. (2018) who found on average R^2 values ranging from 0.19 to 0.65, depending on the cropping year. Two main reasons can explain that important improvement. First, in our study, an ANN model was built specifically for each functioning period and by discriminating bare soil from growing season periods, whereas Taki et al. (2018) built ANN model without discriminating functioning periods. Even if discriminating functioning period makes more difficult the genericity of the ANN algorithm, it is in favour of improving the fineness of the gap-filling. Then, Taki et al. (2018) used scores and results averaged over 44 scenarios for each cropping year whereas in our study, only the best ANN model was kept from the 40 random draws for each studied period and shown here.

Considerable disparity occurred on statistical results according to the functioning period (Table 3.4). The RRMSE appeared to be high when looking at all functioning periods together and highlighted the fact that the RMSE was of the same magnitude as the average N_2O fluxes in average. With R^2 ranging from 0.85 to 0.94, periods with maize or cover crop showed better performance than periods with wheat or bare soil, showing an R^2 ranging from 0.54 to 0.66. Even though wheat 2016 and bare soils had an RMSE of the same order of magnitude as the other periods, the difference between the observations and the test simulations turned out to be significant during these two periods when related to the average N_2O fluxes with the highest RRMSE values, 115 and 114 % respectively. Wheat and bare soil periods also corresponded to the lowest mean daily N_2O fluxes: 6.6 – 7.5 $gN\ ha^{-1}\ d^{-1}$ against 9.3 – 42.0 $gN\ ha^{-1}\ d^{-1}$ during maize/cover crop periods (Table 3.2). These results show that the ANN method would simulate fluxes with high intensity variation, as observed in maize crops, better than fluxes with low intensity variation as observed in winter wheat. However, these scores are close to those reported in the literature for CO_2 flux gap-filling on a forest site (Melesse and Hanley, 2005; Moffat et al., 2007). Accordingly, ANN performances for N_2O flux estimation proved to be relevant even without any diurnal cycle when compared to other CO_2 flux modelling studies.

Table 3.4. R² and RMSE calculated on testing dataset for ANN, linear interpolation and both methodologies combined for each functioning period.

Growing season	Methodology	R ²	RMSE (gN ha ⁻¹ d ⁻¹)	RRMSE (%)
Maize 2012	ANN	0.86	10.8	43
	Linear interpolation	0.85	12.2	49
	Linear interpolation and ANN combine	0.87	10.6	43
Maize 2014	ANN	0.85	33.9	73
	Linear interpolation	0.58	55.6	119
	Linear interpolation and ANN combine	0.85	34.6	74
Maize 2015	ANN	0.94	13.8	82
	Linear interpolation	0.93	14.3	79
	Linear interpolation and ANN combine	0.97	13.4	77
Wheat 2013	ANN	0.54	4.0	65
	Linear interpolation	0.66	3.6	59
	Linear interpolation and ANN combine	0.67	3.5	57
Wheat 2016	ANN	0.60	8.8	115
	Linear interpolation	0.79	6.6	86
	Linear interpolation and ANN combine	0.69	7.8	102
CC 2013	ANN	0.93	4.0	62
	Linear interpolation	0.53	9.2	145
	Linear interpolation and ANN combine	0.93	4.0	62
CC 2016	ANN	0.86	10.0	76
	Linear interpolation	0.64	14.7	111
	Linear interpolation and ANN combine	0.85	10.1	77
Bare soil periods	ANN	0.66	8.6	114
	Linear interpolation	0.76	7.3	96
	Linear interpolation and ANN combine	0.68	8.6	113
All functioning periods together	ANN	0.84	12.4	101
	Linear interpolation	0.68	17.4	141
	Linear interpolation and ANN combine	0.84	12.4	100

4.4. Evaluation of ANN and linear interpolation methodologies gap-filling performances

Considering all functioning periods together, ANN methodology gave better statistical scores (see Table 3.4) than the linear interpolation with higher R² (0.84 vs 0.68) and lower RMSE (12.4 vs 17.4 gN ha⁻¹ d⁻¹) and RRMSE (101 vs 141 %). In the same trend, Taki et al. (2018) obtained better statistical scores for the ANN methodology than with the linear interpolation methodology, finding an average R² of 0.41 and 0.34 respectively.

Even if the linear interpolation might give comparable scores, i.e. for maize in 2012 and 2015, it proved to perform better when the averaged N₂O fluxes were the lowest, i. e. wheat 2013, wheat 2016 and bare soil periods.

4.5. Effect of gap-filling methodologies on mean N₂O emissions according to functioning period

To analyse the effects of the two different gap-filling methodologies on the mean N₂O fluxes per period, we applied them separately to gap-fill the real gaps from the studied data set from 2012 to 2016. In the case of the ANN methodology, there are no significant differences on the means and standard deviations of the N₂O fluxes before and after gap-filling whatever the period considered, which shows no large N₂O flux variability was created after gap-filling (Table 3.5). In contrast, large variability appears after gap-filling when the linear interpolation method is used during maize 2014 and bare soil periods : the mean N₂O flux for the maize 2014 period before gap-filling is 42.9 ± 77.7 gN ha⁻¹ d⁻¹ and becomes 64.5 ± 107.2 gN ha⁻¹ d⁻¹ after gap-filling; for the bare soil periods, the mean and standard deviations are 7.5 ± 15.0 gN ha⁻¹ d⁻¹ before gap-filling and 21.3 ± 58.0 gN ha⁻¹ d⁻¹ after gap-filling. In both cases, the linear interpolation methodology tends to increase mean N₂O fluxes. Based on these results, it appears that either the ANN underestimates, or the linear interpolation overestimates N₂O fluxes, or both are wrong. However, it questions the use of one methodology or the other. To explain these strong differences between the two methodologies, we analysed these specific periods in greater detail.

Table 3.5. Effect of ANN and linear interpolation gap-filling methodologies on mean N₂O emissions (gN ha⁻¹ d⁻¹).

Vegetation periods	Before gap-filling	Gap-filling with ANN	Gap-filling with linear interpolation	Gap-filling with combine methodologies
Maize 2012	25.6 (± 29.9)	24.0 (± 28.2)	23.4 (± 28.5)	23.7 (± 28.4)
Maize 2014	42.9 (± 77.7)	45.5 (± 78.7)	64.5 (± 107.2)	45.5 (± 78.7)
Maize 2015	16.3 (± 32.2)	12.8 (± 25.1)	15.8 (± 25.9)	12.8 (± 25.1)
Wheat 2013	6.6 (± 6.3)	6.6 (± 6.3)	6.5 (± 6.3)	6.5 (± 6.3)
Wheat 2016	7.9 (± 12.5)	7.8 (± 12.4)	7.8 (± 12.4)	7.8 (± 12.4)
CC 2013	9.3 (± 17.2)	8.8 (± 16.7)	9.0 (± 16.6)	8.8 (± 16.7)
CC 2016	13.0 (± 23.4)	13.1 (± 21.5)	10.9 (± 20.8)	12.6 (± 21.5)
Bare soil periods	7.5 (± 15.0)	6.3 (± 13.0)	21.3 (± 58.0)	6.1 (± 13.0)

In some specific case, applying a linear interpolation gap-filling on the bare soil periods would introduce an unrealistic continuity such like the period from 06. March 2014 to 19. May 2014 as shown in Fig 3.9 (since maize 2014 begins on the 20. May and would have been gap-filled with ANN methodology). It could be explained by the presence of a very long gap of 69 days (from 19. March to 26. May 2014) surrounded by two periods with high N_2O flux amplitudes: $6.7 \text{ gN ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ on 18. March 2014 and $394.6 \text{ gN ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ on 27. May 2014. The linear interpolation dynamics is clearly not suitable during this period. Even if the ANN gap-filling can be wrong, it is more consistent with the dynamics of the observations, in particular since ANN takes the environmental conditions into account, especially since environmental conditions (data not shown) were not in favour of N_2O production: only 75 mm of rain in 67 days, where the ANN simulated very low N_2O fluxes.

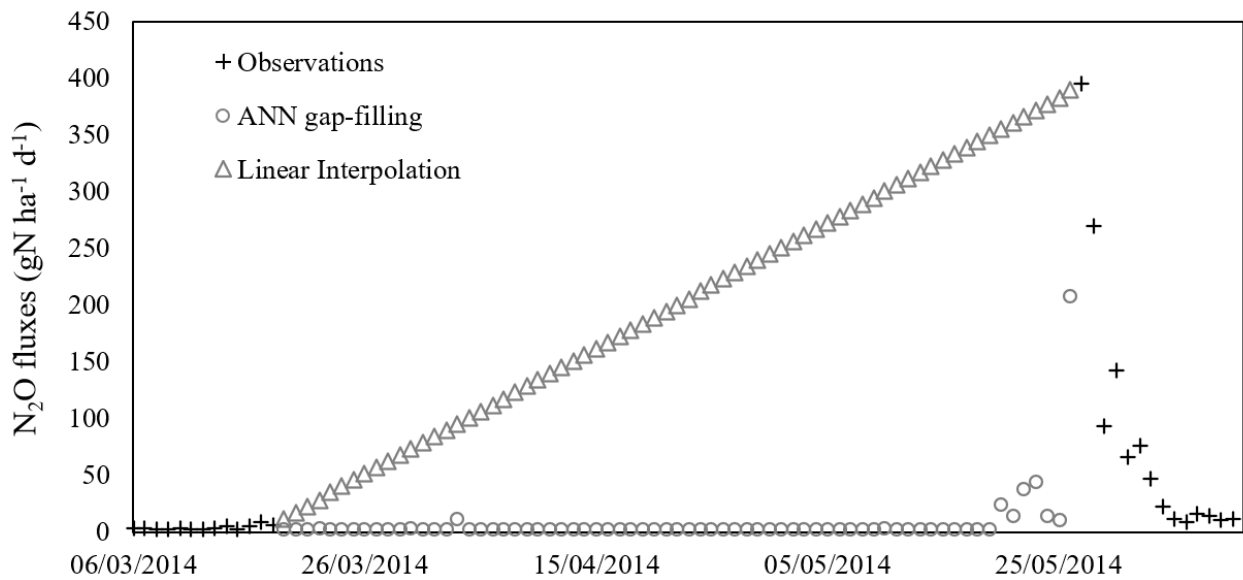


Fig. 3.9. N_2O fluxes (+) gap-filled by ANN (o) and linear interpolation (Δ) on bare soil period from 05/03/2014 to 19/05/2014 and on maize 2014 period from 20/05/2014 to 09/06/2014.

4.6. Combination of ANN and linear interpolation methodologies

As the linear interpolation method also gives satisfactory statistical results (Table 3.4), it would have been a loss to set it aside since we have seen that, in some circumstances, this method is better than ANN, especially on periods with low averaged N_2O fluxes. Moreover, in some specific case, like long period of missing data or period with environmental conditions in favour of N_2O emissions, applying a linear interpolation gap-filling could introduce unrealistic N_2O fluxes. In order to fix this, we propose to combine the two gap-filling methodologies depending on the value of GMD ((Eq. 3.5.), see section 3.3 chapter 3). The RMSE are then

compared with GMD values, and used to highlight the potential threshold GMD values on which the selection of the best methodology to gap-fill the data could be based (Table 3.6).

Table 3.6. RMSE according to gap-filling methodology and GMD coefficient.

	Methodology	GMD < 14	14 < GMD < 30	GMD > 30
RMSE (gN ha d⁻¹)	Linear interpolation	3.9	11.6	43.7
	ANN	8.8	10.9	27.2

Two GMD threshold values were highlighted (Table 3.6): when GMD < 14, the RMSE of the ANN method was higher than the one from linear interpolation; when 14 < GMD < 30, RMSE were quite similar for both; when GMD > 30, the RMSE of the ANN method was lower than linear interpolation one.

These results suggest that the suitability of a methodology for gap-filling depends on the GMD value. The linear interpolation is preferable when GMD < 14 and the ANN method is preferable when GMD > 30. When 14 < GMD < 30, the use of either interpolation or ANN is possible as both methodologies give approximately the same score. We decided to use the ANN methodology in this case as it allowed capturing the effect of environmental variables on N₂O fluxes. However, in the case of long gaps (when a gap contains more than 15 missing data) bracketed by two low N₂O fluxes with GMD < 14, the decision would be to use the linear interpolation methodology. It would be wise to look at possible important environmental modifications during the gaps, such as heavy rain, irrigation or fertilization events, where it could be more accurate to use the ANN methodology instead.

The combined methodology gave practically the same statistical results over the whole period as those from the ANN methodology with a R² and a RMSE of 0.84 and 12.4 gN ha⁻¹ d⁻¹ for both (Table 3.4). However, an improvement is seen on the three periods where the linear interpolation method has better statistical results with the combined methodology compared to the ANN one with a R², a RMSE and a RRMSE of 0.68, 8.6 and 113 and of 0.66, 8.6 and 114 respectively for bare soil periods, of 0.69, 7.8 and 102 and of 0.60, 8.8 and 115 respectively for wheat 2016 and of 0.67, 3.5 and 57 and of 0.54, 4.0 and 65 respectively for wheat 2013. These results support the use of a combined methodology instead of applying either the linear interpolation alone or the ANN methodology alone for gap-filling.

4.7. Comparison of the three gap-filling methodologies: linear interpolation, ANN and the combination of both

The simulated N₂O flux dynamics were compared between the three methodologies applied for maize 2014 period (Fig 3.10). It showed that the ANN methodology gave on average better statistical scores than the linear interpolation (Table 3.4) and better reproduced the important peak than did the linear interpolation around the 29 June 2014. However, ANN over estimated low N₂O fluxes measured in early July (Fig 3.10 a. and b) where the linear interpolation reproduced much better their low intensity (Fig 3.10 b). Although the combined methodology gave approximately the same statistical scores than those of ANN alone (Table 3.4), it allowed a better catching of N₂O flux dynamic (Fig 3.10 c).

In the same way, during periods where the linear interpolation methodology gave better results than the ANN one (Table 3.4), combining both methodologies helped to better reproduce low fluxes (Fig 3.11) and to improve statistical results compared to the ANN with a R², a RMSE and a RRMSE of 0.69, 7.8 gN ha⁻¹ d⁻¹ and 102 for wheat 2016, respectively.

The ANN and the combined methodologies gave on average comparable statistical scores whatever the functioning period probably due to a control by high N₂O flux values. However, because the combined methodology proved to be more efficient to capture N₂O intensity dynamic it was used to gap-fill missing data from 2012 to 2016 (Fig 3.7).

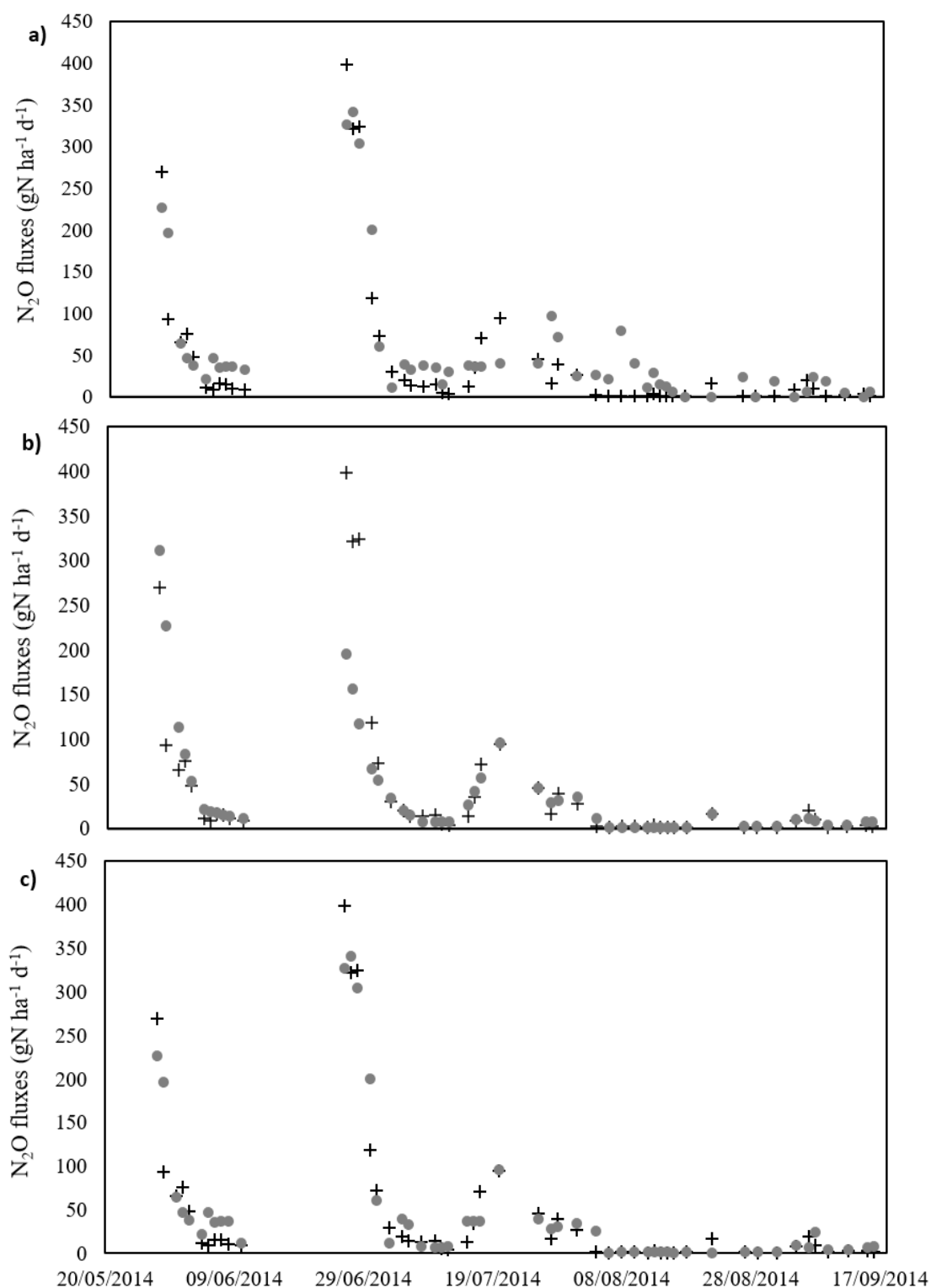


Fig. 3.10. Comparison between observed (cross) and simulated (dot) N_2O fluxes dynamic according to gap-filling methodology ANN (a), linear interpolation (b) and mixed methodology (c) on Maize 2014. Only the days used for the test dataset are shown here.

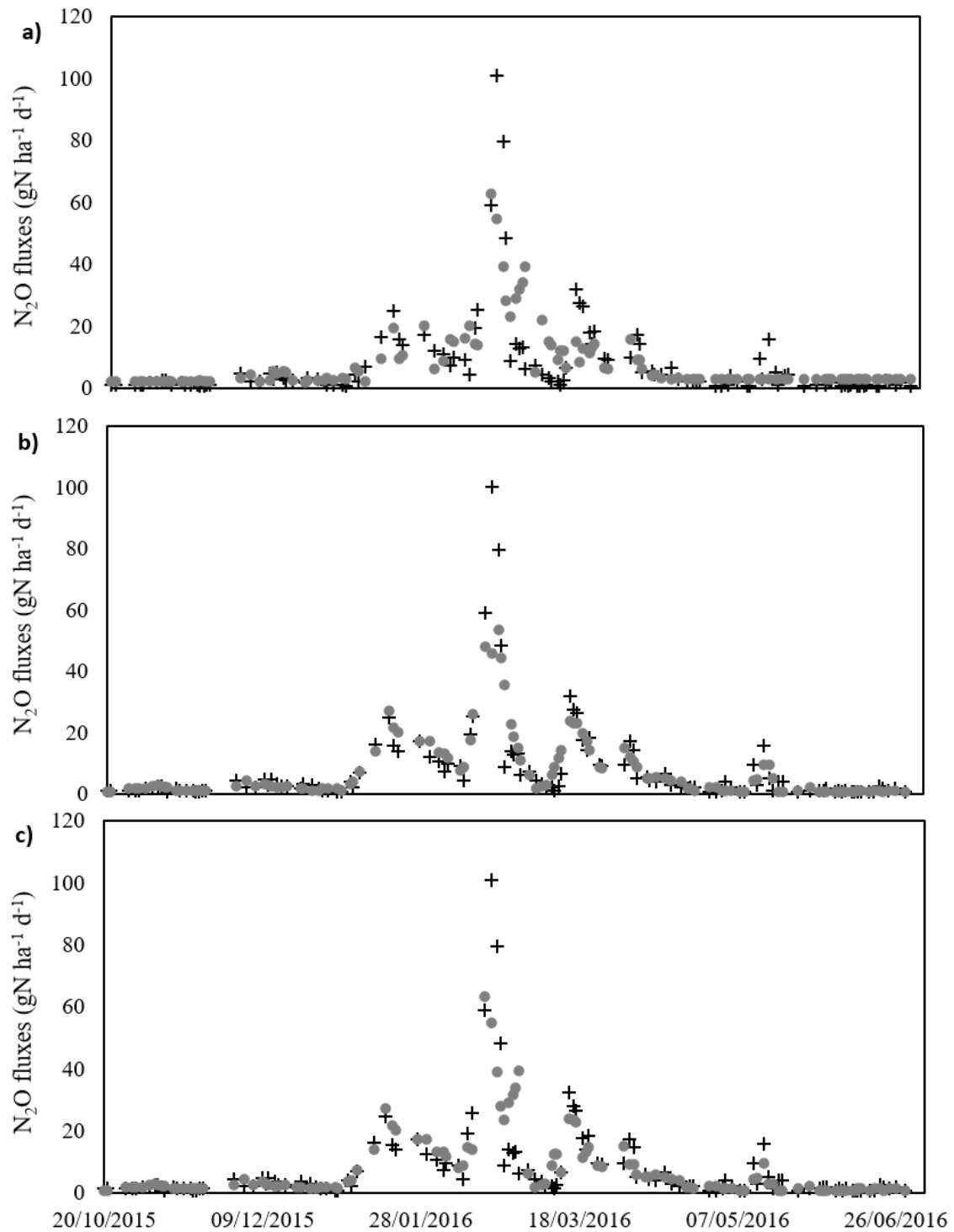


Fig. 3.11. Comparison between observed (cross) and simulated (dot) N_2O fluxes dynamic according to gap-filling methodology ANN (a), linear interpolation (b) and mixed methodology (c) on Wheat 2016. Only the days used for the test dataset are shown here.

4.8. Evaluation of gap-filling uncertainty on N₂O budget

The uncertainties on the N₂O annual budget related to the gap-filling varied between ± 25 and ± 198 gN ha⁻¹ among years, and between 0.9 and 4.1 % when looking at the relative uncertainty (Table 3.7) calculated via the methodology described section 3.4 chapter 3. Gap-filling had a particularly low impact on year 2013 (Table 3.7) as there were only few gaps during this period: 3 gaps with respectively 1, 6 and 1 missing value(s). These results are relatively low compared to the annual uncertainties calculated by Taki et al. (2018), who obtained an uncertainty variation among years of ± 70 to ± 810 gN ha⁻¹ and 7 to 24 % when looking at the relative uncertainty using ANN as gap-filling method, and an uncertainty variation among years of ± 40 to ± 470 gN ha⁻¹ and 5 to 15 % when looking at the relative uncertainty using linear interpolation as the gap-filling method. These differences with our results could be explained by the different methods adopted. Their results also prove that a combination of both methodologies may improve the gap-filling as their N₂O annual budget uncertainties were lower with the linear interpolation than with the ANN methodology, despite the fact that they found a better R² for the ANN. These uncertainty differences among years can be explained by the disparities in the number and size of gaps and in the intensity of N₂O emissions among years: years with a high N₂O budget (related to high N₂O fluxes), especially observed during maize periods, and with a small number of gaps lead to a low gap-filling uncertainty whereas the uncertainty increases when the length of gaps increases and N₂O flux intensity is low, especially for wheat and bare soil periods. Nevertheless, the results show that the proposed mixed gap-filling methodology performs well when used on annual N₂O flux datasets with a relative uncertainty below 5 % for each year.

Table 3.7. N₂O budget gap-filling uncertainty per civil year. Mean and standard deviation were calculated using the 100 repetitions.

	Annual N ₂ O budget after gap-filling (kgN ha ⁻¹)	Sd (kgN ha ⁻¹)	Relative uncertainty (%)	Number of missing values (days)
2012	4.21	0.128	3.0	55
2013	2.75	0.025	0.9	8
2014	7.46	0.198	2.8	137
2015	3.01	0.124	4.1	127
2016	3.59	0.127	3.4	58

Conclusion

Three different gap-filling methodologies were examined with respect to their performance for filling gaps in long-term N₂O flux data series. This study has demonstrated that the use of an artificial neural network could be a helpful tool to gap-fill daily N₂O fluxes as already recommended for other greenhouse gases such as CO₂ and CH₄. On average, ANN proved to give better gap-filling performance than linear interpolation when looking at the R² and RMSE scores, even though linear interpolation performed better when gap-filling N₂O fluxes of low intensity. Thus, the study proposes a new approach to gap-fill N₂O emissions by combining the advantages of both methodologies. Such a procedure, which is not very costly in computing time and in requested variables (4 to 5 in our case), may be very helpful for future works on N₂O emission analysis, especially on sites where numerous continuous variables are monitored (fluxnet and ICOS sites for example). In particular, it may improve the calculated N₂O budget with limited gap-filling uncertainty, below 5% in this study. Moreover, given the strong non-linearity of N₂O emissions due to multiple interactions between controlling environmental variables, ANN has the advantage of reproducing a complex process without any a priori knowledge of the system, and is flexible and easy to use. The GMD thresholds developed in this study figures to be site specific as they highly depend on the ANNs performances and thus on quality and number of explanatory variables that may strongly vary among study sites. That saying, as the eddy covariance methodology is becoming more and more used across agricultural sites and for processes studies, further evaluation of the mixed gap-filling methodology should be carried out for N₂O fluxes measured and compiled at higher resolution than the day (e.g. 6-hourly data).

Acknowledgements

Research for this article was supported by a public grant received from the French Ministry of Higher Education, Research and Innovation. Data acquisition at FR-Lam are mainly funded by the Institut National des Sciences de l'Univers (INSU) through the ICOS and OSR SW observatories. Facilities and staff are funded and supported by the Observatory Midi-Pyrenean, the University Paul Sabatier of Toulouse, CNRS (Centre National de la Recherche Scientifique), CNES (Centre National d'Etude Spatial) and IRD (Institut de Recherche pour le Développement). We are grateful to Franck Granouillac, Nicole Claverie and Bartosz Zawilski for their technical support, advice, and valuable assistance in the field and site management,

respectively. Special thanks to Mr. Andréoni (farmer) and to the Ecole Supérieure d'Agriculture de Purpan for accommodating our measurement devices in their respective fields at FR-Lam.

Chapitre 4.

Bilans saisonniers et annuels des émissions de N₂O de deux sites agricoles dans le Sud-Ouest de la France : impact des pratiques agricoles et de la variabilité météorologique et proposition d'une méthode de calcul

Contexte et résumé de l'étude

La méthodologie présentée dans le chapitre 2 a rendu possible le gap-filling des séries temporelles de FR-Lam entre Octobre 2011 et Décembre 2016 et de FR-Aur entre Janvier 2012 et Décembre 2016, et a permis d'obtenir un jeu de données journalières complet pour l'analyse de la dynamique à l'échelle du mois et des bilans des émissions de N₂O aux échelles de la saison et de l'année. Ce 3^{ème} chapitre de résultats présente la gamme de variation des émissions de N₂O de ces deux sites ainsi qu'une analyse des principaux facteurs d'influence mis en avant dans l'étude pour 5 cultures typiques de la région (blé, tournesol, colza, maïs ensilage, orge). Une nouvelle méthodologie de calcul des bilans est proposée à partir des relations empiriques identifiées entre variables explicatives et émissions de N₂O. Dans un contexte où le besoin d'inventaire des émissions de gaz à effet de serre et de quantification de leur atténuation potentielle à l'échelle d'un territoire est culminant, il est essentiel de pouvoir les réaliser avec le plus d'objectivité et de réalisme possibles.

Dans cette étude, j'ai examiné les effets de la fertilisation azotée, de la pluie et de l'irrigation, du développement des plantes, de la minéralisation de printemps et du travail profond du sol sur les émissions de N₂O. Les relations statistiques obtenues entre les facteurs de contrôle (seul ou en interaction entre eux) et les émissions de N₂O m'ont permis de mettre au point une équation empirique qui simule les émissions de N₂O à l'échelle de la saison et de l'année. Afin d'augmenter la généricité de l'approche inventaire proposée, les jeux de données issus de nos deux parcelles aux gestions contrastées ont été analysés ensemble sans distinction. J'ai ensuite comparé les bilans annuels d'émissions de N₂O obtenus à partir de l'approche empirique aux bilans annuels observés, puis à ceux calculés selon la méthode Tier 1 du GIEC.

Sur les 5 années de rotations étudiées, un total de 19.6 kgN ha⁻¹ de N₂O a été émis sur la parcelle de FR-Lam contre seulement 7.8 kgN ha⁻¹ sur celle de FR-Aur. Cet écart important est

le résultat de pratiques agricoles contrastées avec notamment la culture de maïs ensilage irrigué à FR-Lam, non cultivé à FR-Aur, qui s'est révélée être une culture très émettrice de N₂O ($7.95 \pm 0.40 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ pour la seule année 2014). Sur les deux parcelles, les cultures d'hiver présentent en moyenne les émissions de N₂O les plus faibles en comparaison aux cultures d'été. Concernant les cultures d'été (maïs et tournesol), le printemps est la saison où les émissions sont les plus fortes sur l'année en raison d'une forte disponibilité en azote minéral dans le sol issu de la minéralisation de printemps et en l'absence d'une végétation bien développée.

Cette étude met aussi en avant l'importance de la pluie et de l'irrigation dans l'explication des émissions de N₂O qui se trouvent être le dénominateur commun aux autres facteurs de contrôle étudiés. L'effet de chaque pratique agricole (travail de sol profond, fertilisation azotée, minéralisation de printemps des résidus, développement de la végétation) sur les émissions de N₂O est toujours pondéré par la disponibilité en eau (pluie + irrigation) avant ou après l'opération agricole en question.

Les équations empiriques mises au point pour simuler les émissions de N₂O observées se sont révélées très performantes pour modéliser les émissions sur les deux parcelles toutes cultures confondues. Cette étude est une première étape prometteuse vers un inventaire plus informé et précis des émissions de N₂O à l'échelle d'une parcelle agricole. Cette étude a fait l'objet d'un article qui a été soumis au journal « *Agricultural and Forest Meteorology* » en septembre 2020.

N₂O budget from 10 site-years measurement on two crop fields in southwestern France: impact of agricultural practices and calculation methodology

Laurent Bigaignon^{a,b}, Valérie Le Dantec^a, Claire Delon^b, Aurore Brut^a, Eric Ceschia^a, Patrick Mordelet^a, Bartosz Zawilski^a, Franck Granouillac^a, Nicole Claverie^a, Rémy Fieuzal^a, Baptiste Lemaire^a, Tiphaine Tallec^a

^a Centre d'Études Spatiales de la BIOSphère (CESBIO), Université de Toulouse, CNES/CNRS/INRA/IRD/UPS, 18 avenue Edouard Belin, 31401, Toulouse, France

^b Laboratoire d'Aérodynamique (LA), Université de Toulouse, CNRS/UPS, 14 avenue Edouard Belin, 31401, Toulouse, France

Abstract

Agricultural managements play an important role in nitrous oxide (N₂O) emissions. However, their effects and their interactions with the meteorological variations have not been fully quantified yet. In this paper, the monthly observed N₂O emissions from 2 crop sites, Auradé (FR-Aur) and Lamasquère (FR-Lam), measured over 5 years (from 2012 to 2016) in the southwestern France were analysed along with their main key drivers. N₂O budgets were compiled and compared for 5 typical rotational crops of the region: winter wheat, barley, sunflower, rapeseed and irrigated maize. The analysis outcomes highlighted significant effect of Green Leaf Area Index (GLAI), tillage depth and N inputs (fertilisation, crop residues and cover crop incorporation) in interaction with water supply (rain and irrigation). The relations found between explanative variables and observed N₂O emissions were used to propose an original calculation methodology to simulate seasonal and annual N₂O budgets at crop plot scale with only few variables. Observed annual N₂O budgets varied from 1.0 ± 0.5 to 8.0 ± 0.4 kgN ha⁻¹ depending on crop species, agricultural practices and water supply distribution. Maize proved to be a particularly high emissive crop with annual budgets ranging from 2.4 ± 0.3 to 8.0 ± 0.4 due to nitrogen fertilisation combined with irrigation event and low crop development at the very beginning of growing season that enhance high soil N surplus. Results underlined that spring mineralisation, when soil is bare, may enhance high monthly N₂O emissions during summer cropping years. For the first time, the effect of deep tillage (> 20 cm) combined with previous mean rainfall on N₂O emissions was quantified and lead to an exponential and positive relationship with a R² score of 0.99. Superficial tillage has no effect whatever the rainfall

amount. The results of the proposed empirical approach to be far more efficient than the traditional IPCC Tier 1 methodology to estimate annual N₂O budgets with R² and RMSE scores of 0.96 and 0.43 kgN ha⁻¹ and of 0.37 and 1.56 kgN ha⁻¹, respectively. This original calculation methodology offers new perspective to inventory N₂O budget in cropland when no measurements exist. However, the approach needs to be evaluated on other sites with different climate, soil and agricultural conditions.

Keywords:

modelling, crop rotation, tillage, mineralisation, nitrous oxide, fertilisation, irrigation

Introduction:

At the global scale, agriculture represents 14 % of the total anthropogenic greenhouse gases (GHGs) emissions (Del Grosso et al., 2009), from which 46 % are due to nitrous oxide (N₂O) emissions from soils (United Nations Environment Program (UNEP), 2012). N₂O is a powerful and long-lived GHG with a high global warming potential, around 300-fold higher than carbon dioxide (CO₂), for an approximate residence time of 120 years in the atmosphere (IPCC, 2013) and it also contributes to stratospheric ozone depletion (Ravishankara et al., 2009, Portman et al., 2012). Atmospheric N₂O molar fraction has increased since the pre-industrial period due to an intensive growing use of synthetic nitrogen (N) fertilizers in agricultural practices in order to increase agro-ecosystem yields (Zheng et al., 2019; Davidson et al., 2009). Between 2007 and 2017, despite the urgent need to decrease GHG emissions (Conference of the Parties on its thirteenth session, 2007), atmospheric N₂O molar fraction has increased at a rate of 0.93 ppb per year at the global scale (WMO Greenhouse gas bulletin, 2018) meaning that N₂O emissions (production and transport near the surface) still increases.

N₂O production in soils is due to numerous processes involving interacting microbiological, physical and chemical drivers. Its intensity directly depends on soil nitrogen content, carbon substrate and dioxygen availability in soil (Robertson, 1989). Ammonium (NH₄⁺), nitrate (NO₃⁻), organic matter along with water content, which modulates dioxygen diffusion, were identified as the principal physical-chemical factors modulating the production of N₂O in agricultural soils (Hénault et al., 2005; Li et al, 2000; Parsons et al, 1993; Wiljer et Delwiche, 1954). Upward transport of N₂O from the bottom to the top soil and then to the atmosphere depends on soil properties, i.e. porosity and texture (in particular clay content)

which modulate water circulation and the major process allowing gas movement within soils, i.e. diffusion (Heincke and Kaupenjohann, 1999; Yoh et al. 1997, Ball et al., 2013). Agricultural practices (via N fertilizer type and quantity applied, irrigation, crop residues management, cover crop, tillage type, etc.) and meteorological conditions constitute a set of indirect abiotic and biotic controllers that modulate the intensity and timing of each direct driver on N₂O emissions.

Considering the agricultural practices, N fertilization is considered as the main key driver of observed N₂O emissions from agricultural soils in temperate regions. Numerous studies highlight that N₂O emissions increase with the amount of N applied on a field (McSwiney and Robertson, 2005; Hoben et al., 2010; Rosas et al., 2011; Reay et al., 2012; Yao et al., 2019). However, N₂O emissions magnitude and dynamics vary greatly in function of crop species (Yang et al., 2019a), fertilization schedule, fertilizers type (mineral, organic, slurry, manure) with less emissions for ammonium based fertilizer compared to the nitrate ones (Misselbrook et al., 2014; Harty et al., 2016; Zimmerman et al., 2018) and input modality with reduced N₂O emissions when the total N supply is split throughout the agricultural season (Deng et al., 2015; Aita et al., 2015). Irrigation strategy, amount and temporal distribution may also affect significantly N₂O emissions by modifying soil water content and N cycle (transport, mineralization, leaching, etc.) within the soil (Yang et al., 2019b, Franco-Luesma et al., 2019). Franco-Luesma et al. (2020) showed that these effects vary according to the irrigation system used: a sprinkler system enabled two-fold higher yield-scaled N₂O emissions (crop yield divided by N₂O budget) compared to a flood system in a Mediterranean Spanish site, due to lower water filled-pore space in the first case than in the second one. Moreover, previous meta-analysis carried out on Mediterranean climate cropping systems by Aguilera et al. (2013) and Sanz-Cobena et al. (2017) reported that the use of drip irrigation could be efficient in reducing direct N₂O emissions (on average 80% lower N₂O emissions than sprinkler systems). Tillage has also been reported to influence N₂O emissions in modifying several direct and indirect key drivers of production and diffusion like soil density, water infiltration rate, aggregation and aggregates distribution, organic and mineral C and N content along with microbial activity and diversity (Logan et al., 1991). Compared with no or reduced till-management, conventional tillage was reported to globally enhance higher N₂O emissions (Ball et al., 1999; Chatskikh and Olesen, 2007; Gregorich et al., 2008; Franco-Luesma et al., 2020). Rochette et al. (2008) showed in a meta-analysis from 25 field study that tillage effect can vary in function of soil type and that no-till only increases N₂O emissions compared to tillage when soils are poorly-aerated. Reduced or no-till management have been proved to provide several environmental

benefits like decreasing surface erosion (Oades, 1984), increasing water retention (Copeck et al., 2015) and carbon sequestration in the uppermost soil layer (Alvarez, 2005; Abdalla et al., 2013). Nowadays, no quantification of conventional tillage effect on N₂O emissions has been evaluated yet. All those controllers' interactions involve a non-linearity in N₂O emissions (Franco-Luesma et al., 2020). Indeed, the effect of one management on N₂O emissions can be inhibited or enhanced by another one: for example, an irrigation event would not have the same impact on a crop site managed with or without tillage (Sainju et al., 2012). In this context, much of the difficulty in managing and quantifying N₂O emissions lies in understanding and modeling the interactions among these controlling factors.

A fine quantification of GHG budget from the agricultural sector is crucial to detect mitigation efforts. However, in the absence of continuously monitored N₂O fluxes, the IPCC Tier 1 default emission factor remains widely used to estimate N₂O annual budget. This methodology only takes into account the annual amount of N input from fertilization and crop residues during a cropping year to calculate the annual N₂O budget. This approach is rather coarse since climate, soil and vegetation conditions and the other agricultural practices are not accounted for. Employing default emission factors may fail to properly represent the observed heterogeneity among local conditions (Reay et al., 2012). More complex models such as DNDC (DeNitrification-DeComposition) and DayCent are able to simulate N₂O fluxes at the plot scale and at a daily time step from crop fields (Li et al., 2012; Del Grosso et al., 2009). Their ability to well reproduce N₂O fluxes depends on the investigated temporal scale. For example, Abdalla et al. (2020) reported high correlation score between observed and simulated N₂O emissions at the annual scale ($R^2 = 0.91$) but poor results at daily time step when using DNDC. In addition, complex models have the disadvantage of requiring multiple parameters and input data like soil properties, climate, plant type, seeding date and rate and management operations that are difficult to obtain especially at large scale.

The long-term field monitoring of daily N₂O emissions is an asset to improve our understanding of the multifactorial short and/or long-term control of those fluxes (Dhadli et al., 2016; Hénault et al., 2012). Indeed, soil N₂O emissions are known to have an important spatial and temporal variability, making them really difficult to catch and predict thoroughly (Hénault et al., 2012). In this context, this study aims (1) at improving N₂O emissions understanding from some typical crops cultivated in southwestern France (winter wheat, rapeseed, sunflower and irrigated maize), (2) at analyzing the interacting effects of both agricultural practices and meteorological variability on seasonal N₂O budget and (3) at evaluating a new simple and

accessible empirical model to estimate seasonal N₂O budget at the crop plot scale. To fulfill that purpose, we benefited from a unique long time series of daily N₂O efflux (from 2011 to 2016) measured in the South West of France on two crop sites with contrasted management.

2. Material and methods

2.1. Study sites

In this study we used a dataset collected at Lamasquère (FR-Lam) and Auradé (FR-Aur) sites in the South West of France near Toulouse (43°29'47''N, 1°14'16''E, 180 m in elevation; 43°32'59''N, 1°6'22''E, 250 m in elevation respectively) (Fig. 4.1). Both experimental plots are part of the Regional Spatial Observatory South West (OSR SW), the regional Zone Atelier Pyrénées-Garonne (ZA PYGAR), the national research infrastructure Critical Zone Observatories: Research and Applications (OZCAR; Gaillardet et al., 2018) and the Integrated Carbon Observation System (ICOS) European network. Each site is therefore fully equipped with instruments to monitor greenhouse gas fluxes, meteorological, radiation and soil variables (see Béziat et al, 2009 and Tallec et al, 2013 for details).

FR-Lam crop site is part of an experimental dairy farm (Domaine de Lamothe, INP) following a winter wheat – irrigated maize crop rotation located in a plain. The soil is mainly clayey (50.3% clay, 35.8% silt, 11.2% sand, 2.8% organic matter). FR-Aur crop site is part of a grain farm following a winter wheat – rapeseed – barley – sunflower rotation located in a hilly area. The soil is mainly silty (30.8% clay, 48.3% silt, 19.2% sands, 1.6% organic matter).

At FR-Lam, the management is intensive with exportation of all aboveground biomass for mulching stable and/or feeding herd. An annual irrigation of approximately 150 mm is applied in summer when maize is cultivated. The annual amount of nitrogen (N) applied varies from 105 (wheat 2013) to 228 (maize 2015) kgN ha⁻¹ and from 100 (wheat 2016) to 145 (maize 2012) kgN ha⁻¹ for mineral and organic fertilisation respectively. N input modalities vary according to crop species. A catch crop was introduced between 21 August to 6 December 2013. At FR-Aur, only grain is exported while straw is left on the field. The plot receives only mineral N fertilisation with annual amount varying from 0 (sunflower) to 206 (rapeseed) kgN ha⁻¹. For both sites, mineral fertilization is split into 3 or 4 applications for winter wheat with a few weeks between and twice for maize at FR-Lam but in a shorter timing (typically one week) than for winter wheat.

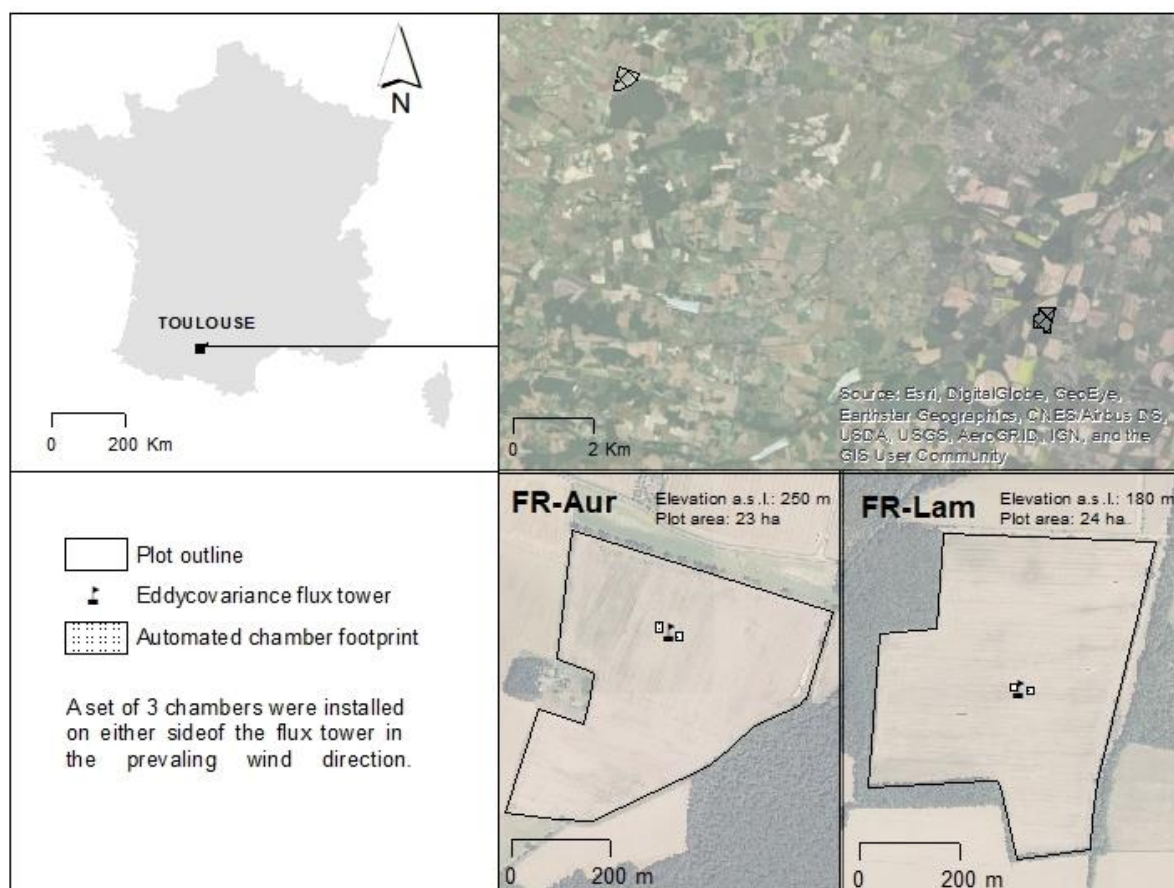


Fig. 4.1. Description and location of FR-Lam and FR-Aur site with the experimental devices' disposal on each site.

2.2. Climate and seasonal water supply variability

The climate on both sites (separated from 12 km, see Fig. 4.1) is a temperate climate with oceanic and Mediterranean influences with mild winter, strong heat and very low rainfall in summer, followed by very sunny autumns. Spring is usually rainy with a mean of 64 ± 28 mm month⁻¹. From 2012 to 2016, the mean annual rainfall was of 610 ± 156 mm and the mean annual temperature of 13.1 ± 0.4 °C on both sites.

Over the period of study, the amount of rain was quite similar on both sites (Fig. 4.2). However, during summer time, when maize was cultivated at the FR-Lam site 150 mm of irrigation was applied. Water supply (rainfall + irrigation) varied between a minimum and a maximum of 50 and 190 mm, 100 and 300 mm, 50 and 130 mm, 75 and 320 mm during autumn, spring, summer and winter seasons respectively. The late autumn was often as dry and warm as the summer period while spring and winter shared similar high wet conditions with particularly very high precipitation in 2013 (Fig. 4.2). Winter 2012 was particularly dry

compared to other years. These figures illustrate well the highly variable and contrasted climatic season and year.

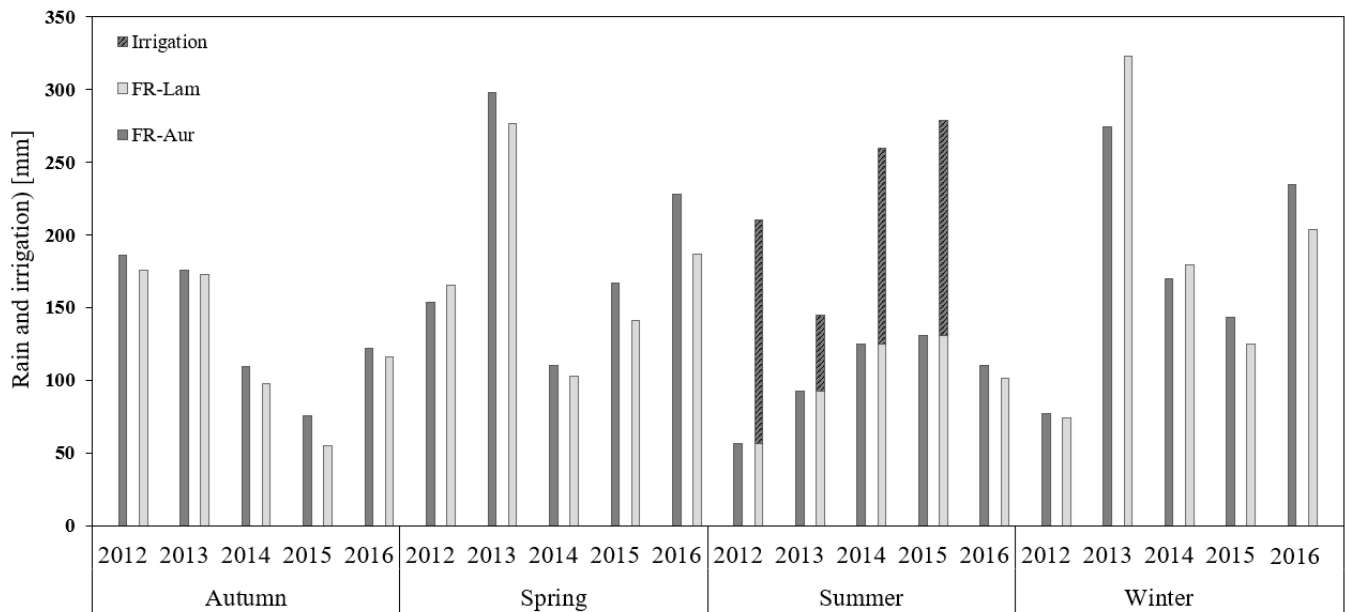


Fig. 4.2. Seasonal water supply (rain and/or irrigation) and water index (difference between the seasonal rain and irrigation of a given year and the mean seasonal rain and irrigation over the 5 years) on FR-Aur and FR-Lam

2.3. N₂O emissions measurements and computation

2.3.1. Automated chambers set up

To measure N₂O emissions, 6 stainless steel automated chambers (covering an area of 1610 cm²) were installed on each plot according to a closed dynamic set up (Peyrard et al., 2016, Tallec et al., 2019). The chambers have an elongated shape (70 cm x 23 cm x 10 cm) to be easily installed in the crop inter-rows where they are placed at a maximum 10 cm soil depth. The chambers were removed before and redeployed after each tillage and harvest. The chambers are open most of the time and automatically closed alternatively 17.5 minutes every 6 hours, i.e. four cycles a day (00h00, 06h00, 12h00, 18h00), to measure the N₂O accumulation into each chamber. A pump maintains a continuous air circulation in the circuit extraction in and out of the chamber at a constant flow rate (1 L.min⁻¹). A fan also enables air homogeneity in the chamber during the measurements (i.e. after the lead of the as tightly closed).

2.3.2. Flux calculation

The N₂O flux, ϕ , is calculated for each chamber and each cycle following Eq. (4.1) to (4.2):

$$\phi = \frac{H}{V_M} C_{max} k \quad (4.1)$$

$$C(t) = C_0 + C_{max}(1 - e^{-k(t-t_0)}) \quad (4.2)$$

with ϕ the N₂O efflux (nmole.m⁻².s⁻¹), C_{max} the asymptote of $C(t)$, k the speed factor equivalent to a gas diffusion coefficient (min⁻¹), $C(t)$ the N₂O molar fraction at time t , C_0 the initial molar fraction of N₂O at chamber closure in ppb, t_0 the first time at which the exponential regression is fitted to the measurement (min⁻¹), H the air height (cm) inside the closed chamber and V_M the molar volume of an ideal gas under normal temperature and pressure conditions, i.e 24.1 L mol⁻¹ at 20°C.

Daily N₂O effluxes were defined as the mean value of all available fluxes during the day.

2.4. Ancillary data monitoring

2.4.1. Vegetation dynamic

Vegetation dynamic was monitored each year using destructive measurements to quantify the green leaf area index (GLAI), the aboveground biomass produced and the total nitrogen content. According to the cultivated crop species, sampling protocol consisted in collecting vegetation five times during a growing season on 10 to 20 subplots inside a footprint area representative of the crop plot: 1 plant per subplot was collected for maize, rapeseed and sunflower, a length of 50 cm on a row was collected for wheat and barley. For each sampling date, GLAI was measured with a planimeter (Li-3100C, LI-COR, Lincoln, Nebraska, USA). Aboveground dry biomass and related nitrogen content were determined at the end of the growing season. The latter allowed quantifying the total nitrogen absorbed by the crop over its growing season and the crop residues nitrogen content after harvest or the organic N return after cover crop incorporation into soil. Nitrogen from below ground biomass residues was calculated following the Chapter 11 of IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (2006).

2.4.2. Meteorological data

Both sites are equipped with complete meteorological and flux stations. Matter (CO₂, H₂O) and energy fluxes, meteorological data (temperature, rain, pressure, etc) radiation and soil variables (temperature, water content and heat fluxes) were available at a half-hourly time step. The measurement methodology for each variable is described in details in Béziat et al. (2009) and Tallec et al. (2013). These variables were used to set up the gap-filling procedure as described in Bigaignon et al. (2020). For the main purpose of this study, the only meteorological variables used were the air temperature and the amount of rain. Soil water content (SWC) is widely recognised to control N₂O emissions but the SWC datasets on both sites were not complete enough to satisfy our needs and then discarded from the analyses. Rain, especially integrated over a month, is a good proxy of SWC conditions on clayey-silty soil and constitute an enough high relevant explanative driver of the N₂O emissions variations. Moreover, the amount of rain has the advantage to be easy to assess and could facilitate the generalisation for the proposed inventory approach in this study.

2.5. N₂O budgets

For the purpose of our study, monthly, seasonal and annual budgets were calculated by cumulating daily N₂O emissions. The seasonal scale allowed evaluating the contribution of each season on the annual N₂O budget. The aim of calculating annual N₂O budgets was to compare the different cropping years with each other and with the IPCC Tier 1 estimation. Seasons were defined as January-February-March for winter, April-May-June for spring, July-August-September for summer and October-November-December for autumn. Annual budgets were calculated for the 12 months of each cropping year, i.e. from the beginning of October to the end of September of the following year. For years where slurry was applied at the FR-Lam site (September 2012 and September 2015), the related and significant immediate N₂O emissions recorded in September were allocated to the following annual crop N₂O budget, i.e. winter wheat 2013 and winter wheat 2016. As no data was available from October to December 2011 at the FR-Aur site, annual N₂O budget for the period 2011 – 2012 was calculated by simulating the missing period with the empirical function described in section 3.4.4 chapter 4.

2.5.1. Gap-filling of N₂O emissions datasets

Because of hardware dysfunction or field operations, such as tillage and harvest, chambers were removed many times, some data were missing which means that the number of available N₂O flux measurement per day to calculate a daily N₂O flux varied from 0 to 24. Finally, from October 2011 to December 2016 at FR-Lam, from 1919 theoretical daily N₂O flux values, only 1529 remained. The whole dataset included 62% of “highly” representative daily values (calculated with 12 to 24 measurements a day), 23% of “moderately” representative daily values (calculated with 6 to 12 measurements a day) and 15% of potentially “poorly” representative daily values (calculated with 1 to 6 measurements a day). At FR-Aur, from January 2012 to December 2016, over 1827 theoretical daily N₂O flux values, only 1091 remained. The whole dataset included 54% of “highly” representative daily values, 16% of “moderately” representative daily values and 30% (mainly due to the year 2014, see section 2.4 chapter 4) of potentially “poorly” representative daily values.

In the aim of estimating consistent N₂O budgets, the dataset used in this study was gap-filled using the methodology described in Bigaignon et al. (2020) which combines linear interpolation and artificial neuronal networks (ANN). A specific ANN was created for each functioning period and for each site to maximize the performance of the gap-filling procedure. Bare soil was discriminated from growing season period, the latter being also divided according to the cultivated crop (for details see Bigaignon et al., 2020).

From 2013-08-21 to 2014-10-14, N₂O emissions measurements were stopped at the FR-Aur site, resulting in a huge gap in the data. This gap period included two bare soil periods and a winter wheat growing season. As the ANNs developed for the FR-Aur site fitted well the observations in the same functioning period, we decided to gap-fill this period with two ANN equations based on all available data. To do so, an ANN equation was developed using all data from winter crop periods (wheat 2011-2012, rapeseed 2012-2013 and barley 2013-2014) and then used to gap-fill the winter wheat 2013-2014 growing season. Another ANN equation was created by gathering all data from bare soil periods to gap-fill the two bare soil periods.

2.5.2. Uncertainty calculation on the N₂O budget

Uncertainty was calculated using the standard deviation σ :

$$\sigma = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (4.3)$$

with n the number of values used to calculate the uncertainty, x_i the value at the position i and $\bar{x}$ the average of the values taken by x_i . Daily uncertainties in N₂O fluxes related to the set up (spatial and temporal sampling protocol) were determined by calculating the standard deviation of all measurements available on that day ($\sigma_{measurements}$). If only 1 measurement was available on a day, the uncertainty on that day was calculated by taking the square root of the mean squared uncertainty of the six daily uncertainty values surrounding the given N₂O efflux value.

A daily uncertainty related to the gap-filling procedure ($\sigma_{gap-filling}$) was calculated using the standard deviation of the distance between simulated and observed N₂O effluxes (Bigaignon et al., 2020; Eq 5):

$$x_i = x_{simulated,i} - x_{observed,i} \quad (4.4)$$

with $x_{simulated,i}$ and $x_{observed,i}$ being the simulated and observed value at the position i , respectively.

Monthly and annual N₂O budget uncertainties were then calculated following Eq. 4.5:

$$\sigma = \sqrt{\sum \sigma_{measurements}^2 + \sum \sigma_{gap-filling}^2} \quad (4.5)$$

2.5.3. IPCC Tier 1 methodology

Annual N₂O budgets were estimated using the IPCC Tiers 1 methodology from October to October as 1 % of the total N added to the field (fertilisation, residues and cover crop incorporation) during the considered cropping year as expressed in the Chapter 11 of IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (2006). The IPCC factor was also compared to the actual Emission Factor (EF) from each cultivation year.

2.5.4. Nitrogen Use Efficiency, Yield-scaled N₂O emissions, N surplus

To evaluate the effect of soil N level on crop production and on N₂O emissions, and to determine potential interactions, three indexes were calculated: (1) Nitrogen Use Efficiency ($NUE_{agro} = \text{kgN kgN}^{-1}$) for each maize and winter wheat cropping years were calculated from an agronomical point of view and defined as the quantity of N in the entire plant at harvest (N_{abs}) divided by the amount of annual N supply, i. e. N fertilizer applied (organic and mineral) and residual N (crop residues and winter cover crop incorporation in the soil). NUE_{agro} was expressed as a percentage by multiplying value by 100; (2) Yield-scaled N₂O efflux (expressed

in g N₂O-N kg_{aboveground} N_{uptake}⁻¹) were determined for each maize and winter wheat cropping years by dividing annual N₂O budget (FN_2O_{annual}) by the total aboveground N content (N_{abs}); (3) A nitrogen surplus index ($N_{surplus}$, kgN ha⁻¹) was estimated for all cropping years by subtracting the aboveground N content to the annual N_{input} amount.

2.5.5. Statistical evaluation

The statistical evaluation of the relationship found in this study between the different environmental factors (LAI, water supply), technical operations (tillage, N input) and observed N₂O emissions and the models evaluation were carried out using the determination coefficient as the square of the Pearson correlation coefficient (R^2 , Eq. 4.6) and the Root Mean Squared Error (RMSE, Eq. 4.7) to evaluate the differences between the observed and the estimated values.

$$R^2 = \frac{(\sum_{i=1}^n (p_i - \bar{p})(o_i - \bar{o}))^2}{\sum_{i=1}^n (p_i - \bar{p})^2 \sum_{i=1}^n (o_i - \bar{o})^2} \quad (4.6)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (o_i - p_i)^2}{n}} \quad (4.7)$$

2.5.6. Optimisation procedure of agricultural practices effects on N₂O emissions and empirical model parametrisation

In this study, the effects of agricultural practices effect on N₂O emissions were investigated. As it is known that it exists a lag between N₂O emissions and the context that trigger those emissions, an investigation to fix the average period during which a process is leading to N₂O emissions was carried out. Thus, the number of days that need to be taken into account to evaluate the effects of fertilisation, N residue, tillage and water supply on N₂O emissions was defined after an optimisation procedure that aimed to get the highest R^2 score for the fit of the empirical equation (Eq. 4.9) presented in section 3.4.4 chapter 4. This optimisation consisted to test and fix the number of days to calculate (1) the mean water supply (W_{mean}) related to a fertilisation, a spring mineralisation or a tillage event, (2) the mean GLAI ($GLAI_{mean}$) related to a fertilisation and (3) the cumulative N₂O emissions (F_{N_2O}) resulting from these events with a time window of 1 to 100 days.

3. Results

3.1. Dynamic of monthly cumulated N₂O emissions

Monthly cumulated N₂O efflux varied between 0.03 ± 0.07 and 2.93 ± 0.25 at the FR-Lam site and between 0.03 ± 0.00 and 1.14 ± 0.08 kgN ha⁻¹ at the FR-Aur sites (Fig. 4.3). At the cropping year scale, the monthly N₂O emissions dynamic did not follow any seasonal pattern. The dynamic depended more on the crop type, the water supply and the agricultural practices.

At both sites, monthly cumulated N₂O emissions were low during bare soil periods, when no technical operations occurred, ranging from 0.05 ± 0.00 to 0.17 ± 0.02 kgN ha⁻¹ at the FR-Lam site and from 0.03 ± 0.00 to 0.11 ± 0.08 kgN ha⁻¹ at the FR-Aur site. During the growing seasons, the highest emissions were mainly observed during summer crop cultivation whatever the site (maize in 2012, 2014 and 2015 at FR-Lam; sunflower in 2016 at FR-Aur). The strongest peaks in N₂O emission were observed at the FR-Lam site during the maize growing periods with monthly cumulated emissions reaching 1.1 and 1.0 kgN ha⁻¹ in May and June 2012, respectively, 1.5 and 3.0 kgN ha⁻¹ in May and June 2014, respectively, and 1.5 kgN ha⁻¹ in June 2015. No large cumulated N₂O emissions were observed in May 2015 at FR-Lam before maize was grown where the monthly cumulated N₂O emissions did not exceed 0.11 kgN ha⁻¹ that year.

During winter crops, the highest monthly cumulated N₂O emissions was 4 times lower than for the summer crops, ranging from 0.08 ± 0.00 to 0.75 ± 0.06 and from 0.03 ± 0.00 to 0.76 ± 0.05 kgN ha⁻¹ at FR-Lam and FR-Aur, respectively.

Depending on the previous month soil humidity conditions and following deep tillage (deeper than 20 cm depth; T, Fig. 4.3), monthly cumulated N₂O emissions peaks occurred after tillage either in September 2013, January 2014 or in December 2016 at FR-Lam leading to monthly N₂O budget of 0.5, 0.8 and 1.1 kgN ha⁻¹, respectively. Those effects were not observed after a superficial tillage (lower than 20 cm depth, data not shown).

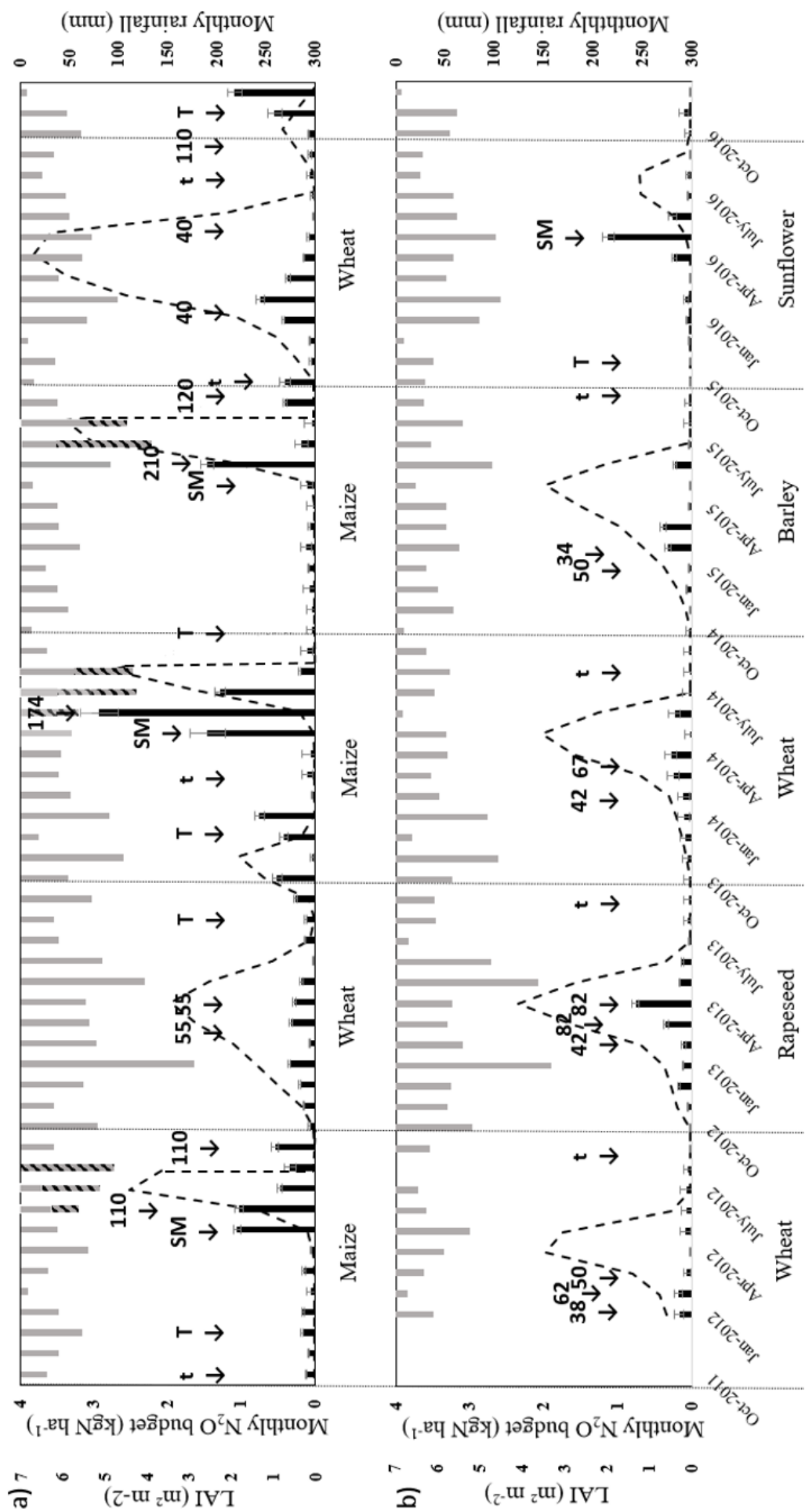


Fig. 4.3. Monthly cumulative N₂O emissions (dark grey bars), mean rain (light grey bars), mean rain + irrigation (dashed light grey bars), GLAI (dashed line) and field operations from October 2011 to December 2016 at FR-LAM (a) and FR-AUR (b) (T, tillage > 20cm; SM, Spring Mineralisation). Bars indicate uncertainties of the cumulated monthly N₂O emissions calculated according to the section 2.4.2 chapter 4.

3.2. Annual N₂O budget and contribution of seasons

Annual budget – Table 4.1 summarises the N₂O annual budgets calculated at both sites along with the annual nitrogen supply, NUE_{agro} , yield scaled-N₂O efflux and $N_{surplus}$. On the whole period of study, summer crops tended to present higher annual N₂O budgets than winter crops with values ranging from 2.1 ± 0.1 (sunflower 2016) to 8.0 ± 0.4 (maize 2014) for summer crops and from 1.0 ± 0.5 (wheat 2012) to 2.8 ± 0.1 (wheat 2016) kgN ha⁻¹ for winter crops. N₂O annual budgets were greater at FR-Lam than at FR-Aur with values ranging from 2.4 ± 0.1 to 8.0 ± 0.40 and from 1.0 ± 0.5 to 2.1 ± 0.1 kgN ha⁻¹ respectively. Moreover, annual N₂O budgets of winter crops were higher at FR-Lam than at FR-Aur, even if nitrogen application were equivalent or higher at FR-Aur.

Seasonal N₂O emissions contribution to annual budget – Winter and spring seasons appeared as the most contributing seasons to the annual N₂O budget for winter and summer crops, respectively (Fig. 4.4). Regarding winter crops, the winter season contribution was on average higher than 40% of the annual N₂O emissions and ranged between 33% (winter wheat 2013 at FR-Aur) and up to 61% (winter wheat 2016 à FR-Lam) of the annual emissions. However, at FR-Aur, rapeseed and winter wheat 2013 presented higher spring N₂O emissions than winter with contributions of 51 and 42 % to the annual N₂O budget. Concerning summer crops, spring season accounted for more than 50% of the annual N₂O budget whatever the cropping year for maize crop at FR-Lam and reached 80 % of annual N₂O emissions for the sunflower crop at FR-Aur. Autumn contributed to approximately 30% of annual N₂O emissions when slurry was spread at the FR-Lam site before a winter wheat crop.

Emission factors variability – Based on the measurement and the resulting annual N₂O budget, the emission factors varied between 0.35 and 3.35 % (for the winter wheat of 2012 and the sunflower of 2016 at FR-Aur respectively) with a mean value for the 10 site-years of 1.12 ± 0.87 % showing a high dispersion (Fig. 4.4) around the classic and well-known coefficient of 1% usually used (IPCC, 2006).

Table 4.1. Annual N₂O budget ($\pm$ standard deviation), NUE_{agro}, Yield scaled-N₂O efflux and nitrogen inputs per cultivated crop and site. Uncertainties correspond to the observations' standard deviations.

Site	Year	Crop	Annual N ₂ O budget (kgN ha ⁻¹)	NUE _{agro} (kgN kgN ⁻¹)	Yield scaled-N ₂ O emissions (gN kgN ⁻¹ uptake)	Nitrogen inputs (kgN)		
						Fertilizer	Crop residues	Total
FR-Lam	2012	Maize	3.8 $\pm$ 0.1	75.3	14.1	255	106	361
	2013	Winter wheat	2.6 $\pm$ 0.1	79.6	11.1	225	72	297
	2014	Maize	8.0 $\pm$ 0.4	41.1	43.7	199	130 (+115 CC)	444
	2015	Maize	2.4 $\pm$ 0.3	99.9	7.8	228	74	302
	2016	Winter wheat	2.8 $\pm$ 0.1	67.7	12.3	220	120	340
FR-Aur	2012	Winter wheat	1.0 $\pm$ 0.5	109.4	3.2	147	149	296
	2013	Rapeseed	2.1 $\pm$ 0.1	107.2	6.2	206	106	312
	2014	Winter wheat	1.3 $\pm$ 0.3	92.7	6.4	109	108	217
	2015	Barley	1.3 $\pm$ 0.1	94.7	9.0	88	67	155
	2016	Sunflower	2.1 $\pm$ 0.1	164.0	20.5	0	62	62

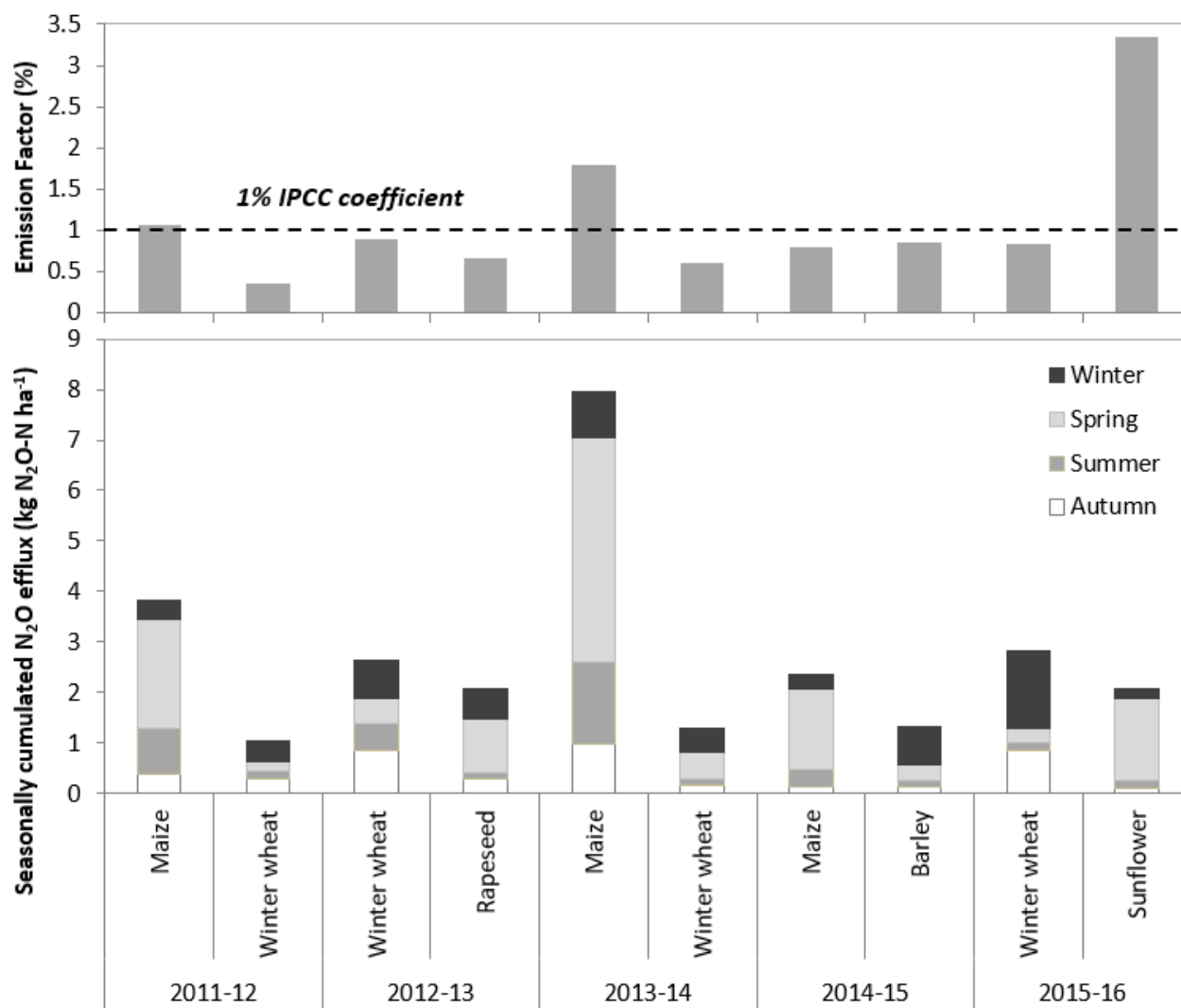


Fig. 4.4. Seasonally cumulated N_2O fluxes (lower panel) and annual emission factor (upper panel) according to year and cultivated species. For each cultivation year, the left side correspond to FR-Lam site and the right side to FR-Aur site.

3.3. Agronomical nitrogen use efficiencies versus yield-scale annual N_2O efflux

The N_2O annual budgets were compared to the N surplus (Fig. 4.5.a). On the 10 available cropping years, annual N_2O budgets increased with N surplus, ranging from 1.04 to 2.65 and from 2.66 to 7.96 kgN ha⁻¹ when N surplus ranged from -28 to 110 and from -39 to 261 kgN ha⁻¹ for winter crops and for summer crops, respectively (Fig. 4.5.a and Table 4.1). On the contrary, yield-scaled N_2O efflux showed a significant negative relationship with NUE_{agro} . Yield-scaled N_2O efflux decreased from 43.7 to 7.8 and from 9.0 to 3.2 gN kg⁻¹ N uptake when NUE_{agro} increased from 68 to 110% and from 41 to 100% for maize and winter wheat, respectively (Fig. 4.5.b).

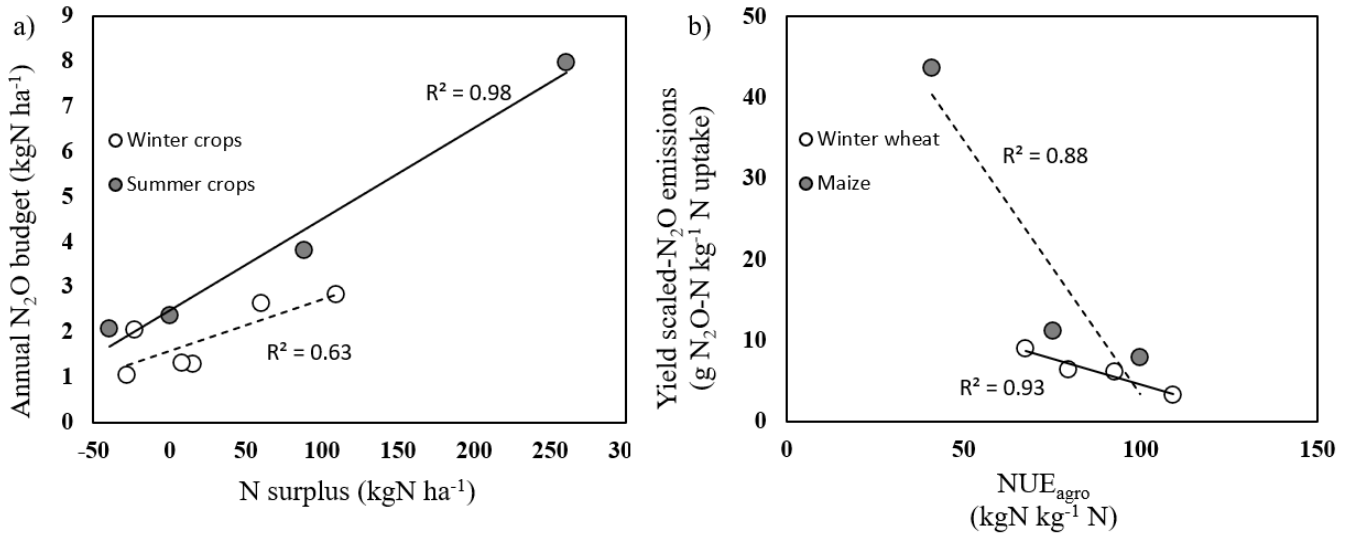


Fig. 4.5. Relationship between N surplus and annual N_2O emissions for summer and winter crops (a) and between agronomical nitrogen use efficiency (NUE, expressed as apparent recovery efficiency (in %) of applied N in kg N taken up per kg N) and (yield-scaled) N_2O emissions for maize and winter wheat crops only (b).

3.4. Management effects on N_2O budget at the FR-Lam and FR-Aur sites

The optimisation procedure described in section 2.4.5 chapter 4 lead to an optimal value of 31 days for the calculation of $Wmean$ and $GLAI_{mean}$ and of 41 for the calculation of the cumulative N_2O emissions F_{N_2O} . These values were fixed to build the relationships found in this study and the empirical model.

3.4.1. Nitrogen fertilisation and crop development

As expected, N fertilisation events modulated the intensity of N_2O emissions in function of the GLAI and the amount of water supply (R+I). The corresponding effect of a fertilisation event (either synthetic or organic) $FN_{day-fert}$ was quantified and calculated following Eq. 4.8. The formalism depends on the vegetation development and water supply:

$$\begin{aligned}
 FN_{day-fert} &= N Wmean_{31d}, \text{ if } GLAI_{mean_{31d}} < 1 \\
 FN_{day-fert} &= \frac{N Wmean_{31d}}{LAI_{31d}}, \text{ if } 1 < GLAI_{mean_{31d}} < 2 \\
 FN_{day-fert} &= \frac{N Wmean_{31d}}{2}, \text{ if } GLAI_{mean_{31d}} > 2
 \end{aligned} \tag{4.8}$$

with N representing the amount of mineral or organic nitrogen applied (in $kgN\ ha^{-1}$), $Wmean_{31d}$ and $GLAI_{mean_{31d}}$ being the mean water supply from R+I (in $mm\ d^{-1}$) and the

mean GLAI (in $m^2 m^{-2}$) from the day of N application until 30 days after, respectively. The calculated $FN_{day-fert}$ values were applied on a temporal window of 41 days. If different fertilisation events occurred in the same temporal window, the values of the $FN_{day-fert}$ components were summed. In these cases, $FN_{day-fert}$ presented in Fig. 4.6 corresponds to the average of the $FN_{day-fert}$ values over 41 days after a fertilisation event.

The relationship between the cumulated N_2O emissions over 41 days ($F_{N_2O_{41d}}$) and $FN_{day-fert}$ was found significant with a R^2 of 0.91 (Fig. 4.6).

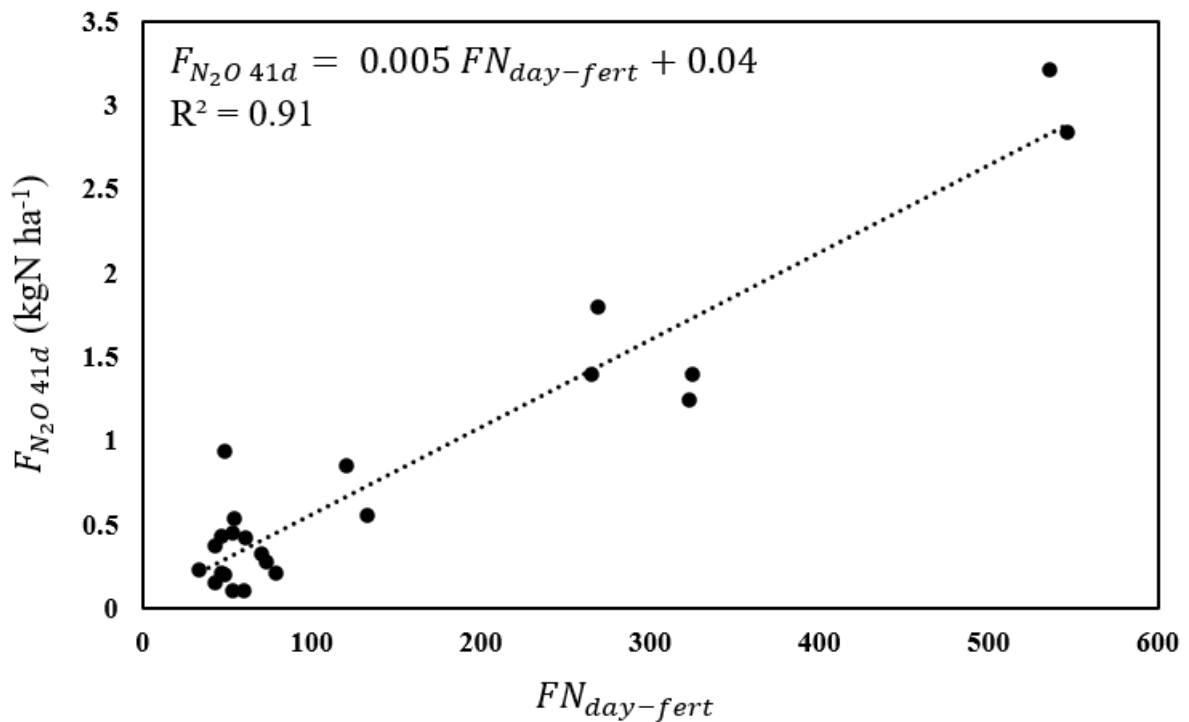


Fig. 4.6. Cumulated N_2O emissions over 41 days ($F_{N_2O_{41d}}$ in $kgN ha^{-1}$) in function of $FN_{day-fert}$ after a fertilisation event. The equation and R^2 are referring to the linear regression line in the figure.

3.4.2. Nitrogen residues and spring mineralisation

At both sites, four spring mineralisation effects on N_2O emissions were observed (3 at FR-Lam, 1 at FR-Aur) with large amount emitted in spring (Fig. 4.3) before a summer crop during periods when no field operations occurred and when vegetation was poorly developed ($GLAI < 0.05$). The assumption was that this event was due to spring mineralisation of the previous crop and/or cover crop residues and was dependent on the residues' nitrogen content (N_{res} , in $kgN ha^{-1}$) and rainfall amount. As organic matter mineralisation is highly influenced by temperature and degree days accumulation (Van Schöll et al., 1997; Delin and Engström,

2009), a test was carried out to estimate best the date or degree-day sum from which N_{res} should be taken into account.

Degree-day accumulation was defined as the cumulative value of $\frac{T_{max} + T_{min}}{2}$ from the 1st of January to the day when the spring mineralised N should be applied, with T_{max} and T_{min} as the maximum and minimum air temperature of each day (in °C), respectively. R^2 between $N_{res} Wmean_{31d}$ and $F_{N_2O\ 41d}$ was calculated at each date corresponding to the degree-day sum from 600 to 1100 °C by considering an increment of 10 °C. The optimum degree-day sum to estimate the effect of N_{res} mineralisation on N_2O emissions was found to be of 1040 °C with a R^2 of 0.85 (Fig. 4.7).

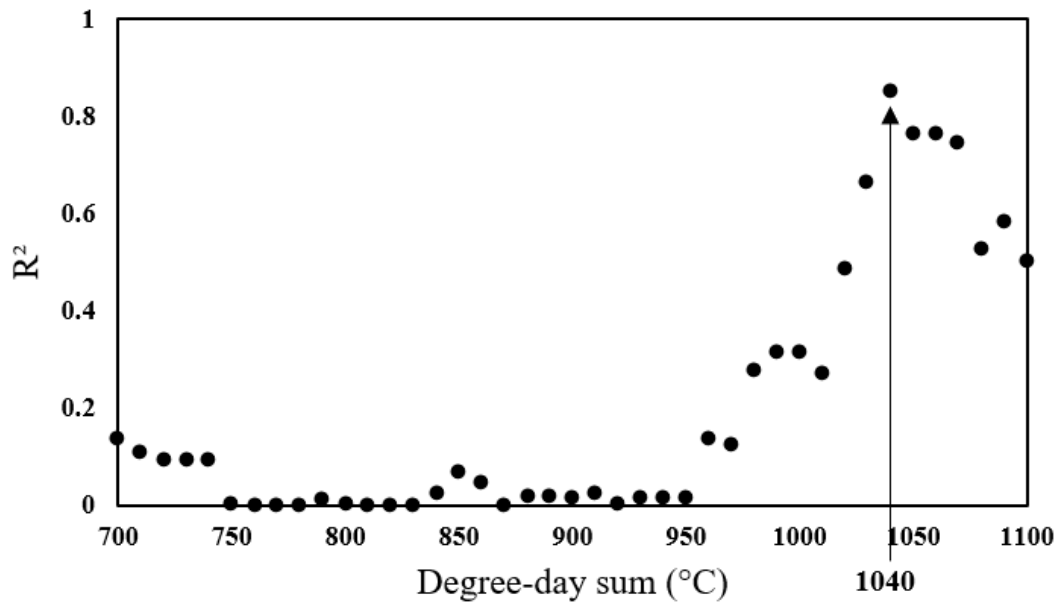


Fig. 4.7. R^2 calculated between $N_{res} Wmean_{31d}$ and $F_{N_2O\ 41d}$ in function of the degree-day sum from which applying N_{res} for the year 2012, 2014 and 2015 in FR-Lam and for the year 2016 in FR-Aur. For a degree-day sum of 1040 °C, R^2 is of 0.85.

The correlation between $N_{res} Wmean_{31d}$ calculated after a degree-day sum of 1040°C is reached and $F_{N_2O\ 41d}$ was analysed (Fig. 4.8). A linear relationship was found with a R^2 of 0.85. It should be note that N_{res} , experimentally measured, does not represent the real level of mineral nitrogen released from the residues' incorporation at the considered degree-day sum, but it allowed establishing a relationship between N_{res} and $F_{N_2O\ 41d}$.

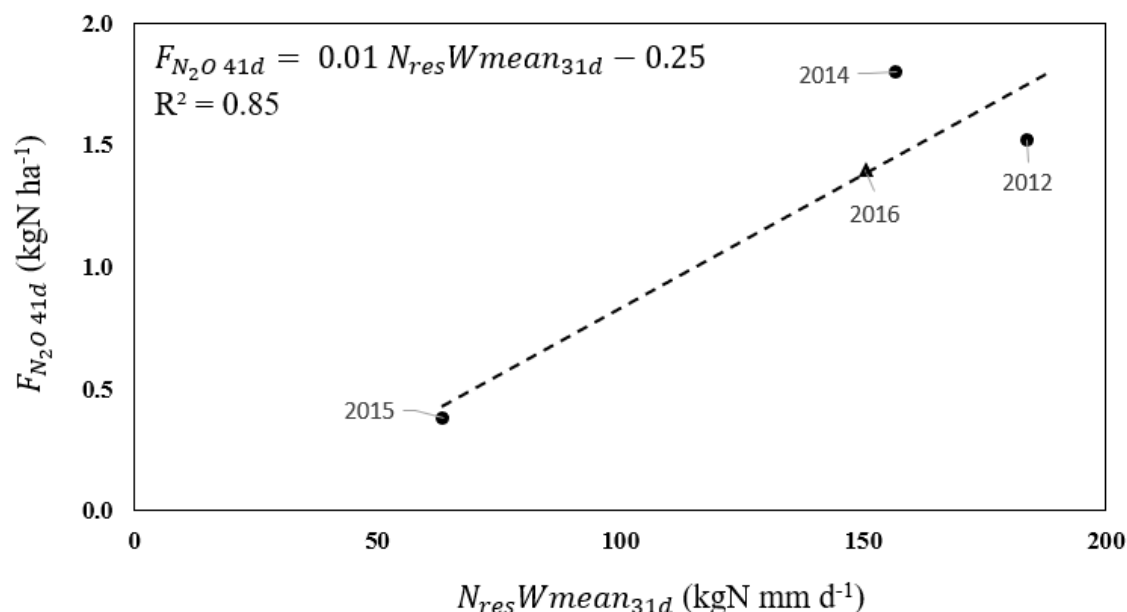


Fig. 4.8. Relation between the residual nitrogen content from the previous crop residues (N_{res} in $kgN\ ha^{-1}$) weighed by the mean waterfall over 31 days after the date determined from the 1040 degree-day accumulation starting on January the 1st ($W_{mean_{31d}}$ in $mm\ d^{-1}$) and the cumulated N_2O emissions over 41 days after that date ($F_{N_2O\ 41d}$ in $kgN\ ha^{-1}$) during a maize (FR-Lam, ●) or a sunflower (FR-Aur, ▲) cropping year. The equation and R^2 are referring to the linear regression line in the figure.

Table 4.2 summarizes the variables used to establish the relationship shown in Fig. 4.8. N_{res} values ranged from 62 to 245 $kgN\ ha^{-1}$ at FR-Aur in 2016 and at FR-Lam in 2014, respectively, when $F_{N_2O\ 41d}$ ranged from 0.38 to 1.80 $kgN\ ha^{-1}$ at FR-Lam in 2015 and at FR-Lam in 2012, respectively. The non-linearity between N_{res} and $F_{N_2O\ 41d}$ illustrates the importance of taking into account $W_{mean_{31d}}$ that modulates the impact of N_{res} on $F_{N_2O\ 41d}$ (Fig. 4.8).

Table 4.2. Values of N_{res} , $W_{mean_{31d}}$ and $F_{N_2O\ 41d}$ during the observed spring mineralisation effect on FR-Lam and FR-Aur from the a cumulative degree-day calculation of 1040°C and the associated date. Residues + CC means that the Cover Crop nitrogen content was also included in the total nitrogen residues.

Location	FR-Lam	FR-Lam	FR-Lam	FR-Aur
Date	11/05/2012	23/04/2014	03/05/2015	27/04/2016
N_{res} ($kgN\ ha^{-1}$)	106	245 (residues + CC)	74	62
$W_{mean_{31d}}$ ($mm\ d^{-1}$)	1.48	0.75	0.86	2.43
$N_{res}\ W_{mean_{31d}}$	157	184	63	150
$F_{N_2O\ 41d}$ ($kgN\ ha^{-1}$)	1.80	1.52	0.38	1.40

3.4.3. Tillage depth

Tillage proved to have an impact on N_2O emissions depending on the depth and the mean water supply over 31 days before the operation (Fig. 4.9). Data from both sites were put together to investigate the impact of tillage on N_2O emissions and also split according to the tillage depth (more than 20 cm depth versus less than 20 cm depth). The relationship between the cumulated N_2O emissions over 41 days ($F_{N_2O_{41d}}$) following a deep tillage with the mean water supply from R+I over 31 days before such a field operation ($Wmean_{31d-before}$, in $mm\ d^{-1}$) was found significant and exponential with a R^2 of 0.99 (Fig. 4.9). On the opposite, no significant relationship was found when reduced tillage was done (Fig. 4.9).

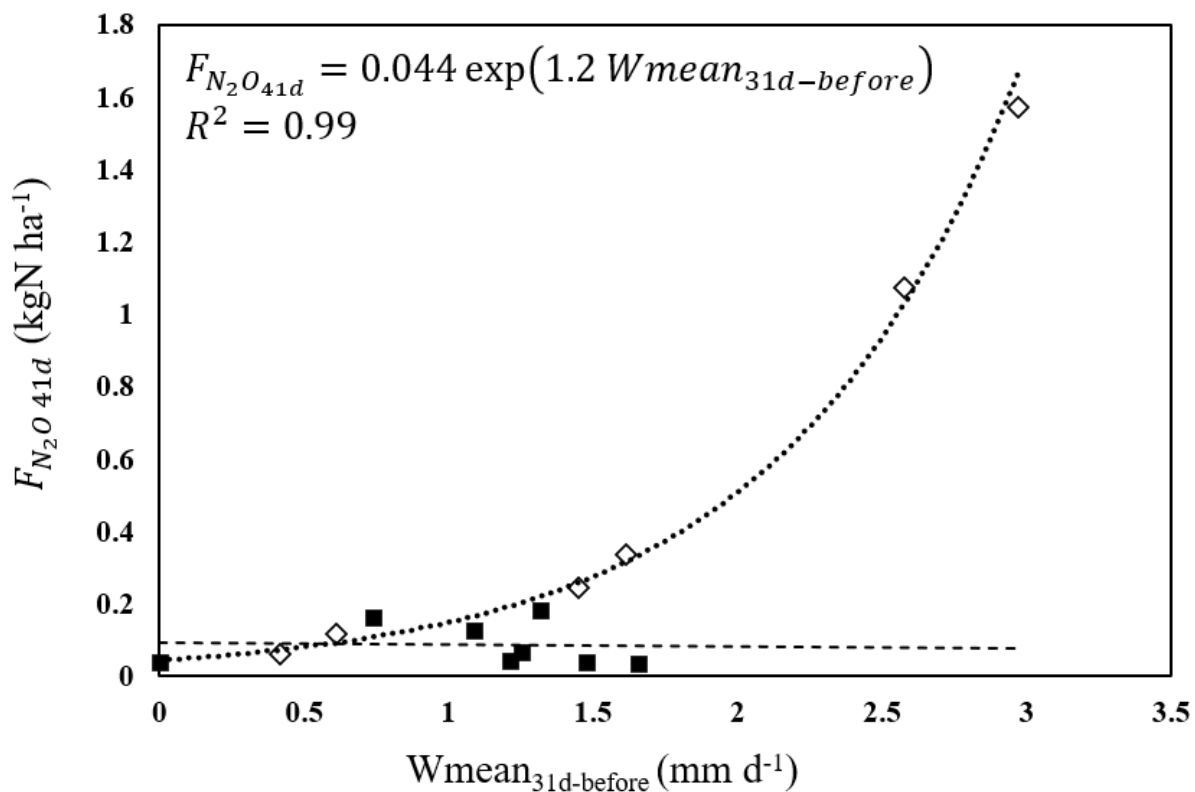


Fig. 4.9. Effect of mean rain over 31 days before a deep tillage ($Wmean_{31d-before}$ in $mm\ d^{-1}$) higher than 20 cm (■) or a reduced tillage lower than 20 cm (◇) on cumulated N_2O budget over 41 days after this tillage ($F_{N_2O_{41d}}$ in $kgN\ ha^{-1}$). The equation and R^2 are referring to the exponential regression line in the figure.

3.4.4. Empirical modelling of seasonal N_2O budget

Based on the relationship found between nitrogen fertilisation combined vegetation index and water supply with observed N_2O emissions, an empirical equation was developed to

reproduce observed seasonal N₂O budget (kgN ha⁻¹) by adding nitrogen residues and deep tillage effect following equation 9 to 12:

$$F_{N_2O \text{ season-sim}} = 0.0137 F_{N_{avg}} + 0.22 \quad (4.9)$$

$$F_{N_{avg}} = \frac{\sum_1^n (F_{N_{day-fert}} + F_{N_{day-res}} + F_{N_{day-till}})}{n} \quad (4.10)$$

where $F_{N_2O \text{ season-sim}}$ is the simulated seasonal N₂O budget, $F_{N_{avg}}$ is the average of the daily sum of the three $F_{N_{day}}$ components (defined and described hereafter) over a given season (*i.e.* three months). $F_{N_{day}}$ is a response function integrating changes in N supply, GLAI, tillage and cumulative amount of water supply from rain and irrigation (R+I). Then the formalism of the $F_{N_{day}}$ term varies according to field operation type (tillage, fertilisation or irrigation), rain and crop development (Eq. 4.8, 4.11 and 4.12). The effects of the three $F_{N_{day}}$ components were considered independently for the calculation of $F_{N_{day}}$. The calculated $F_{N_{day}}$ values were applied on a temporal window of 41 days. If different events occurred in the same temporal window, the values of the $F_{N_{day}}$ components ($F_{N_{day-fert}}$, $F_{N_{day-res}}$ and $F_{N_{day-till}}$) were summed.

$F_{N_{day-fert}}$ formalism depends on N fertilisation application rate, vegetation development and water supply and is calculated following Eq. 4.8.

In order to homogenise the effect of nitrogen residues and deep tillage on N₂O emissions according to the effect of nitrogen fertilisation, the equations showed in Fig. 4.8 and Fig. 4.9 were scaled to be equivalent to a nitrogen fertilisation effect.

Therefore, $F_{N_{day-res}}$ is calculated as follow before a summer crop when the degree-day accumulation reaches 1040 °C starting from the 1 January:

$$\begin{aligned} F_{N_{day-res}} &= 1.45 N_{res} W_{mean_{31d}} - 50, \text{ if } 1.45 N_{res} W_{mean_{31d}} > 50 \\ F_{N_{day-res}} &= 0, \text{ if } 1.45 N_{res} W_{mean_{31d}} \leq 50 \end{aligned} \quad (4.11)$$

The threshold of 50 here is used to avoid negative value of $F_{N_{day-res}}$.

In the case of a deep tillage, $F_{N_{day-till}}$ is calculated as follow:

$$F_{N_{day-till}} = 2.23 \exp[1.55 W_{mean_{31d-before}}] \quad (4.12)$$

Correlation between FN_{avg} and N_2O emissions were carried out at the seasonal scale.

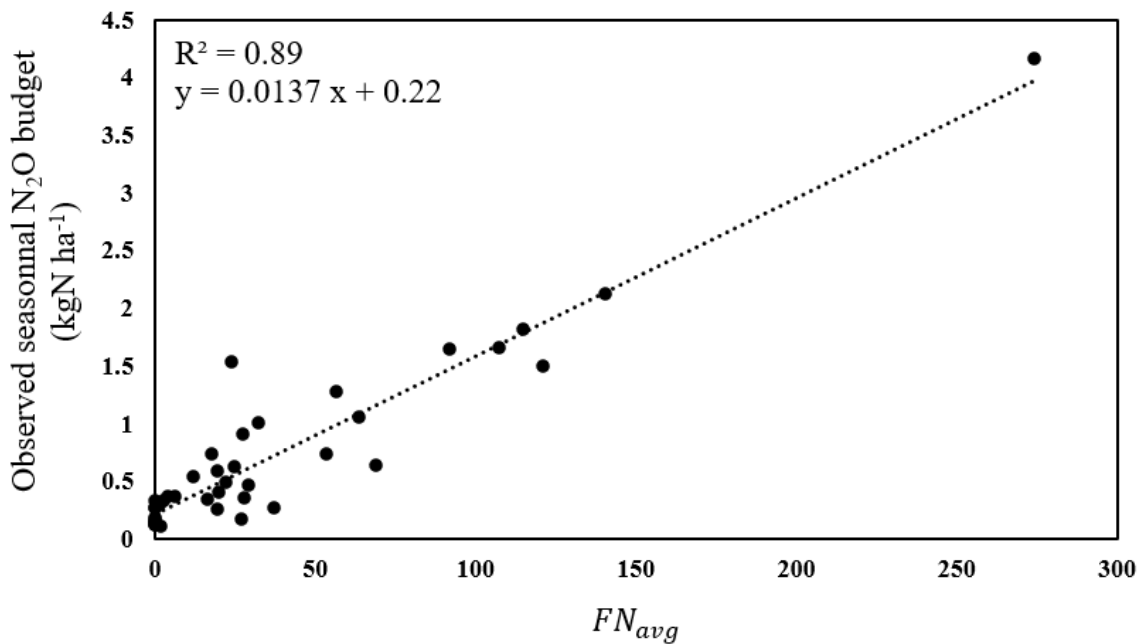


Fig. 4.10. Empirical linear relationship between the observed seasonal N_2O budget ($F_{N_2O \text{ season sim}}$ in $kgN \text{ ha}^{-1}$) and FN_{avg} (FN parameter averaged at the seasonal scale).

The linear regression and high associated R^2 score presented in Fig. 4.10 proved to well link the seasonal N_2O emissions with vegetation development, agricultural management and rainfall variability. These results lead to the empirical equation (Eq. 4.9) that simulates N_2O budgets at the seasonal scale.

3.5. N_2O budget simulation

3.5.1. Seasonal scale

The empirical equation (Eq. 4.9) presented in section 3.4.4 chapter 4 and developed using data from both sites proved to simulate well the observed N_2O seasonal budget whatever the magnitude of the monthly cumulated N_2O fluxes with R^2 scores of 0.87 and 0.92 and RMSE of 0.33 and 0.12 $kgN \text{ ha}^{-1}$ at FR-Lam and FR-Aur, respectively (Fig. 4.11), even if the sites have contrasted management and N_2O budgets ranges. Based on observations, N_2O seasonal budgets varied from 0.17 ± 0.06 to 4.17 ± 0.36 and from 0.11 ± 0.01 to $1.65 \pm 0.10 \text{ kgN ha}^{-1}$ at FR-Lam and FR-Aur, respectively. Based on simulations, they varied from 0.22 to 3.98 and from 0.22 to 1.48 $kgN \text{ ha}^{-1}$ at FR-Lam and FR-Aur, respectively. The lowest and highest simulated N_2O seasonal budgets are of the same order of magnitude when compared to the observations (Fig. 4.11).

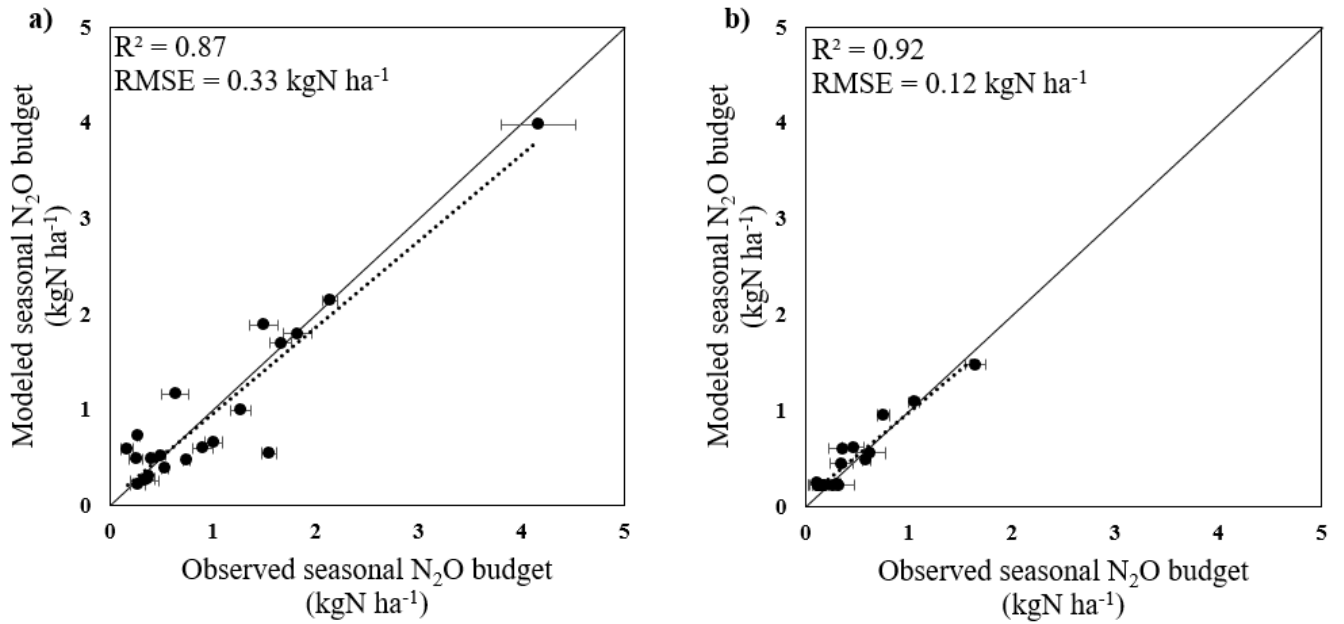


Fig. 4.11. Comparison between observed and modelled seasonal N_2O budget ($kgN\ ha^{-1}$) on FR-Lam (a) and FR-Aur (b). Linear regressions are represented by the dotted lines. Bars indicate uncertainties of the seasonal N_2O budgets calculated according to the section 2.4.3 chapter 4.

3.5.2. Annual scale: comparison with IPCC methodology

As no data were available from October to December 2011 at FR-Aur, the cropping year 2011 – 2012 at the FR-Aur site was removed from the analysis.

As expected from the previous results at the seasonal scale, estimating annual N_2O budget defined from October 1st to September 30th with the empirical model proved to be relevant. When binding data from both sites together, the empirical model reached a high R^2 score of 0.96 and a low RMSE of $0.43\ kgN\ ha^{-1}$ (Fig. 4.12. a) and estimated well the range of annual N_2O budgets. The proposed empirical model gave better results than the IPCC Tiers 1 methodology approach that predicted more scattered results with a low R^2 of 0.37 and larger RMSE of $1.56\ kgN\ ha^{-1}$ (Fig. 4.12. b).

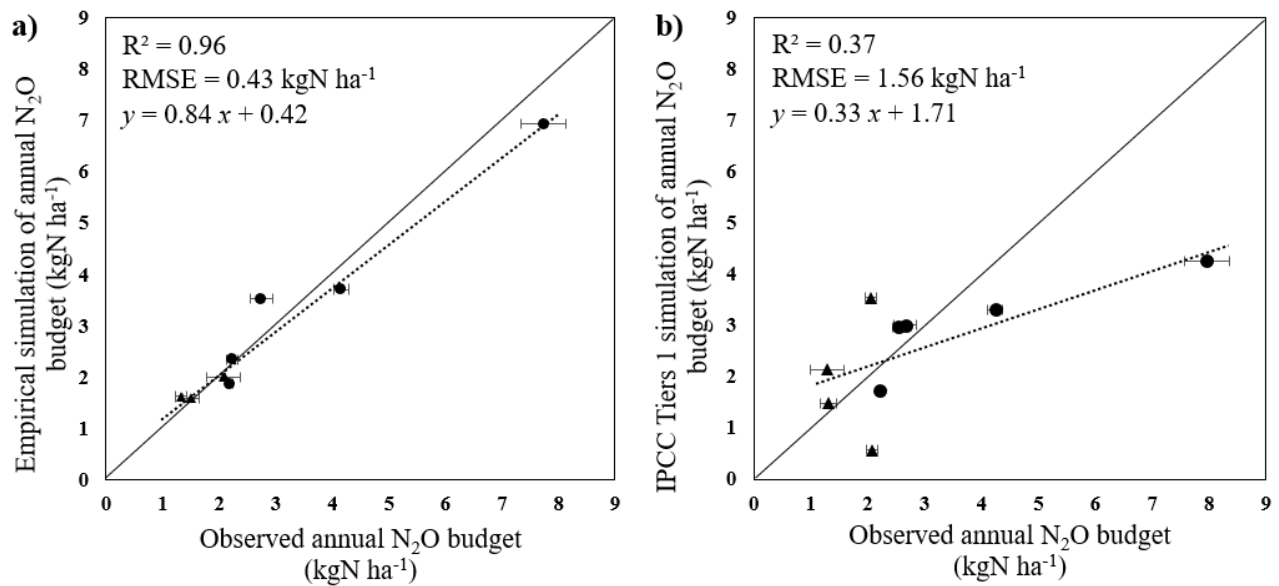


Fig. 4.12. Observed annual N_2O budgets at FR-Lam (●) and FR-Aur (▲) as a function of the empirical simulations of the annual N_2O budget (a) and of the IPCC Tiers 1 simulation (b). y represents the linear regression equations that are represented by the dotted lines. Bars indicate uncertainties of the annual N_2O budgets calculated according to the section 2.4.3 chapter 4.

4. Discussion

4.1. Effect of crop rotation on N_2O fluxes

Over the 5 cropping year's rotations, $19.6 \text{ kg } N_2O\text{-N ha}^{-1}$ were emitted at the FR-Lam site whereas only $7.8 \text{ kg } N_2O\text{-N ha}^{-1}$ were emitted at the FR-Aur site. The higher 5-years N_2O budget observed at FR-Lam compared to FR-Aur (Table 4.1) may partly be explained by crop rotations and differences in agricultural practice. Maize, that was grown over three cropping years at FR-Lam, proved to be a high emitting crop compared to the others. Indeed, due to its specific rapid growth which obstructs most technical operations because of important vegetation height, farmers usually apply the N plant requirements once or twice over a short time period at the very beginning of its growing season when the plants N demand is very low compared to its phenological stage. This, combined with irrigation and/or high rainfall events produced optimal conditions for denitrification to happen and therefore important N_2O emissions. For example, the large emissions that were observed in June 2012, 2014 and 2015 at the FR-Lam site followed nitrogen fertilisation of 110, 174 and 210 kgN , respectively. They also correspond to low vegetation development in May with LAI of 0.2, 0.02 and 0.06 $\text{m}^2 \text{ m}^{-2}$, medium LAI development in June with values of 1.3, 0.3 and 2.1 $\text{m}^2 \text{ m}^{-2}$ in 2012, 2014 and

2015 and multiple irrigation events. Moreover, at FR-Lam, before the sowing of maize, spring mineralisation occurred during long bare soil periods, increasing soil mineral N availability for other processes than crop production. Wagner-Riddle et al. (1997) also showed that spring season was the main contributor of annual N₂O emissions from barley, soybean, canola and corn crops sowed in May due to spring thawing with monthly emissions that can reach 3 kgN ha⁻¹.

Winter crop periods also proved to be more emissive at FR-Lam compared to FR-Aur (Fig. 4.4). These differences between both sites can be explained by the fact that in autumn before winter crop were sown, no deep tillage occurred at the FR-Aur site in contrast to the FR-Lam site. Mutegi et al. (2010) had the same results from a Danish crop site during a winter barley cultivation with higher N₂O emissions after conventional tillage in comparison to reduce and no till in autumn. Also, high amount of N fertilisation was applied at the FR-Lam site in September 2013 (110 kgN ha⁻¹) and 2016 (120 kgN ha⁻¹) before winter wheat crop was sown causing large N₂O emissions (Fig. 4.3). On the opposite, at the FR-Aur site, N fertilisation was split and applied throughout the vegetation period with lower amounts (ranging from 40 to 82 kgN) compared to FR-Lam. Also, vegetation was already well developed at FR-Aur during N applications with LAI ranging from 0.52 to 6.2 m² m⁻².

Except for the 2013 – 2014 maize crop at FR-Lam, values of N₂O annual budgets at our sites were in the range of those obtained by Loubet et al. (2011) in their long-term experiment in northern France, where values of N₂O budgets were of 0.8, 1.5 and 3.0 kgN ha⁻¹ yr⁻¹ during winter wheat, barley and maize cropping, respectively. Their winter crops budgets were close to those obtained at FR-Aur and their maize crop budget is similar to our 2014 – 2015 maize budget. These results tend to show that maize cropping years have a higher risk of large N₂O budgets compared to winter crops. Also, this comparison tends to show that the N₂O emissions that were observed for the 2013 – 2014 maize crop at FR-Lam were exceptional.

Two kind of key drivers modulating seasonal N₂O emissions were identified at different time scales in this study: medium term key drivers (N crop residues) and short-term key drivers (tillage, fertilisation, presence of vegetation, rain and irrigation). Among all the key drivers identified in this study, rain and irrigation, which control soil water content and soil O₂ concentration, proved to be the most important, the other ones having an effect on N₂O fluxes only when combined with these two ones. These variables were also recognised as the main key driver in a managed irrigated and fertilised eucalyptus forest in Australia (Martins et al., 2015). Skiba and Smith (2000) also showed that the IPCC methodology uncertainties in

estimating N₂O budgets can only be alleviated by including rainfall and water filled pore space into the budget equation.

4.1.1. Residual nitrogen and spring mineralisation impact on spring N₂O efflux: effect of crop type

This study highlighted and quantified for the first time the impact of previous crop or winter cover crop residues and related spring mineralised N on N₂O efflux (Fig. 4.8). Based on the 10 crop-years measurements, it clearly appeared that large emissions occurred before a summer crop (maize or sunflower) during the spring season when the soil was bare or when the vegetation was little developed in April/May. Spring was the period which contributed the most significantly to the annual N₂O budgets for summer cropping year (from 50 % to 80 %). The magnitude of the N₂O emissions was highly correlated with the amount of residual nitrogen released from the previous crop combined with the amount of precipitations during the month following the date when a cumulative temperature of 1040°C is reached from the 1 January (Fig. 4.8). N₂O emissions were really low in Spring 2015 at FR-Lam compared to 2012 and 2014 in FR-Lam and compared to 2016 at FR-Aur while N residues were similar to those from the FR-Aur site in 2016 (Table 4.2). The main difference between those two cropping years was the rainfall: indeed, over the considered periods, the rainfall was of 102 mm at FR-Aur in 2016 when it was only of 12 mm at FR-Lam in 2015.

The absence of such significant spring emissions when winter crop was cultivated suggests that the presence of well-developed vegetation helped to reduce the N losses to the environment, as nitrate leaching but also as N₂O production and emission. Plants' roots (rapeseed, wheat or barley) were able to valorise the mineral nitrogen compounds by extracting soil mineral nitrogen progressively released over the spring mineralisation period (Mackay and Barber, 1986), thus preventing their access to bacteria that can produce N₂O. If nitrogen supply amount and crop requirements are not well synchronized over the spring period, NUE would be low and enhance losses of soil N surplus to the environment (Van Eerd et al., 2018) partly as potential important N₂O emissions if the amount of rain and/or irrigation allows it. The negative correlation observed for maize between total produced biomass and annual N₂O budget per unit of N input (fertilizer + residues) on FR-Lam site typically corroborates that finding. In our case, an increasing soil N availability did not boost the maize biomass production but favoured N₂O production. This phenomenon was also particularly observed during the sunflower cropping year. Despite the fact that sunflower did not receive nitrogen fertilisation

and that the amount of the previous crop residues' nitrogen was the lowest, important N₂O fluxes were recorded during May 2016 spring period before which the amount of precipitation was also one of the highest recorded over the study period. Those results highlight the importance and the need to take into account the water effect during the spring season on potential N₂O fluxes and may reconsider the classic existing inventory approach. In that case, the IPCC Tiers 1 methodology based on the total nitrogen input only strongly underestimated the annual N₂O budget of summer cropping year as it does not take into account the meteorological variabilities that influence the N cycling and related mineralisation. Beside that inventory issue, our results highlighted the need to manage crop establishment more adequately with the soil N offer to improve NUE and crop yield and reduce N losses via N₂O production as shown in our study, especially for summer crop. Moreover, the intensity with which previous residual nitrogen is mineralized during the next spring cropping year would vary according to the residual C input amount. Mary et al. (2020) found a high correlation between the mineralization rate of organic matter and the amount of residual C inputs whatever the crop. Based on that recent finding we looked at the potential effect of the amount of C input (kgC ha⁻¹) from previous and/or intercrop cover residues on the following spring N₂O fluxes preceding a summer crop. We found a positive correlation (on only four points, data not shown) between the amount of residual carbon and spring N₂O fluxes. That positive correlation was also found with an increasing amount of residual nitrogen (Fig. 4.8). *In situ*, denitrification rates depend greatly on the availability of labile carbon compounds in soil and plant residues represent the main inputs of carbon contents to agricultural soils (Senbayram, et al. 2012). Knowing the quantity of C incorporated into the soil after harvest is a key driver of mineralisation (Mary et al. 2020) and would help to predict the potential mineralisation rate and anticipate the mineral nitrogen availability for the following spring season and adapt the agricultural practices accordingly. Spring mineralisation effect indirectly witnessed via high spring N₂O budget on both sites in May before a summer crop was in accordance with the results of Honeycutt and Potaro (1990) who found that plant nitrogen residues from a previous crop harvested in July were mineralised around May of the next cropping year in the New England region (USA).

4.1.2. Autumn N₂O flux intensity explained by the tillage depth combined with the previous mean water supply

Tillage deeper than 20 cm depth combined with rainy and wet conditions before the operation proved to impact N₂O emissions ($R^2 = 0.99$), which intensity depended on the

previous mean water from R+I. Deep tillage was mainly operated during the second part of autumn, preceding a summer cropping year. Such operations are done to prepare the soil and benefit from mechanical action of winter frost on clay soil. These results are in accordance with those from Tian et al. (2012) and Chatskikh et al. (2008) who showed an increase in N₂O fluxes after a deep tillage of 40 and 20 cm after, respectively for each study, when compared to no-till after a rain of 70 and 40 mm during the month preceding the tillage, respectively. A first underlying hypothesis to explain the following N₂O emission is that N₂O production occurred deeper into the soil than 20 cm on our sites, where the soil layer is more compacted and, combined with the duration of the supplying water from R+I, favoured the creation of anaerobic conditions for denitrification process. The deep tillage operation provoked a destruction of the soil layer that can favour the diffusion of N₂O from deep layers to the surface. Moreover, the absence of increased N₂O fluxes observed mainly at FR-Aur after a superficial tillage could be attributed to an increased physical protection of the deeper layer and which could result *in fine* to a lower organic matter decomposition (Balesdent et al., 2000), or to smaller C inputs (and available labile carbon compounds) due to the absence of mechanical incorporation of crop residues (Mary et al., 2020; Senbayram et al., 2012) over years in the deeper layer where denitrification activity and subsequent N₂O production mostly occur. This hypothesis is consistent with the study of Müller et al. (2004) who showed that N₂O production in a temperate grassland occurred between 20 to 50 cm depth. However, a second underlying hypothesis to explain increased N₂O emissions after deep tillage is that the resulted soil disturbance increased soil aeration and decomposition rate that led to more substrates (dissolved organic carbon, ammonium, nitrate, ...) released into the soil that stimulate nitrification and denitrification (Li et al. 2010).

4.1.3. Irrigation effect

Timing of irrigation combined together with high nitrogen availability (from residues and/or fertilizer) clearly enhanced high N₂O emissions during spring and summer time, especially from June to the end of July and to a lesser extent in August. In southwestern France, the climate is submitted to Mediterranean influence. Thus, precipitation during summer period, when the highest temperatures occur, is scarce, and most classic maize crops management, e.g. sowing in the middle of spring, requires irrigation to achieve worthwhile yields. Several studies reported irrigation effect on N₂O emissions in semi-arid/arid region (Aguilera et al., 2013, Sanz-Cobena et al., 2017, Yang et al., 2019b) and pointed out that irrigation optimisation represent an important tool to mitigate N₂O fluxes from irrigated fields in these regions from 40 to 70%.

Aguilera et al. (2013) on their meta-analysis of studies from multiple countries with a Mediterranean climate showed N₂O fluxes variation from 1.2 ± 1.0 (low water irrigation) to 4.0 ± 2.6 (high water irrigation) kgN ha⁻¹ yr⁻¹ from these studies. Yang et al. (2019b) found the same range in their results from a potato field in Inner Mongolia, China with fluxes from 1.5 ± 0.2 (sprinkler irrigation) to 4.3 ± 0.3 (flooded irrigation) kgN ha⁻¹ yr⁻¹.

As expected, high soil N level combined with high water level due to irrigation enhanced N₂O emissions from 0.1 ± 0.1 to 2.9 ± 0.3 kgN ha⁻¹ month⁻¹ for August 2015 and June 2014 maize cropping year respectively on FR-Lam site. Moreover, Bergstermann et al. (2011) in a laboratory experiment showed that antecedent soil moisture before an irrigation operation influenced N₂O efflux from an arable soil. Rewetting dry soil increased the emissions of N₂O as compared to wetting a moist soil which may be due to several (interacting) processes : an increase in C and N substrate availability (Ruser et al. 2006; Bergstermann et al., 2011) with associated respiratory O₂ consumption, microbial stress (Kieft et al., 1987; Fierer and Schimel, 2003), soil organic matter exposure by physical disruption of aggregates (Goebel et al., 2005) and a reduction of diffusional constraints (Schjønning et al., 2003).

4.2. Fertilisation effect on N₂O emission depends on N-use efficiency: NUE_{agro} versus yield-scaled N₂O efflux

Studies on GHG emissions and agronomical N use efficiencies should not be disconnected as both are closely related to fertilization and soil management. Some efforts to link both points of view and find consensus to reach an agronomical and an environmental compromise should be made. Van Groenigen et al. (2010) introduced the concept of linking agronomic productivity to environmental sustainability in looking and focusing on the relationship between N₂O efflux and crop productivity like the amount of N₂O-N emitted per kg of aboveground N-crop absorbed, denoted as 'yield-scaled' N₂O efflux. Consistently with the previous meta-analysis of Van Groenigen et al. (2010), a positive relation between N surplus and annual N₂O budgets and negative relation between N use efficiency and yield-scaled N₂O efflux were found on both sites of our study. An increase in N₂O efflux when N applied or available exceeds N crop demand is a common response that has been observed in a few field studies (Bouwman et al., 2002; Grant et al., 2006; Van Groenigen et al. 2010). It is interesting to note here that within the range of a N surplus of approximately 90 kg ha⁻¹ to a deficit N surplus of approximately -8 kg ha⁻¹, annual N₂O efflux ha⁻¹ were lower for winter crops than for summer crops. This underlines the capacity for winter crops to take up the progressively

mineralized nitrogen and valorise with more efficiency than summer crops the moderate rates of applied N during their growing season. The regression line in Fig. 4.5.b, showing a linear negative relation between NUE and yield-scale N₂O efflux, is based on only three points for maize and winter wheat. The strong fit of the regression equations should not therefore be over-emphasized. However, this trend is an indication that agronomic aims of increasing fertilizer N use efficiency may cohabit with GHG efficiency by reducing N₂O fluxes. The N loss partly as N₂O efflux in the detriment of agronomical performances was especially important for maize 2014 and winter wheat 2016 at the FR-Lam site. For winter wheat 2016, although well developed ($LAI > 2 \text{ m}^2/\text{m}^2$) when N fertilisation was applied and given the fact that the most contributed period to the annual N₂O budget for that crop species was winter time, those results suggest that either the offer exceeded the demand, or the process of plant N uptake was in competition with N₂O production processes with the soil moisture conditions being in favour of N₂O fluxes during the following month of this technical operation. In conclusion, a portion of available mineral nitrogen has been transformed into N₂O and not valorised by the plant.

Considering maize cropping years, and given the high contribution of the spring period to the annual N₂O budget, the stronger negative relation between both N use efficiency and yield-scaled N₂O efflux supported the need to improve and to optimise the synchronisation of summer crop seeding and development with spring soil N offer. Maize 2014 was a special high emitting cropping year, mostly because of very important monthly N₂O efflux during spring and summer compared to other years. This exceptional emission could result from very concomitant factors favourable to N₂O production processes: important spring mineralized nitrogen higher than other years (due to previous winter cover crop incorporation), application of a high amount of nitrogen fertilisation at a very early stage of development ($LAI < 0.5 \text{ m}^2/\text{m}^2$) and a high water amount from rain and irrigation. Timing of summer crop sowing together with adequate N application, at a LAI stage higher than $1 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ for example, may help to increase mineral-N (from fertilizer and spring mineralisation) use efficiency and by the way reduce N₂O efflux and any other way of N losses (Van Groenigen et al., 2010; Quemada et al. 2013). In our study based on the only 6 available cropping years, we were not able to quantify at which levels of N application the yield scaled N₂O efflux would be the smallest either for maize or winter wheat as Van Groenigen et al. (2010) did.

Finally, in opposition with the IPCC Tiers 1 approach, an increase of annual N_{input} does not automatically lead to an increase of N₂O annual budget (Table 4.1). Thus, on annual scale, considering N-surplus instead of total N_{input} sounds more precise to improve inventory

methodology. N-surplus is a variable which integrates effect of total N_{input} together with agricultural practices and meteorological variability which both influence the crop N use efficiency.

4.3. Towards an improved N₂O budget estimation

The new methodology proposed in this study to estimate N₂O budget proved to be really effective on our sites with very good statistical scores at both seasonal and annual scale. It also showed an important improvement when compared to the IPCC Tiers 1 methodology with more precise estimation (Fig. 4.12). Even if the Tiers 1 has the benefit to be easy to use, it has a critical lack of accuracy. Our methodology is a compromise between both as it needs really few input variables (LAI, maximum and minimum daily temperature, daily water from R+I and technical operations) that can be easily obtained when compared to other mechanistic models and has the advantage to be quite accurate. The chosen simulation's input variables made possible the generalisation of this empirical model. However, this methodology based on an empirical approach specifically developed for southwestern France conditions needs to be tested on other locations under contrasted soil characteristics, climate and agricultural practices conditions. For example, thawing has been reported to have an important impact on N₂O emissions from temperate agro-ecosystem (Müller et al., 2002; Wang et al., 2016). Snow cover or soil freezing is really scarce in Southwestern France; thus, this potential effect has not been quantified in our study quantifying this effect in the model can help to improve it.

Furthermore, to approach territorial scale inventories, this methodology offers new perspectives by taking advantage of high spatial and temporal remote sensing products (large scale land use and LAI maps) together with regional statistical management data and SAFRAN meteorological data to enrich, make easier and re-fine existing national methodology inventories (Fieuzal et al. Submitted, IPCC 2006) of croplands specifically.

Conclusion

This study, based on a long and continuous time series of N₂O fluxes (10 cropping years), identified different variables affecting N₂O efflux and quantified for the first time their effect more precisely. From the seasonal scale analysis, reduced tillage and crop residues management combined with water from rain and irrigation revealed a large potential for reducing net GHG efflux.

Moreover, a model using these different variables was developed to quantify N₂O seasonal and annual budget at the plot scale. Based on obtained results, this study leads to the conclusion that on our sites (i) water from R+I was the most important variable influencing N₂O fluxes ; (ii) when combined with water from R+I, nitrogen residues mineralisation during a summer crop cultivation year and deep tillage mostly during autumn have an important impact on N₂O fluxes ; (iii) and the model we developed which takes into account water from RI, fertilisation, crop development, spring mineralisation and deep tillage gave far better results than the IPCC Tiers 1 methodology. We think that this empirical model may not be site specific and could be used on other crop fields to estimate N₂O seasonal or annual budget. Testing this approach on different sites will help to validate it.

Acknowledgement

Data acquisition at FR-Lam and FR-Aur are mainly funded by the Institut National des Sciences de l'Univers (INSU) through the ICOS and OSR SW observatories. Facilities and staff are funded and supported by the Observatoire Midi-Pyrénées, the University Paul Sabatier of Toulouse, CNRS (Centre National de la Recherche Scientifique), CNES (Centre National d'Etude Spatial), INRAe (Institut National de Recherche en Agronomie et Environnement) and IRD (Institut de Recherche pour le Développement). Special thanks to Mr. Andréoni (farmer) and to the Ecole d'Ingénieurs de Purpan for accommodating our measurement devices in their respective fields at FR-Aur and FR-Lam.

Chapitre 5.

Comparaison des émissions de N₂O de deux sites africains aux gestions et climats contrastés

Contexte et résumé de l'étude

L'étude présentée dans ce chapitre 5 a pour but d'enrichir les connaissances sur les émissions de N₂O en Afrique, souvent méconnues ou peu documentées dans la littérature. Deux sites d'étude aux gestions et climats contrastés ont fait l'objet de campagnes ponctuelles de mesures pour l'estimation des flux de N₂O et l'analyse des facteurs d'influence (variabilité météorologique, pratiques agricoles) : Dahra avec un climat semi-aride utilisé pour le pastoralisme et Mbita avec un climat équatorial regroupant plusieurs parcelles agricoles cultivées annuellement. J'ai aussi enrichi le jeu de données avec un exercice de modélisation sur le site de Dahra avec le modèle STEP-GENDEC dans lequel j'ai rajouté un module simulant les émissions de N₂O (extrait de DNDC). Le jeu de données disponible sur les sites africains étant très restreints, tant au niveau des variables explicatives et des mesures de N₂O (23 et 17 mesures disponible sur les régions de Dahra et Mbita, respectivement, mais néanmoins conséquent au regard de la rareté des mesures des émissions de N₂O sur le continent), il ne m'a été malheureusement pas possible d'utiliser les mêmes outils que ceux développés sur les deux sites français dans les chapitres 3 et 4.

Les émissions de N₂O sont plus élevées sur les sites agricoles de Mbita avec une gamme de variation allant de 0.0 ± 0.0 à $42.1 \pm 10.7 \text{ ngN m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ que sur le site de Dahra où les valeurs sont comprises entre 0.3 ± 0 et $7.4 \pm 6.5 \text{ ngN m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ pour les émissions mesurées et entre 0.1 et $15.9 \text{ ngN m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ pour les émissions modélisées. A l'échelle journalière, je n'ai pas réussi à mettre en avant des relations entre les émissions de N₂O et les contenus en eau et en nitrate des sols sur les deux régions. En revanche, à l'échelle de la saison, ces deux variables ont un impact sur les émissions et représentent les facteurs de contrôle des émissions de N₂O les plus importants. A cette échelle, les émissions de N₂O sont plus élevées sur Mbita en raison d'une pression anthropique plus forte avec apport de fertilisation azotée. L'exercice de modélisation réalisé sur le site de Dahra a mis en avant la particularité des sites semi-arides vis-à-vis des émissions de N₂O par rapport à des sites situés en milieu tempéré.

Les résultats que nous avons obtenus par le biais des observations et des simulations ont permis d'estimer un bilan N₂O de 0.3 ± 0.1 et $2.4 \pm 0.9 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ pour les régions de

Dahra et Mbita, respectivement. A l'échelle des superficies couvertes par les écosystèmes de savanes/prairies et des surfaces agricoles du continent africain, on peut estimer un bilan annuel des émissions de N₂O de ces surfaces de 0.3 ± 0.1 et de 1.2 ± 0.4 TgN an⁻¹ respectivement. Au vu de ces résultats, il semble que même si les savanes/prairies couvrent une superficie plus importante, les émissions de N₂O qui en sont issues sont quatre fois inférieures à celles émises par les surfaces agricoles en Afrique. Les résultats présentés dans ce chapitre ont fait l'objet d'un article qui est entré dans sa seconde phase d'étude dans le journal « Sustainability » en septembre 2020.

Understanding N₂O emissions in African ecosystems: assessments from a semi-arid savanna grassland in Senegal and sub-tropical agricultural fields in Kenya

Laurent Bigaignon, Claire Delon, Ousmane Ndiaye, Corinne Galy-Lacaux, Dominique Serça, Frédéric Guérin, Tiphaine Tallec, Lutz Merbold, Torbern Tagesson, Rasmus Fensholt, Sylvain André and Sylvain Galliau

Abstract:

This study is based on the analysis of field measured nitrous oxide (N₂O) emissions from a Sahelian semi-arid grassland site in Senegal (Dahra), tropical humid agricultural plots in Kenya (Mbita region) and simulations using the STEP-GENDEC-N₂O model in Dahra. This study aims at improving present knowledge and inventories of N₂O emissions from the African continent. N₂O emissions were larger at the agricultural sites in the Mbita region (range: 0.0 ± 0.0 to 42.1 ± 10.7 ngN m⁻² s⁻¹) than at the Dahra site (range: 0.3 ± 0 to 7.4 ± 6.5 ngN m⁻² s⁻¹). Soil water and nitrate (NO₃⁻) contents appeared to be the most important drivers of N₂O emissions in Dahra at the seasonal scale in both regions. The seasonal pattern of modelled N₂O emissions is well represented, though the model performed better during the rainy season than between the rainy and dry seasons. This study highlighted that the water-filled pore space threshold recognised as a trigger for N₂O emissions should be reconsidered for semi-arid ecosystems. Based on both measurements and simulated results, an annual N₂O budget was estimated for African savanna/grassland and agricultural land ranging between 0.17 - 0.26 and 1.15 - 1.20 TgN per year, respectively.

Keywords:

nitrogen; GHG; chambers; modelling; tropical ecosystems

1. Introduction

Nitrous oxide (N₂O) is a powerful and long-lived greenhouse gas (GHG) with a high global warming potential (Stocker et al., 2014; Butterbach-Bahl et al., 2013) and contributes to stratospheric ozone (O₃) depletion (Ravishankara et al., 2009). The atmospheric N₂O concentrations have increased since around 1960 mainly due to an intensive use of synthetic nitrogen (N) fertilizers and thus leading enhanced N₂O emissions from soils (Zheng et al., 2019;

Davidson et al., 2009). The formation of N_2O in soils is due to multiple biological and physical-chemical processes such as nitrification, denitrification, nitrifier-denitrification, chemo-denitrification, chemical decomposition of hydroxylamine and co-denitrification with nitric oxide (NO) (Butterbach-Bahl et al., 2013). Nitrification and denitrification are considered as the major processes of N_2O production in soils (Robertson et al., 1987; Bouwman et al., 1996). Nitrification occurs in aerobic conditions and leads to the oxidation of ammonium (NH_4^+) into nitrate (NO_3^-) with N_2O as a by-product of this reaction while denitrification is an anaerobic process that reduces NO_3^- and can lead to N_2O production in function of the environmental conditions, N_2 being the final product if denitrification is complete. The most important factors which modulate N_2O production magnitude in soils are soil water content, NH_4^+ , NO_3^- , organic matter, oxygen availability, temperature and pH (Hénault et al., 2005; Li et al., 2000; Parsons et al., 1993). Those key drivers are influenced by anthropogenic actions such as agricultural management (Kim et al., 2016) like *e.g.* crop species, tillage (Sheehy et al., 2013), quantity and form of N input (Hickman et al., 2015), soil compaction (Ball et al., 1999) and irrigation (Franco-Luesma et al., 2019). The climate characteristics, meteorological variability (temperature, rainfall, drought) and atmospheric N deposition modulate the intensity in which the key drivers affect N_2O production and associated N_2O emissions.

The study of N_2O emission processes and key drivers has primarily been focused on temperate areas. In contrast, N_2O emissions in Sub-Saharan Africa (SSA) remains relatively poorly understood with only a limited number of studies, and the need for further investigations as this region has considerable impact on the global GHG budget (Kim et al., 2016; Thompson et al., 2014; Valentini et al., 2014; Butterbach-Bahl et al., 2020). Restrictions for the scarcity of in-field observations are partly related to the difficulty in implementing measurement field campaigns in remote locations with little infrastructure. This is particularly the case for savanna ecosystem that represents more than 40 % of the total area in Africa (Wachiye et al., 2020; Scholes et al., 1997). Soil water content of savannas in semi-arid climate are considered to be too low to trigger denitrification and N_2O emissions. However, Zaady et al. (2013) suggested that denitrification can occur at lower water content in dry ecosystems where microbial activity can be very strong following a rainfall event and large enough to deplete O_2 concentrations in soil and allow denitrification activity to increase. Their study also showed that the potential of denitrification increases when site average annual rainfall decreases, indicating that denitrification can be an important component in arid areas even with low Water-Filled Pore Space (WFPS). This feature could be a derivative of the ‘Birch’ effect corresponding to a

sudden pulse-like event of rapidly increasing N₂O emissions from soils under seasonally dry climates in response to rewetting after long dry season (Jarvis et al., 2007). This N₂O pulse is induced by a quick mineralisation of C and N of dead organic matter (microbes, animals, plants) that has been accumulated during the dry season after rewetting and results in a pulse in microbial activity causing emissions that can exceed the ones from a permanently moist soil (Borken et al., 2009), mineralized N being available for nitrifiers and denitrifiers.

Farming systems in SSA are composed of 80% of smallholder farms (farm size < 10 ha), with low N application as organic and/or synthetic fertiliser (Altieri et al., 2008; Pelster et al., 2017) and thus completely different from the highly intensified larger agricultural production system found in the temperate zones in developing countries. In some countries such as Burkina Faso, farmers receive support from governments or aid organisations for the use of mineral N fertiliser in order to boost crop production (Brümmer et al., 2008). N₂O emissions from the African agricultural sector are considered to represent approximately 6% of the global anthropogenic N₂O emissions (Hickman et al., 2011). However, agricultural activity in Africa has quickly developed over the last two decades, involving an increasing use of synthetic N, while still remaining low compared to other regions of the world (Brümmer et al., 2008). Projections for the period 2000 – 2050 based on the four Millennium Ecosystem Assessment (MEA) scenarios coupled with the spatially explicit Integrated Model to Assess the Global Environment (IMAGE) (Bouwman et al., 2013), predict an increase of N use and land use change (conversion of forests/grassland into agricultural field) expected to cause a significant rise in N₂O emissions from the African agricultural sector by 2050 when compared to 2010, corresponding to an increase of 0.5 to 0.8 TgN yr⁻¹ (Hickman et al., 2011; Kim et al., 2015). This increase in soil N availability can therefore lead to substantially higher N₂O emissions than those in low N farming systems (Davidson et al., 2009). In addition, a recent study predicted an increase in N₂O emissions from agriculture in SSA if currently existing yield gaps are being closed and that it might result in a doubling of the currently anthropogenic N₂O emissions (Leitner et al., 2020). Moreover, the current acceleration of savannas conversion to cropland may increase N₂O emissions from these lands in the future (Kim et al., 2016; Gütlein et al., 2018).

N₂O emission reduction is considered as a way to mitigate climate change, in particular in the agricultural sector (IPCC, 2019), but assessing the weight of N₂O emissions from African crops in the global N₂O emission burden is very difficult. Kim et al. (2015) made a synthesis of available data on GHG emissions (CO₂, CH₄ and N₂O) from natural ecosystems and

agricultural lands in SSA and reported considerable research gaps for the continent, an observation shared by Pelster et al. (2017) and Leitner et al. (2020).

This study aims at improving the understanding on N₂O emissions for two typical ecosystems found in SSA: a grassland located in Senegal characterized by a semi-arid climate (Dahra) and an agricultural area in the Lake Victoria basin in Kenya with an equatorial climate (Mbita). The objectives of this paper are to quantify and compare these two SSA ecosystems in terms of N₂O emissions by assessing the impacts of (i) hydro-meteorological conditions at seasonal and daily scales and (ii) land use intensity. Field measurements were conducted to estimate the N₂O emissions in both regions. Moreover, a modelling approach was applied to simulate N₂O emissions at the Dahra site with the Sahelian Transpiration Evaporation and Productivity (STEP) – GENeral DEComposition (GENDEC) model (Delon et al., 2019; Mougin et al., 1995) in which the denitrification module of the DeNitrification-DeComposition (DNDC) model (Liu et al., 1996) was adapted (named STEP-GENDEC-N₂O) to propose an annual budget of N₂O emissions from soils to the atmosphere for the Dahra site. This model was not applied on the Mbita region as it is developed for Sahelian conditions only and because crops and vegetation species present in the plots in Mbita are not included in the model settings. Moreover, as there are eight different plots in the Mbita region with only two daily N₂O emissions measurements available for each of them, it would have been impossible to validate the model for each plot configuration.

2. Materials and methods

2.1. Sites and field campaigns description

2.1.1. Dahra rangeland station

The Dahra field station has been in operation since 2002 and is managed by the University of Copenhagen. It is part of the Centre de Recherches Zootechniques (CRZ) and is located in Senegal (Ferlo) in West Africa (15°24'10''N, 15°25'56''W, elevation 40m). This site is a semi-arid savanna used as a grazed rangeland. The soils are mainly sandy with low N and C content and neutral pH (Table 5.1). The region is influenced by the West African Monsoon (cool wet south-westerly wind) during the rainy season and the Harmattan (hot dry north-easterly wind) during the dry season. The rainy season occurs between July and October. Annual average rainfall is 416 mm calculated from historical data collected between 1951 and 2013 (Table 5.1) and was 356 mm in 2013 and 412 mm in 2017. Tree cover is around 3% of the surface with the

most abundant species being the *Balanites aegyptiaca*, *Accacia tortilis* and *Acacia Senegal* (Tagesson et al., 2015a). The herbaceous vegetation is dominated by annual C4 grasses (e.g. *Dactyloctenium aegyptum*, *Aristida adscensionis*, *Cenchrus biflorus* and *Eragrostis tremula*) (Tagesson et al., 2015a). Livestock is mainly composed of cattle, sheep and goats. Grazing is permanent and occurs year-round (Assouma et al., 2017). The site was previously described in Tagesson et al. (2015b) and Delon et al. (2017, 2019).

The 2017 field campaign was part of the French national program called Cycle de l’Azote entre la Surface et l’Atmosphère en afriQUE (CASAQUE – Nitrogen cycle between surface and atmosphere in Africa), whereas results of the 2013 field campaigns were already published in Delon et al. (2017). Three field campaigns were carried out to quantify N₂O emissions. The campaigns lasted eight days in July 2013 (11 – 18 July 2013), ten days in November 2013 (29 October – 7 November) and eight days in September 2017 (21 – 27 September 2017).

Table 5.1. Main characteristics of the Dahra site and the Mbita region. Values of N, C, sand, clay contents and pH are averaged values with standard deviation in parenthesis. (a) In International Centre of Insect Physiology and Ecology (ICIPE), mean annual rain is for the period 1986-2018, mean annual temperature is provided for the period 1986-2013 (Bakayoko et al., 2020) and the soil characteristics of the five sites were averaged. (b) In Fort Ternan, Kaptumo and Kisumu, mean annual rain and temperature is provided for the period 1982 – 2012 (climate-data.org). (c) In Dahra, mean annual rain and temperature is given for the period 1951-2013 (Delon et al., 2019). KEN and SEN mean Kenya and Senegal respectively.

Site name	Location	Mean annual T (°C)	Mean annual rain (mm)	Total N (g kg _{soil} ⁻¹)	Total C (g kg _{soil} ⁻¹)	pH	Sand content (%)	Clay content (%)
ICIPE (a) (KEN)	0°25'46''S 34°12'27''E	24	1100	1.4 (± 0.4)	13.6 (± 2.9)	7.8 (± 0.4)	46 (± 8)	38 (± 6)
Fort Ternan (b) (KEN)	0°12'19'' S 35°20'43''E	21	1400	2.1 (± 0.2)	27.6 (± 2.4)	7.34 (± 0.1)	41 (± 2)	30 (± 2)
Kaptumo (b) (KEN)	0°5'20''N 35°5'4'' E	20	1320	3.4 (± 0.7)	40.7 (± 11)	5.5 (± 0.2)	44 (± 9)	34 (± 5)
Kisumu (b) (KEN)	0°7'27'' S 34°46'23'' E	23	1321	2 (± 0.1)	18.6 (± 0.6)	6.3 (± 0.1)	20 (± 1)	42 (± 3)
Dahra (c) (SEN)	15°24'10''N 15°25'56''W	29	416	0.4 (± 0.1)	4.3 (± 1.2)	6.6 (± 0.4)	88 (± 2)	6 (± 1)

2.1.2. Mbita cropland region

The Mbita region is composed of eight plots with different vegetation, soil characteristics and fertilisation input. Five out of these eight plots are experimental plots located within the International Centre of Insect Physiology and Ecology (ICIPE) close to the Victoria Lake in Kenya and will be referred as ICIPE from here onwards. Each of the five plots has a size of ~ 12x12 m² and receives 100 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ of either di-ammonium phosphate or calcium ammonium nitrate fertiliser during the two rainy seasons. Crops are regularly watered by overhead irrigation sprinklers. These plots are annually cultivated with maize (2 plots referred to as Maize 1 and Maize 2), sorghum (1 plot referred to as Sorghum), napier grass (1 plot referred to as Napier Grass) and permanent grassland (1 plot referred to as Grassland). The grassland plot has been a permanent non-cultivated grassland since 2010. The three other plots are cultivated fields located around the city of Kisumu: one with maize in Fort Ternan (referred to as Maize Fort Ternan, with no fertilization), a 20 years tea plantation in Kaptumo (referred to as Tea Field Kaptumo) with NPK fertilization of 50 kgN ha⁻¹ yr⁻¹ and a sugar cane plot in Kisumu (referred to as Sugar Cane Kisumu) with no fertilization (Fig. 5.1). These crops are representative of the main country cultivated crops since they represent 54 % of the total cultivated areas (Oseko et al., 2015).

Two field campaigns were carried out to quantify daily N₂O emissions. The first one lasted nine days in January 2018 (17 – 25 January 2018) during the dry season and the second one ten days in November 2018 (29 October – 07 November 2018) during the rainy season for the purpose of the CASAQUE program. The measurement plots in the Mbita region were located in a region of mixed crops and grassland. All sites in the Mbita region are characterized by an equatorial climate with two distinct rainy seasons throughout the year: one long rainy season from March to May and a shorter one from November to December (five months in total), often referred as long and short rain seasons. The average rainfall and temperatures are 1100 mm and 24 °C in ICIPE from 1986 to 2018 (Table 5.1). In 2018, ICIPE experienced a rainfall of 1070 mm and an average temperature of 20 °C. All four locations (ICIPE, Fort Ternan, Kaptumo and Kisumu) have clay soils with high N and C content (Table 5.1). Soils in ICIPE, Fort Ternan and Kisumu have a relative neutral pH whereas the soil in Kaptumo has a low (acid) pH (Table 5.1).

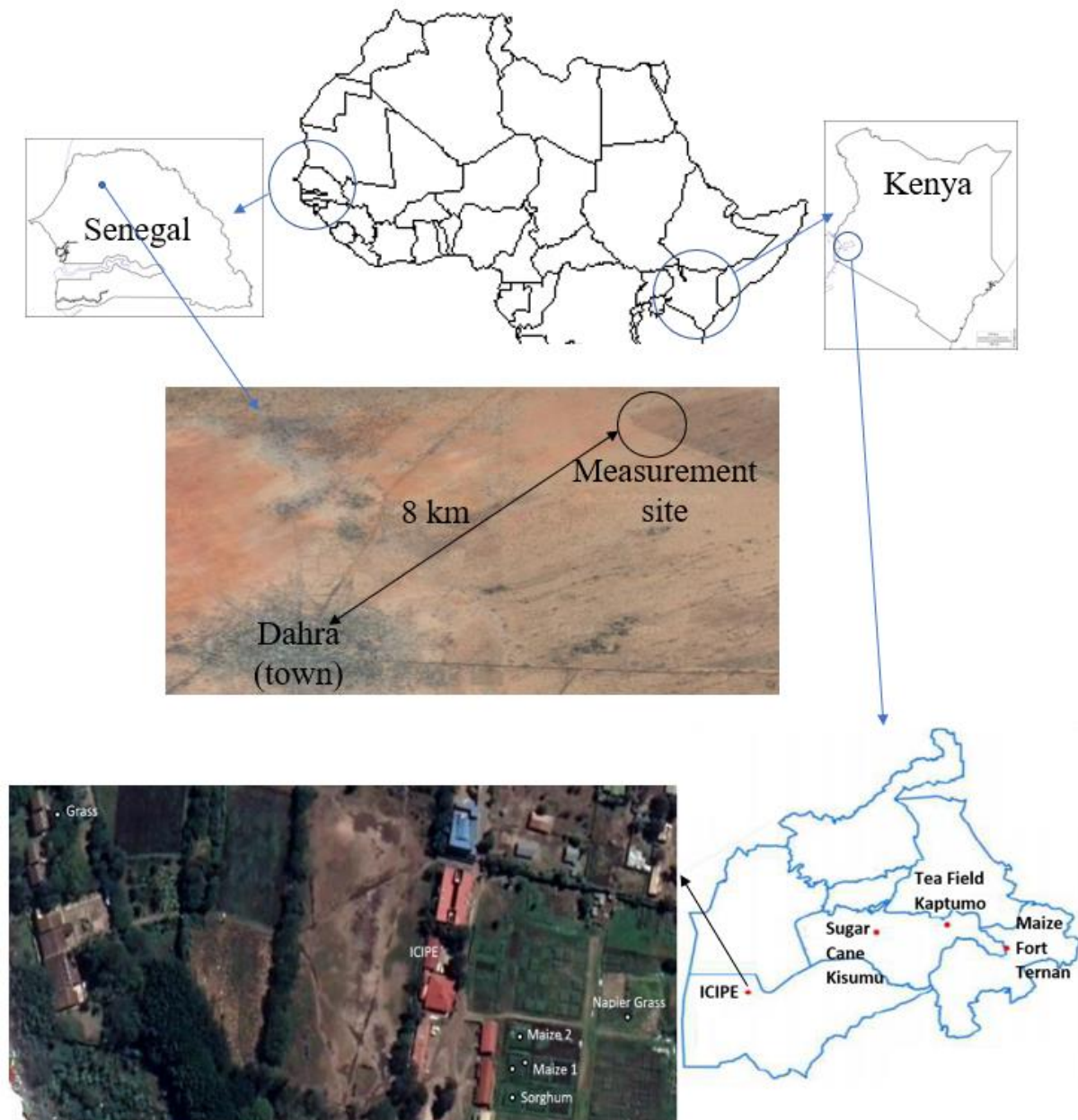


Fig. 5.1. Plots location in Dahra (Senegal) and around and in the Mbita region (Kenya). The borders define with dark and blue lines referred to African countries and Kenyan districts' boundaries, respectively.

2.2. Field Data

2.2.1. Hydro-meteorological data

In Dahra, the available hydro-meteorological variables used for this study are rainfall (mm), air and soil temperature ($^{\circ}C$) and soil water content (SWC) (%) at 0.05, 0.10 and 0.30 m depth. These variables were collected every 30 s and averaged and saved every 15 min (or sum for rainfall). All details on sensors and measured variables are given in Tagesson et al. (2015b) and

Delon et al. (2019). Due to technical issues in 2017, rainfall was measured by a manual rain gauge with direct reading. This rain gauge was installed in the frame of the International Network to study Deposition and Atmospheric chemistry in Africa (INDAAF) network (<https://indaaf.obs-mip.fr/>). The gauge is set up one meter above the soil surface according to the World Meteorological Organization (WMO) recommendations. It is graded from 0 to 150 mm, with a minimum resolution of 0.25 mm. Reading of the manual gauge was done every day at 8:00 AM by a local partner.

In the Mbita region, soil temperatures were not measured during the field campaigns due to probe unavailability. SWC was measured manually with a thetaprobe ML3 (Delta-T Devices Ltd, 1% precision) at an hourly time step during the day. Rainfall was measured using the same protocol as in Dahra during 2017, with a manual rain gauge read daily by a local collaborator.

For the purpose of the study, WFPS was calculated as follows and used in the modelling process of N₂O emissions at the Dahra site:

$$WFPS = SWC * \frac{D_a}{D_a - D_b}$$

with D_a = the soil actual density ($D_a = 2.6 \text{ g cm}^{-3}$) and D_b = the soil bulk density, calculated from the dry weight of soil samples collected *in situ* (see section 2.2.3 chapter 5 for details) with a cylinder of known volume (290 cm^3) and dried at 40°C for 24h. D_b = dry soil mass/total volume was $1.50 \pm 0.06 \text{ g cm}^{-3}$ for Sahelian soils. The use of WFPS values instead of SWC is useful to include the concept of soil porosity together with soil humidity as it is a way to indicate how soil pores are saturated or not, and to compare more objectively denitrification thresholds between ecosystems.

For both regions, all hydro-meteorological variables were averaged to daily values for the purpose of this study.

2.2.2. N₂O chamber emission measurements

In both regions, N₂O emissions were measured using a stainless-steel chamber with a base of 0.20 m x 0.40 m and a height of 0.15 m following the static chamber method (non-flow through non-steady state). The chamber was placed on a frame that was inserted 10 cm deep in the soil and sealed by a slot filled with water to maintain the chamber airtight. Emission measurements were carried out at least three times a day; in the morning (10:00 - 12:00 a.m), around noon (12:00 a.m – 02:00 p.m) and in the late afternoon (04:00 p.m – 06:00 p.m). For the field campaigns at Dahra in 2013, samples of the chamber headspace gas were removed

with a syringe through a rubber septum at time 0, 15, 30 and 45 min after placing the chamber on the frame. Air samples (in duplicate) were injected from the syringe to 10-ml glass vials which contained 6M NaCl solution capped with high density butyl stoppers and aluminum seals. When injected, the air sample chases away almost all the solution from the vials (a small quantity is kept inside), and the vials are kept upside down to ensure air tightness. For the field campaign in Dahra 2017, and the field campaigns in Mbita 2018, air samples from the chamber were collected with a syringe through a rubber septum at time 0, 20, 40 and 60 min after placing the chamber on the frame. Samples (in duplicates) were transferred into a 12 mL preevacuated glass vials (Exetainer, Labco, UK).

Samples from the campaigns in Dahra were analyzed by gas chromatography two-three weeks after the field campaign at Laboratoire d'Aérodologie, (Toulouse, France) while samples from Mbita sites were analysed at the Mazingira Centre (International Livestock Research Institute, Nairobi, Kenya) the week after the field campaign following the analytical protocol described in Zhu et al. (2019). Analysis from both laboratories were carried out following the same protocol with N_2O partial pressures determined by Gas Chromatography (GC) with a SRI 8610C gas chromatograph (SRI, Torrance, CA, USA) equipped with an electron capture detector.

For every campaign, N_2O emission calculations were defined from the slope of the linear regression of gas samples concentration over time. The calculation was accepted if the coefficient of determination R^2 estimated from the linear regression was above 0.80 for the 2017 campaign in Dahra and the 2018 campaigns in Mbita. For the data already published from the 2013 campaigns in Dahra, the quality criteria is described in Delon et al. (2017). Details about the calculation method are given in Assouma et al. (2017).

2.2.3. Soil characteristics (texture, pH, N and C content)

At each sampling location of N_2O emission measurements, samples of soil were collected from 5-10 cm depth to assess biogeochemical characteristics. Samples from Dahra 2017 and Mbita 2018 were collected for determination of texture, ammonium (NH_4^+) and nitrate (NO_3^-) concentrations, C/N ratio, total C, total N and pH. Samples were frozen immediately after collection, and kept frozen during transportation to France. Samples from Mbita 2018 were further analysed by GALYS Laboratory (<http://www.galys-laboratoire.fr/>, NF EN ISO/CEI 17025: 2005). Soil texture was determined according to norm NF X 31-107 without decarbonation. Organic carbon and total nitrogen were determined as defined in norm NF ISO

10694. Total soil carbon content was transformed into CO₂ that was then measured by conductivity. Soil mineral and organic nitrogen content were measured following norm NF ISO 13878: the samples were heated at 1000°C with O₂ and the products of combustion or decomposition were reduced in N₂. N₂ was then measured by thermal conductivity (katharometer). Determination of pH was undertaken following the norm NF ISO 10390 with soil samples stirred with water (ratio 1/5) (Table 5.1). Samples from Dahra 2013 were also analyzed at GALYS Laboratory following the same protocol (Delon et al., 2017).

Samples from the Dahra 2017 field campaign were analysed by the Laboratoire des Moyens Analytiques (US IMAGO- LAMA certified ISO9001:2015), Institut pour la Recherche et le Développement (IRD) in Dakar (<http://www.imago.ird.fr/moyens-analytiques/dakar>). Organic carbon was determined with the method of Walkey & Black (1934). pH was determined with soil samples stirred with water (1/2.5 w/v). Total carbon and nitrogen contents were determined by the Dumas method (Oseko et al., 2015) on 0.2-mm ground, 100mg aliquots according to ISO 10694:1995 for carbon and ISO 13878:1998 for nitrogen, using a CHN elemental analyzer (Thermo Finnigan Flash EA1112, Milan, Italy). Mineral and organic nitrogen contents were extracted with a KCl 1M solution in a ratio 1/5 (w/v), then dosed by colorimetric method (Table 5.1).

Additionally, data on soil NO₃⁻ available in July 2012 were taken from Delon et al. (2017). A summary of information on laboratories involved in soil and N₂O analysis is reported in Appendix A.1 (Annexe A.1).

2.3. Statistical Methods

The model performances and the relationship between N₂O emissions and key drivers were evaluated using the determination coefficient (R²) as the square of the Pearson correlation coefficient and the Root Mean Squared Error (RMSE) as the differences between modelled and measured values.

The uncertainty of the annual N₂O budgets estimated with STEP-GENDEC-N₂O was calculated based on the standard deviation of the error between observed and simulated values over the whole period as follow:

$$\sigma_{annual} = \sqrt{\sigma_{error}^2 \times 365}$$

with σ_{annual} the annual N₂O budget uncertainty and σ_{error} the standard deviation of the error between observed and simulated values. σ_{error} was multiply by 365 to apply this uncertainty

for a whole year and as few observed data were available, a unique uncertainty was defined for all years.

2.4. N_2O emission modelling

2.4.1. STEP-GENDEC model

A modelling approach to simulate N_2O emissions from the Dahra site was conducted using the STEP-GENDEC coupled model. STEP is an ecosystem process model developed for Sahelian herbaceous savannas (Mougin et al., 1995; Delon et al., 2015; Delon et al., 2019), and was only applied to the Sahelian site of Dahra. This model aims at estimating the temporal variation of the main variables and processes associated with vegetation functioning in Sahelian savannas at local or regional scale (Pierre et al., 2015). STEP was coupled with GENDEC that simulates organic matter decomposition, interactions between litter (C and N transfer), decomposer microorganisms' activities, microbial dynamics and C and N pools (Moorhead et al., 1991). The coupled model was forced with standard meteorological data from site measurements (precipitation, global radiation, air temperature, relative humidity and wind speed). N in the model is split between different pools representing dead organic matter, living microbial biomass and soil N content (Delon et al., 2015). Soil temperature is simulated by the model from air temperature (Parton et al., 1984) and SWC is calculated following the tipping bucket approach (Manabe et al., 1969). More details on equations and initial parameters specific to the Dahra site are available in Delon et al. (2019).

2.4.2. N_2O emission module in STEP-GENDEC

A module of N_2O production and emission by nitrification and denitrification was coupled to STEP-GENDEC from DNDC's equations adapted from Yuexin Liu (1996) and Li et al. (2000) to create the STEP-GENDEC- N_2O model (Liu et al., 1996; Li et al., 2000). The entire module and adapted equations are available in Appendix D (Annexe D). As STEP-GENDEC simulates soil NH_4^+ content ($mgN\ kg_{soil}^{-1}$), NO_3^- content ($mgN\ kg_{soil}^{-1}$) is therefore deduced from NH_4^+ content (Annexe D). N_2O production in the module depends on soil NO_3^- content, SWC, soil temperature, pH, clay content, total soil carbon and total soil microbial carbon mass. A standard microbial C:N ratio of 10 was chosen for the site, based on measurements (Table B.1). This value is consistent with values reported in studies on various ecosystems, soils and climates, reporting C:N ratios ranging from 4.5 to 16.5, depending on the season (Mazzarino et al., 1993; Sharma et al., 2003).

The DNDC model was developed and tested on sites located in temperate climate conditions, where processes of N₂O production and emissions are under different conditions than in semi-arid climates. Therefore, an adaptation of the module and its parameters was necessary. The model STEP-GENDEC-N₂O was applied with the default settings of Yuexin Liu (1996) except for: 1) the WFPS threshold and 2) the initial conversion (CON, conversions of NO₃⁻ to NO₂⁻, NO₂⁻ to N₂O and N₂O to N₂) and synthesis (SYN, synthesis of NO₃⁻, NO₂⁻, N₂O and N₂ by denitrifiers) that were set accordingly (Annexe D). N₂O emissions at the Dahra site were simulated with the STEP-GENDEC-N₂O model at a daily time step from 2012 to 2017. The model was first initialised by running five times the year 2012 to reach a C and N pool stabilisation.

3. Results

3.1. Mbita region measurements

Results from the Mbita region are presented by plot type (instead of time series) as a different plot was monitored each day during the campaigns. There were no rain events the week before the January campaign whereas 30 mm of rain were recorded during the week prior to the November campaign (Fig. 5.2). During the Mbita campaigns, N₂O emissions varied from 0.1 ± 0.3 and 7.4 ± 2.0 and from 0.0 ± 0.0 and 14.0 ± 6.0 ngN m⁻² s⁻¹ during dry and rainy season respectively, except at the Sugar Cane Kisumu field where the highest N₂O emissions were measured with 19.0 ± 3.0 and 42.0 ± 11.0 ngN m⁻² s⁻¹ respectively for the dry and rainy season (Fig. 5.3). This plot shows maximum clay content and minimum sand content of 42 and 20 % respectively, compared to the other sites in the Mbita region characterized by soil clay and sand content ranging from 30 to 38 % and from 41 to 46 % respectively. The lowest N₂O emissions were measured at the Maize Fort Ternan plot with 0.4 ± 0.7 and 0.0 ± 0.0 ngN m⁻² s⁻¹ in January and November, respectively. SWC varied from 9 to 25 % and from 19 to 44 % (Fig. 5.3) during dry and rainy season respectively and was systematically higher in November (rainy season) than in January (dry season) for all plots (Fig. 5.3). N₂O emissions were in average larger in November than in January with 11.3 ± 5.9 and 5.1 ± 1.5 ngN m⁻² s⁻¹, respectively.

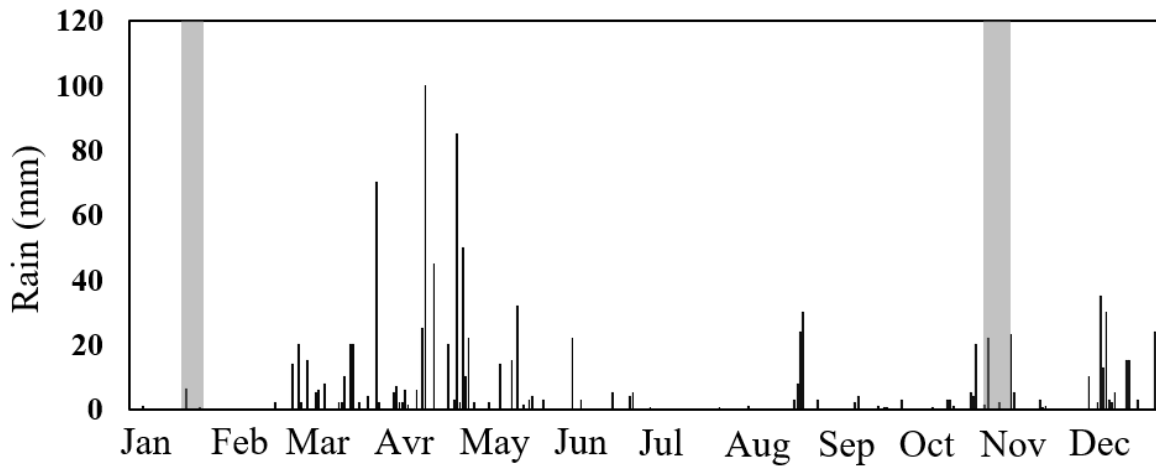


Fig. 5.2. Rain (black lines, in mm) and field campaign periods (grey strip) in the Mbita region in 2018.

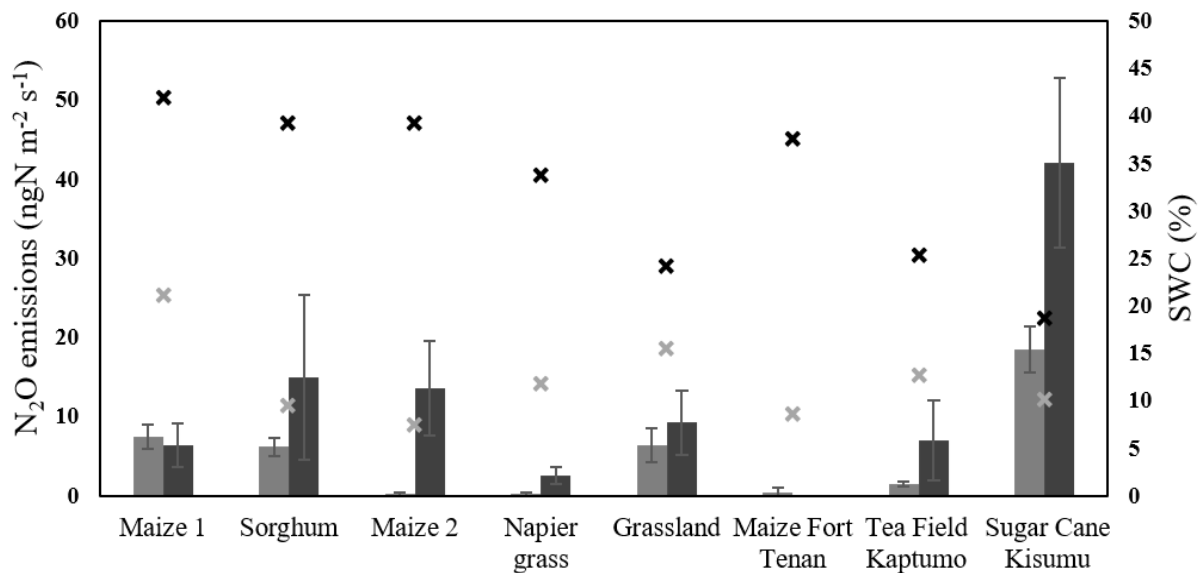


Fig. 5.3. Average daily N_2O emissions (bars) and SWC (crosses) in the Mbita region during the January (grey) and November (dark) campaigns. Error bars represent the standard deviations of the measurement averages.

The Mbita soil NH_4^+ and NO_3^- contents between 0 and 20 cm were generally higher in November than in January (Table B.1). Among the different plots, soil NH_4^+ content varied from $1.5 \pm 0.2 \text{ mgN kg}_{\text{soil}}^{-1}$ (Sorghum) to $4.8 \pm 0.5 \text{ mgN kg}_{\text{soil}}^{-1}$ (Tea Field Kaptumo) during the January campaign with an average of $2.9 \pm 1.2 \text{ mgN kg}_{\text{soil}}^{-1}$ for all plots, and from $1.6 \text{ mgN kg}_{\text{soil}}^{-1}$ (Tea Field Kaptumo) to $11.3 \text{ mgN kg}_{\text{soil}}^{-1}$ (Maize Fort Ternan) during the November campaign with an average of $5.9 \text{ mgN kg}_{\text{soil}}^{-1}$ for all plots. Soil NO_3^- content ranged from $0.2 \pm 0.04 \text{ mgN kg}_{\text{soil}}^{-1}$ (Napier Grass) to $3.7 \pm 1.7 \text{ mgN kg}_{\text{soil}}^{-1}$ (Maize Fort Ternan) during the January campaign with an average of $1.5 \pm 0.7 \text{ mgN kg}_{\text{soil}}^{-1}$ and from $1.0 \text{ mgN kg}_{\text{soil}}^{-1}$ (Napier Grass) to $17.4 \text{ mgN kg}_{\text{soil}}^{-1}$ (Grassland) during the November campaign with an average of $4.7 \pm 5.3 \text{ mgN kg}_{\text{soil}}^{-1}$ for all plots. No correlation or trend was found between N_2O emissions and

soil NH₄⁺ content. Furthermore, no significant relationships were found at the daily scale neither between N₂O emissions and SWC nor between N₂O emissions and soil NO₃⁻ content ($R^2 = 0.00$ and 0.04 , respectively).

3.2. Dahra site measurements

Cumulative rainfalls of 24, 0.3 and 12 mm were observed during the weeks preceding the campaigns of July 2013, October 2013 and September 2017 in Dahra, respectively. SWC was low through all the campaigns ranging from 3.3 to 9.8 %, the lowest values measured during November 2013 and the highest values measured during September 2017 (Fig. 5.4). N₂O emissions in Dahra ranged from 0.3 ± 0.0 to 7.4 ± 6.5 ngN m⁻² s⁻¹ with September 2017 showing the lowest emissions and the highest SWC (Fig. 5.4). Soil NH₄⁺ and NO₃⁻ contents were also low compared to Mbita soils (Table B.1).

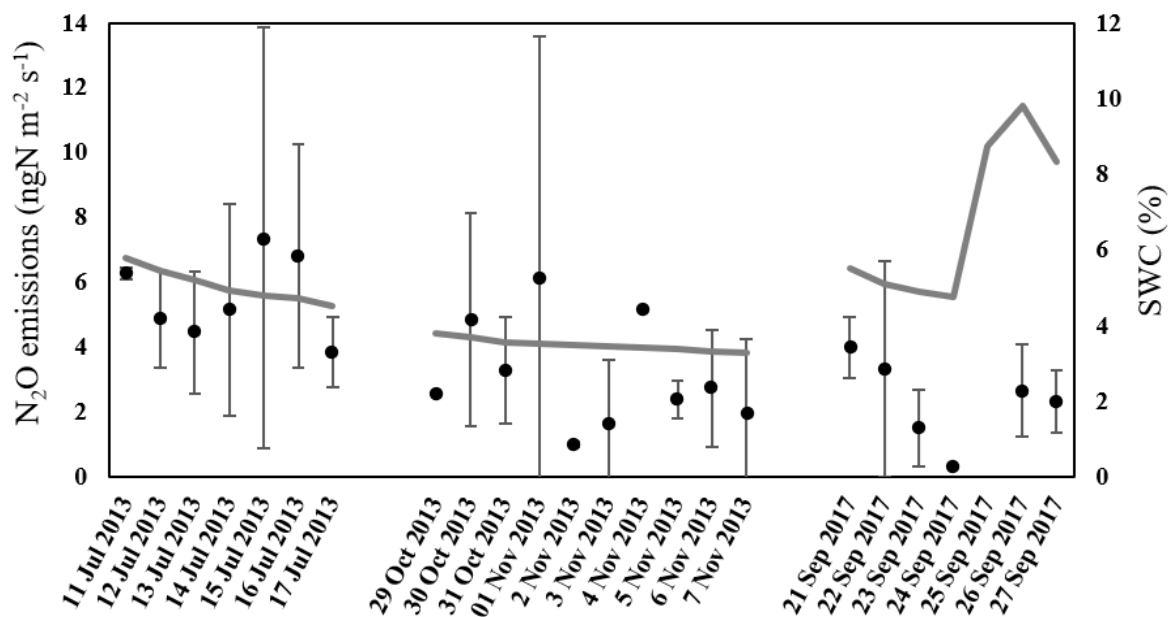


Fig. 5.4. N₂O emissions (dot) and SWC at 5 cm (line) measured in Dahra during the three campaigns. Error bars represent the standard deviations of the measurements and may not appear in the plot if the value is too low.

A linear relationship between soil temperature at 5 cm depth and N₂O emissions was established with a R^2 of 0.44 and a p-value of 0.06 showing that N₂O emissions were increasing with soil temperature in Dahra (Fig. 5.5) when combining data from all Dahra campaigns. However, no significant relation was found between SWC at 5 cm depth and N₂O emissions ($R^2 = 0.00$) on a daily scale. Not enough data of soil NO₃⁻ and NH₄⁺ content ($n = 7$ and 8 , respectively) were available to fit a relationship with N₂O emissions.

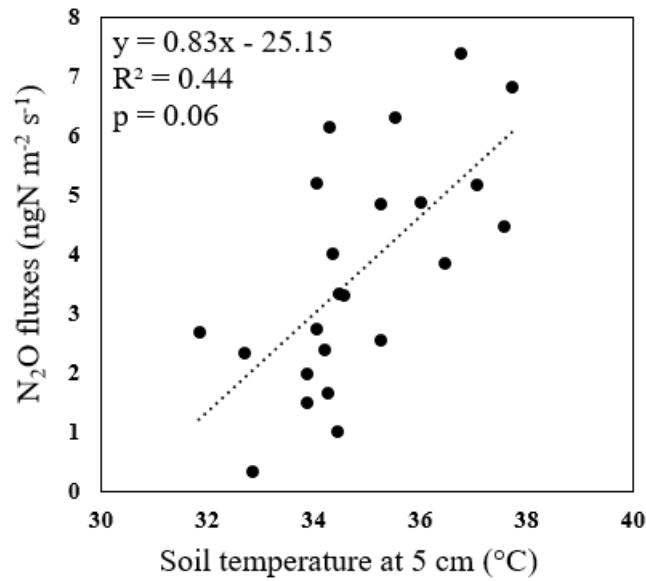


Fig. 5.5. N_2O emissions vs soil temperature 5 cm depth in Dahra (2013 and 2017 campaigns).

3.3. Modelling N_2O emissions at the Dahra site

Modifications of some initial parameters to adapt the denitrification module of DNDC to the semi-arid conditions of the Dahra site were necessary as the default settings did not reproduce correctly the observed N_2O emissions. (1) The WFPS threshold in DNDC from which denitrification can operate is fixed at 40%, a value never reached in Dahra. A set of different WFPS thresholds from 0 to 40% was tested to find the most appropriate value and a 9 % threshold value was kept for the simulations as it was giving the lowest RMSE and highest R^2 . (2) After these tests, the influence of the CON and SYN variables (Annexe D) were decreased to fit the simulation results with observed N_2O emissions. CON and SYN represent processes acting on denitrification co-products, therefore the reduction applied to these values in the case of the present study will decrease the amplitude of conversion and synthesis processes, and allow the adaptation of the parameterization to semi-arid climate conditions.

3.3.1. Soil water content modelling

Before simulating the N_2O emissions from Dahra site, a validation of soil water content estimation was undertaken. Strong relationships were found between SWC measured at 5 cm depth and simulated in the 0 - 2 cm layer (Fig. 5.6.a and 6.c) and between SWC measured at 10 cm depth and simulated in the 2 – 30 cm layer (Fig. 5.6.b and 6.d) with an R^2 value of 0.65 and 0.67 and a RMSE of 1.61 and 1.67 %, respectively. Differences between simulated and

measured SWC at 5 cm depth are mainly due to the difference between the depths where SWC was estimated: layers 0-2cm / 2-30cm in the simulation, depths 5/10 cm in the measurements. Indeed, measurement depths and model layers are different because modifying the partition of soil layers in the hydrological module would have impacted the SWC validation. At both depths, SWC temporal dynamics and ranges are comparable between measurements and simulations. The thresholds observed in the simulations (Fig. 5.6a and 6.b) are explained by the way STEP calculates SWC. Indeed, the model follows the tipping-bucket approach: when the field capacity is reached into a layer, the water in excess is transferred to the next layer and SWC is limited to the field capacity value (Delon et al., 2019).

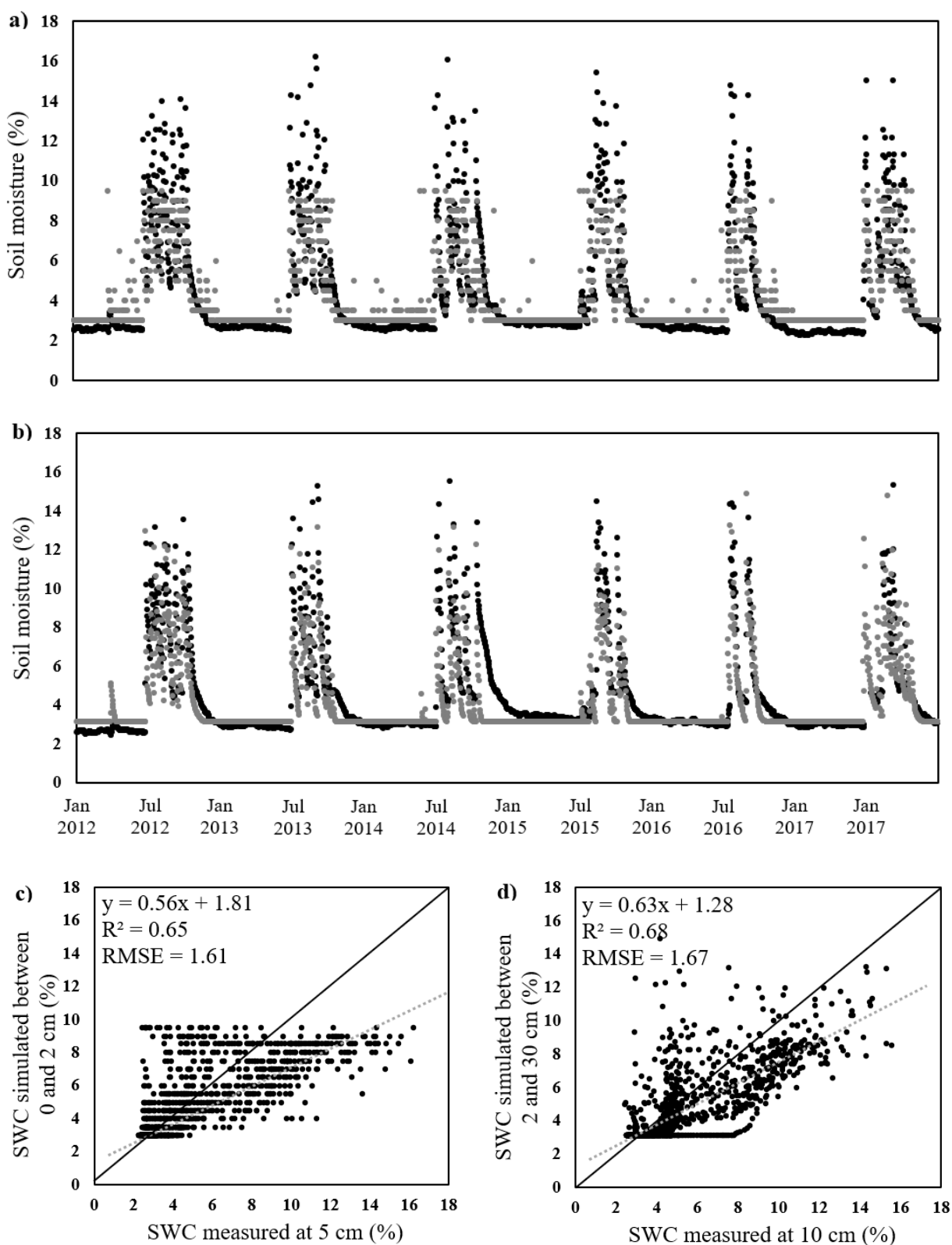


Fig. 5.6. SWC measured at 5 cm depth (black) and simulated in the 0-2 cm layer (grey) (a), measured at 10 cm (black) and simulated in the 2 – 30 cm layer (grey) (b) and scatter plot of SWC measured and simulated in Dahra at 5 and 10 cm depth (c and d, respectively) with the linear regression (dotted line).

3.3.2. NO_3^- content

With only ten values available for comparison, the linear regression between observed and simulated soil NO_3^- content show an R^2 of 0.42 and a RMSE of $0.83 \text{ mgN kg}_{\text{soil}}^{-1}$ with simulations generally overestimating the observations by a factor of about 2.5 (Fig. 5.7).

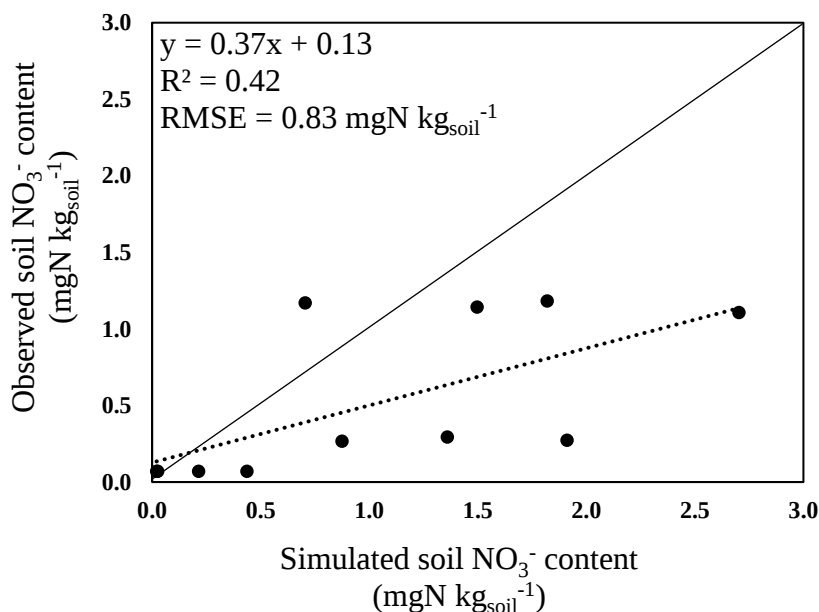


Fig. 5.7. Observed soil NO_3^- content vs NO_3^- content simulated by STEP-GENDEC- N_2O in Dahra between 2012 and 2017 with the linear regression (dotted line).

3.3.3. Simulated N_2O emissions

Simulated N_2O emission dynamic followed the observed data dynamic in July 2013 and September 2017, but not in November 2013 where the simulated emissions were close to 0 and the observed emissions varied from 1.0 to $5.2 \text{ ngN m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. N_2O emissions simulated by STEP-GENDEC- N_2O from 2012 to 2017 varied from 0.05 to $15.9 \text{ ngN m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ and showed a comparable range of values as in the observations (Fig. 5.8). In general, the relationship between the simulation and the observations is weak with an R^2 of 0.36 and RMSE is $2.5 \text{ ngN m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, mostly caused by the differences found in November 2013: if the results from this campaign were removed from the dataset, the R^2 would rise up significantly to 0.68 (p -value = 0.006). The low N_2O emissions simulated during the November 2013 is due to simulated WFPS under 9 % that does not allowed denitrification to happen. Simulated N_2O emissions follow a clear seasonal pattern with the most notable N_2O emissions reported during the rainy season and the lowest during the dry season. The rise of simulated N_2O emissions during the rainy

season is due to WFPS values above the 9% threshold required to trigger denitrification combined with a rise of soil NO_3^- content which results from an increasing soil biological activity, microbial growth and a rise of organic matter decomposition.

Based on STEP-GENDEC- N_2O simulation, N_2O emissions occurring during the rainy season (between July 1st and October 31st) represent between 81 and 97 % of the total annual N_2O budget depending on the year (Table 5.2) with a mean value of 0.27 and 0.03 kgN ha⁻¹ yr⁻¹ for the rainy and dry season, respectively. An annual N_2O budget uncertainty of 0.04 kgN ha⁻¹ year⁻¹ was calculated for the simulation estimations based on the methodology described in section 2.3 chapter 5.

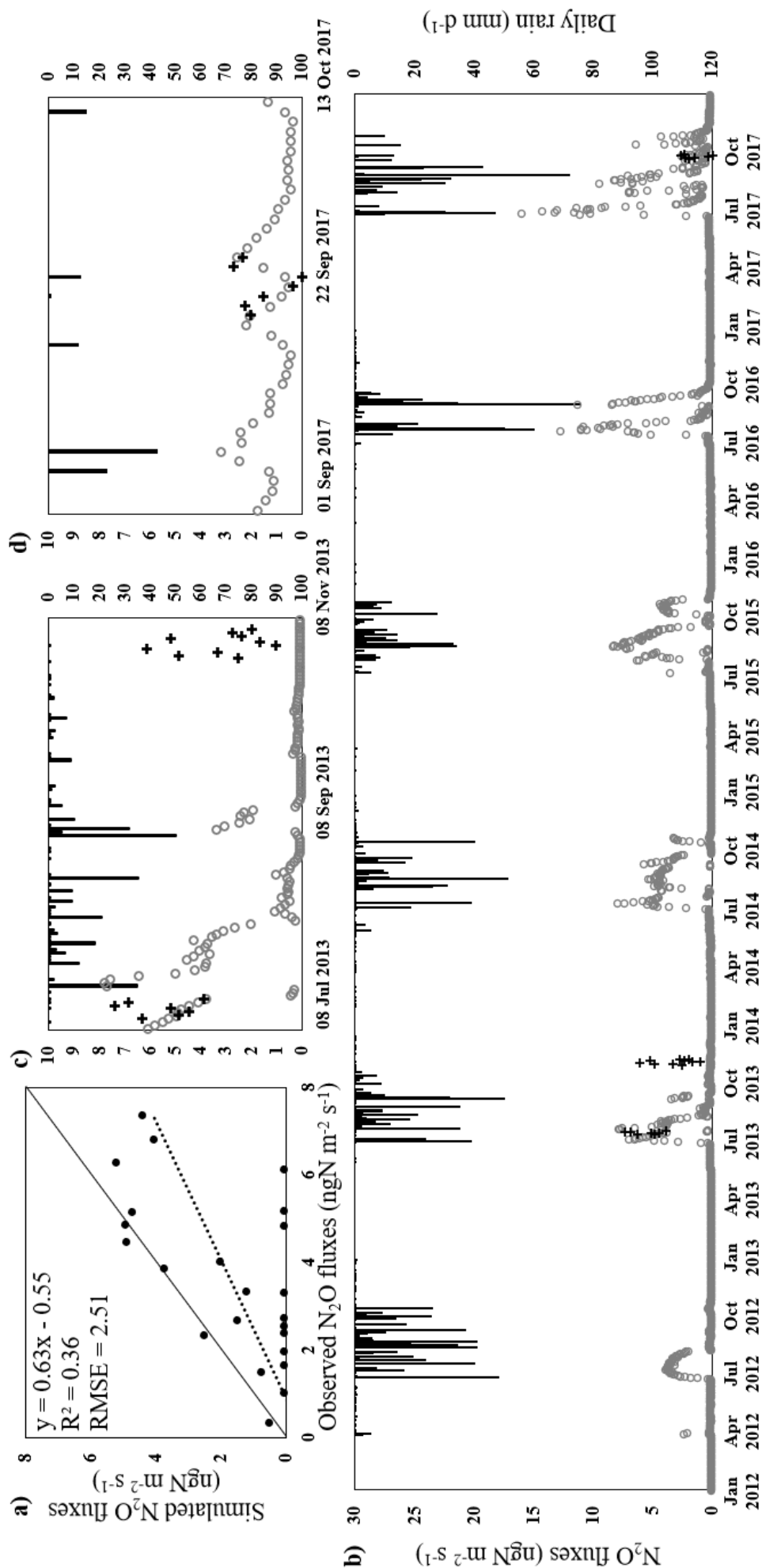


Fig. 5.8. Scatter plot (a) and time series (b) of observed (black crosses) and simulated with STEP-GENDEC- N_2O (grey dot) N_2O emissions and daily rain (histogram) from 2012 to 2017 at the Dahra site (linear regression in dotted line in upper left). Upper panels focus on the July and November 2013 (c) and September 2017 (d) field campaigns.

Table 5.2. Annual N₂O budget, rain, mean [NO₃⁻] and contribution of N₂O emission (as simulated by STEP-GENDEC-N₂O) during the rainy season to the annual budget from 2012 to 2017 at the Dahra site.

Year	Annual N ₂ O budget (kgN ha ⁻¹)	Annual rain (mm)	Mean [NO ₃ ⁻] (mgN kg _{soil} ⁻¹)	% of N ₂ O emission during the rainy season
2012	0.2	515	0.2	84
2013	0.2	356	0.3	95
2014	0.3	334	0.9	96
2015	0.4	271	1.1	97
2016	0.3	368	0.4	95
2017	0.5	412	0.4	81
Mean	0.3 ± 0.04	376	0.6	91

3.4. Annual N₂O budget calculation in Mbita and Dahra

Savannas/grasslands ecosystems in Africa would emit 0.2 ± 0.03 TgN of N₂O per year based on the mean annual N₂O budget of 0.3 ± 0.04 kgN ha⁻¹ yr⁻¹ (Table 5.2) simulated by STEP-GENDEC-N₂O if considering that the Dahra site is representative of these ecosystems which cover a surface of 640 Mha in Africa (Kim et al., 2016).

An annual N₂O budget of the Mbita region may be extrapolated from our measurements if considering the Mbita sites as representative of Kenya's agricultural plots (the type of crops cultivated on the experimental plots in the Mbita region represent more than 50% of the crops cultivated in Kenya). To do so, the average value measured in November (11.3 ± 4.7 ngN m⁻² s⁻¹) was applied to the rainy seasons (5 months, 153 days) whereas the one measured in January (5.1 ± 1.2 ngN m⁻² s⁻¹) was applied to the dry seasons (7 months, 212 days). This resulted in a rough N₂O annual budget estimate of 2.4 ± 0.9 kgN ha⁻¹ yr⁻¹. As there is no information on the land use type in the region, it was impossible to refine this estimation by weighting the calculation according to the area covered by each crop.

Based on this calculation, African agricultural lands would therefore emit 1.2 ± 0.4 TgN of N₂O per year, considering that the Mbita region is representative of croplands in Africa which cover a surface of 480 Mha (Kim et al., 2016).

4. Discussion

4.1. Magnitude of N₂O emissions and comparison to other studies

N₂O emissions observed in the Mbita region present the same trend as those reported by Rosenstock et al. (2016) from agricultural plots in Kenya and Tanzania who measured lower emissions during the dry season (Rosenstock et al., 2016), from 0 to 8 ngN m⁻² s⁻¹, compared to the rainy season with emissions ranging from 0 to 45 ngN m⁻² s⁻¹. They are also comparable to those obtained by Wachiye et al. (2020) who measured N₂O emissions ranging from 0 to 21 ngN m⁻² s⁻¹ from a cropland site in Kenya, but without any clear amplitude differences between seasons. Our observations differ from emissions measured by Pelster et al. (2017) from smallholders' farms in Kenya near Mbita as their measurements varied between 0 to 11 ngN m⁻² s⁻¹ throughout the years 2013 - 2014 without special seasonal trend, except for one plot which showed a peak at 27 ngN m⁻² s⁻¹ during the rainy season.

N₂O emissions observed and simulated in the Dahra site are of the same order of magnitude than those measured from a Zimbabwean savanna site by Rees et al. (2006), from multiple Burkinabe savanna sites by Brümmer et al. (2008) and from multiple semi-arid sites in USA, South-Africa, Canada and Spain by Meixner and Yang (2006) ranging from – 3 to 9 ngN m⁻² s⁻¹, from 0 to 11 ngN m⁻² s⁻¹ and from 0 to 10 ngN m⁻² s⁻¹ respectively. The two first studies witnessed an emission maximum at the beginning of the rainy season, which is consistent with our simulation results with peaks reaching maximum 15 ngN m⁻² s⁻¹, whereas no N₂O emission peak was observed from measurements after a rain event, probably due to a too short campaign duration as rainfall impact on N₂O emission may be delayed (Chen et al., 2016; He et al., 2018). Low N₂O emissions at Dahra compared to Mbita sites can be explained by contrasting climate and soil properties: Dahra has a mean annual rainfall three times lower than Mbita and lower soil N, C, clay, NH₄⁺ and NO₃⁻ content (Table 5.1).

4.2. Key drivers of N₂O emissions

SWC seems to be an important key driver affecting N₂O emissions at the seasonal scale according to this study, despite the fact that SWC shows no correlation at a daily timescale in both regions. Indeed, emissions during the rainy season were larger than those measured during the dry season (Fig. 5.3), especially in Mbita. However, this observation cannot be strictly applied to September 2017 campaign at Dahra where the average measured SWC was the largest but the average N₂O emissions were the lowest (Fig. 5.4). The absence of correlation between SWC and N₂O emissions at a daily timescale was also reported by Aronson et al.

(2019) for a semi-arid coastal grassland in California ($R^2 < 0.05$). Low correlation between SWC and daily N₂O emissions was found as well by Huang et al. (2014) ($R^2 < 0.25$) in their study of a maize field in Nolensville (USA). On the other hand, Werner et al. (2007) and Pihlatie et al. (2005) found a good correlation ($R^2 = 0.66$ and 0.64 , respectively) between N₂O emissions and WFPS at their sites located in Kakamega Rain forest (Kenya) and Sorø (Denmark), respectively.

No correlation was found between N₂O emissions and soil NO₃⁻ content at a daily time-scale but this variable could explain the surprisingly low N₂O emissions observed in September 2017 at the Dahra site. Despite the highest SWC values measured during this campaign, it also showed the lowest soil NO₃⁻ content for all campaigns from both regions (Table B.1). Therefore, even if SWC could be favourable to N₂O formation, the concentration of NO₃⁻ seems to be too low to initiate N₂O production and associated emissions. In Mbita, the largest NO₃⁻ contents in the rainy season lead to the largest N₂O emissions. These results are in accordance with the review by Butterbach-Bahl et al. (2013) who highlighted the important role of soil NO₃⁻ content on N₂O emissions at the global scale.

N₂O emissions increase with soil temperature at Dahra (Fig. 5.5), indicating that this parameter could also play an important role in N₂O emissions from savanna ecosystems but with low reliability ($0.05 < p \leq 0.1$). In Mbita, no conclusion can be drawn from the measurements, as soil temperature was not measured in January 2018. However, soil temperature is not likely to explain N₂O emissions in Mbita, as it does not vary much during the year, as shown by a climatological study of soil temperature, with an average of 29.3 ± 2.5 °C at 10 cm soil depth (Bakayoko, pers. com.). No convergence on the role of temperature on N₂O emissions is found in the literature, because the role of temperature on denitrification and nitrification processes is difficult to assess and gives contradictory results depending on the studies (Qin et al., 2012; Bai et al., 2013; Zhang et al., 2019; Wachiye et al., 2020).

In the Mbita region, the highest N₂O emissions were measured in the Sugar Cane Kisumu field during both campaigns despite the fact that this plot had no fertilisation input. This could be due to the highest and lowest value of clay and sand, respectively, measured on this plot. This observation is consistent with the studies of Bouwman et al. (2002) and Rochette et al. (2018) who found that a soil with fine texture like clay soil, which favours soil anaerobic condition, emits more N₂O than soils with medium and coarse texture. This result shows that basing the estimation of N₂O emissions only on N input as is the case for the IPCC Tier 1 calculation method can lead to significant uncertainties (IPCC, 2006).

The poor correlations found between N₂O emissions and the key drivers at a daily time-scale can be explained by the non-linear relationships between N₂O emissions and their key drivers as reported in several studies (Butterbach-Bahl et al., 2013; Bigaignon et al., 2020), especially in climates with distinct dry and rainy seasons characterized by pronounced changes in SWC.

4.3 N₂O emissions from semi-arid sites

At the Dahra site, N₂O emissions occur and can be larger than those measured in the Mbita region even with very low SWC in Dahra (Table B.1). Observed and simulated WFPS in Dahra reach a maximum value of 30 % which is, in theory, considered to be too low to trigger denitrification, or to be the minimum WFPS from which denitrification may begin to appear (Meixner et al., 2006). The STEP-GENDEC-N₂O simulation results are thus consistent with the ‘Birch’ effect (Jarvis et al., 2007) leading to peaks of N₂O emissions at the beginning of the rainy season. Pelster et al., (2017) also measured N₂O emissions ranging from 0 to 27 ngN m⁻² s⁻¹ from their study sites even if WFPS never exceeds 40 %. Indeed, some studies showed that N₂O emissions from natural and agricultural tropical ecosystems in SSA have an important seasonal trend with a peak of emission at the beginning of the rainy season just after the dry season that could be due to the ‘Birch’ effect (Brümmer et al., 2008; Jarvis et al., 2007; Davidson et al., 1993). In this transition period, Pelster et al. (2017) and Brümmer et al. (2008) measured maximum peaks of 27 and 42 ng N m⁻² s⁻¹, in Kenya and Burkina Faso respectively.

The N₂O emissions measured at the Dahra site under WFPS far under the generally recognised theoretical denitrification threshold could also be explained by variations in denitrifiers community which can change with climate, soil and vegetation type (Meng et al., 2017; Li et al., 2019). As highlighted by Butterbach-Bahl et al. (2013), denitrification can be classified as a microbiologically ‘broad process’ which can be conducted by a wide array of microbes.

4.4. DNDC denitrification module adaptation to semi-arid conditions

WFPS threshold was set to 9 % in the model (section 4.1 chapter 5) to allow N₂O emissions in semi-arid conditions, contrary to the original 40% set by Yuexin Liu (1996). Even if this threshold looks insufficient to trigger a denitrification process, it seems that another kind of N₂O production and emission processes are taking place in such dry ecosystems and support

this modification. Zheng et al. (2019) also measured N₂O emissions ranging from 0 to 14 ngN m⁻² s⁻¹ at two Tanzanian croplands, even if the WFPS was always below 40%. As shown in section 4.2 chapter 5, the pulse effect of N₂O emissions after rainfall and the increase of denitrification potential with the climate aridity (Zaady et al., 2013; Jarvis et al., 2007) supports the modifications of the code to be able to simulate N₂O emissions for semi-arid regions. The modifications of the amplitude of the conversion and synthesis factors (section 2.4.2 chapter 5) are further supported by the occurrence of denitrification for different conditions than usually encountered in more humid areas.

4.5. Annual cycle of N₂O emissions from simulated results

STEP-GENDEC-N₂O simulations at the Dahra site performed better in July 2013 and September 2017 compared to November 2013, where the model simulated almost no emissions during this period in contrast to observations (Fig. 5.8). This poor performance of the model during the transition between the rainy and the dry seasons has already been highlighted in Delon et al. (2019) who showed that STEP-GENDEC-NOFlux underestimated the CO₂ and NO emissions during November 2013 due to a too steep decrease in simulated SWC, annihilating the possibility for microbial processes to participate in respiration and nitrification in the soil. However, this transition period is short in time and low SWC during the dry season is well represented by the model the rest of the time. Our results, in accordance with those reported by Delon et al. (2019), show that N₂O production and emissions in semi-arid ecosystems do not react as in temperate ecosystems. Despite the November 2013 specificity, the simulation is of the same order of magnitude than *in situ* measurements with N₂O emissions ranging from 0.1 to 5.2 and from 0.3 ± 0.0 to 7.4 ± 6.5 ngN m⁻² s⁻¹ respectively for the campaigns' period. On average, 2012-2017 mean N₂O emissions from the model are 0.1 ± 0.7 and 2.3 ± 2.7 ngN m⁻² s⁻¹ in dry and rainy seasons, respectively. As far as the authors know, modelling studies of N₂O emissions in African soils, and more specifically for semi-arid soils, are not available in the literature, and this study is the first attempt to simulate an annual cycle of N₂O emissions for a site in the Sahelian region.

4.6. Regional scale N₂O budget estimation

The N₂O annual budgets reported here must be used with caution as these calculations involve large uncertainties caused by the low number of measurements and the difficulty of the

STEP-GENDEC-N₂O model to represent correct emissions at the transition between rainy and dry seasons at the Dahra site. Furthermore, the measurements used in this study consider low or non-fertilized plots representative of smallholder farms and are not necessarily representative of larger croplands which can also be found in the Lake Victoria catchment. These budgets may therefore be underestimated. However, the N₂O annual budgets simulated by STEP-GENDEC-N₂O at Dahra is in the same range of previous estimates of N₂O emissions in Sahelian regions reported by Brümmer et al. (2009) that ranged from 0.2 to 0.7 kgN ha⁻¹ yr⁻¹ (Table C.1). As presented in the results section, N₂O budget in the Dahra site is 0.3 ± 0.04 kgN ha⁻¹ yr⁻¹, considered here as representative of savanna/grassland ecosystem and N₂O budget in the Mbita region is 2.4 ± 0.9 kgN ha⁻¹ yr⁻¹, considered here as representative of cropland in Africa. However, in the Mbita region, missing data from the long rainy season period causes large uncertainties on the N₂O budget estimation as the rainfall magnitude is more than three times higher during this period compared to the short rainy season (Fig. 5.2). Therefore, if the positive effect of SWC on N₂O emissions identified in this study is also relevant for the long rainy season, the annual N₂O budget suggested in this study could be underestimated. These values are still of the same order of magnitude than those estimated by Kim et al. (2016) who calculated N₂O annual budget from savanna/grassland ecosystem and cropland in Africa of 0.4 ± 0.1 and 2.5 ± 0.9 kgN ha⁻¹ yr⁻¹, respectively (Table C.1) (Kim et al., 2016). Their estimations are based on the compilation of multiple studies on the continent. In their study, savanna/grassland ecosystems proved to produce the lowest emissions when compared to the other ecosystem types forest/plantation/woodland and agroforestry with N₂O annual budget of 2.7 ± 1.0 and 3.0 ± 1.4 kgN ha⁻¹ yr⁻¹, respectively.

Based on Kim et al. (2016) results, African agricultural and savanna/grassland would emit 1.2 ± 0.4 and 0.3 ± 0.1 TgN of N₂O per year while the present study estimated a budget of 1.2 ± 0.4 and 0.2 ± 0.03 TgN of N₂O per year for these ecosystems, respectively. Relatively to these estimates, even if African croplands represent a much-reduced area, they would emit between 4 and 6 times more N₂O than savanna/grassland ecosystems. The results presented here are below those simulated by the projection method for the period 2000 – 2050 reported by Bouwman et al. (2013) where N₂O emissions from African agricultural soils reach 0.5 and 0.8 TgN yr⁻¹ in 2010 and 2050 (Table C.1), respectively (Bouwman et al., 2013; Hickman et al., 2011; Kim et al., 2015). Therefore, the results of the present study (1.2 ± 0.4 TgN yr⁻¹) are above those projected for 2050. Moreover, according to EDGAR estimations of direct N₂O emissions from managed soil in Africa for the year 2015 (Crippa et al., 2019) based on the

IPCC Tier 1 methodology (IPCC, 2006), N₂O emissions from the agricultural sector in Africa was 0.5 TgN in 2015. This estimation is more than two times less than the one calculated in this study and is equivalent to the IMAGE simulation for 2010. Two options may be suggested: (1) the budget calculated here and by Kim et al. (2016) may not be representative of the whole continent but, in the case of this study, more of agricultural lands in the equatorial bent, or (2) the two modelling approaches underestimate N₂O emissions. Nonetheless, the EDGAR and IMAGE simulations of N₂O emissions from agricultural soils in Africa remain approximately twice larger than those from savannah/grassland ecosystems calculated in this study and by Kim et al. (2016), which meets the same tendency of our results.

5. Conclusion

This paper provides new *in situ* measurements and modelling results from two contrasted ecosystems and contributes to expand on the currently insufficient database on N₂O emissions for the African continent. Experimental results are reported for cropland N₂O emissions in Kenya, and grassland N₂O emissions in Senegal, along with simulated N₂O emissions from savanna ecosystems. Measurements and simulations showed that N₂O emissions present a seasonal variation and highlighted the importance of the rainy season on emission amplitude in both regions. Indeed, SWC proved to be an important driver at the seasonal scale, with larger emissions during the rainy season for the Mbita regionsites, and at the beginning of the rainy season for the Dahra site. No direct correlation on a day to day scale was found in both regions, due to the highly non-linear characteristic of N₂O emissions and temporal lags between emissions and underlying production processes in the soil. The use of modelling proved to be a useful tool to deepen our understanding of N₂O emission processes at the Dahra site, highlighting the pulse effect at the beginning of the rainy season. The results presented in this study confirm that N₂O emissions from savannas are lower than those from croplands in SSA, despite their larger areas, with 0.2 ± 0.1 TgN-N₂O for savannas and 1.2 ± 0.4 TgN-N₂O for croplands.

Acknowledgments:

This work is part of the CASAQUE program and was funded by the LEFE-EC2CO INSU CNRS program. The authors thank Francis Mcodimba and Peter Nyongesa for their logistical help and welcome at ICIPE (Mbita, Kenya), Silas Okumu for his work in the field at ICIPE, Mbita (Kenya), and technicians at CRZ, Dahra (Senegal) for their logistical help. TT was

additionally funded by the SNSB (Dnr 95/16), and TT, RF and the Dahra field site were funded by DFF (grant ID: DFF-6111-00258).

Chapitre 6.

Simulation des émissions de N₂O à l'échelle de la région avec le modèle RegCM-CLM

Les chapitres 4 et 5 ont permis d'analyser le déterminisme des émissions de N₂O à l'échelle de la parcelle sur les quatre sites d'étude au climat et pratiques de gestion contrastées. Dans ce nouveau chapitre, l'objectif consiste à proposer une modélisation des émissions de N₂O à l'échelle de la région sur un domaine comprenant l'ensemble des sites d'étude avec le modèle RegCM-CLM. La complexité de cet exercice réside dans la capacité du modèle à simuler au pas de temps journalier, à partir d'une même paramétrisation, les évolutions bio-physico-chimiques de régions contrastées en termes de caractéristiques pédoclimatiques, d'occupation du sol, d'hydrologie et de biodiversités.

Dans le cadre de ma thèse, je suis uniquement intervenu sur le modèle CLM dans lequel j'ai analysé et reparamétrisé les modules traitant de la dénitrification, du cycle de l'N et du prélèvement de l'N par la végétation (cf. section 3.3 chapitre 2). Le but de ce travail a été de comparer et d'améliorer les résultats des simulations du modèle par rapport aux émissions de N₂O en les confrontant aux observations à notre disposition dans la base de données du LA et du CESBIO ainsi que celles de la littérature. Les simulations ont été réalisées sur un domaine comprenant l'ensemble des sites d'études allant de l'Afrique équatoriale au sud de l'Europe. La maille du domaine étant très grossière (40 km x 40 km) par rapport à la surface des parcelles étudiées, la comparaison avec la simulation se fait donc avec les résultats obtenus sur la maille contenant chaque parcelle. Les sites d'Auradé et de Lamasquère étant très proches (12 km), ceux-ci se retrouvent dans le domaine sur la même maille qui sera par la suite appelée site Sud-Ouest dans ce chapitre. Pour la région de Mbita, la maille du domaine choisi est celle qui inclut les parcelles d'ICIPE à Mbita.

J'ai dans un premier temps pris en main le modèle afin d'identifier les différentes variables et modules qui impactent la production et les émissions de N₂O et les interconnexions qu'il pouvait y avoir. La version initiale du modèle RegCM-CLM simulait très mal les émissions de N₂O en termes d'ordres de grandeur avec des pics d'émissions plusieurs fois supérieurs à ce que l'on peut trouver dans la littérature. Le problème était interne au module de nitrification-dénitrification dû à une mauvaise simulation de l'anoxie du sol. J'ai donc retiré l'équation permettant de calculer la fraction anoxique du sol selon Arah et Vinten (1995) pour éviter ce

problème, cette paramétrisation n'étant d'ailleurs pas présente dans la configuration de la nitrification-dénitrification du modèle CENTURY par Grosso et al., (2000) et Parton et al. (1996) qui représente la formulation choisie dans CLM pour simuler ces processus. Cette modification a permis d'améliorer les simulations en évitant les pics erratiques observés au départ.

Dans ce chapitre, je présente dans un premier temps l'aptitude du modèle à reproduire sur notre domaine les variables de contrôle les plus importantes pour les émissions de N_2O , soit les précipitations, le LAI et la teneur en nitrates du sol. Les précipitations simulées ont été comparées avec des données d'observation à l'échelle du domaine, la pluie étant un facteur déterminant pour les émissions de N_2O , notamment en milieu naturel. Puis les émissions de N_2O simulées en utilisant les modules CENTURY et NOE2 ont été analysées et comparées avec les données recueillies sur les sites d'étude et celles recensées dans la littérature. A la suite de la présentation de ces résultats, je discuterai des problèmes identifiés dans les simulations, de la pertinence des paramétrisations et variables utilisées dans CLM pour simuler les flux de N_2O et, je proposerai des pistes de réflexion pour améliorer le modèle et tester de nouvelles configurations.

1. Principales variables d'influence des émissions de N_2O

1.1 Précipitation

Les cumuls annuels de précipitation simulés de 2012 à 2018 sur l'ensemble du domaine varient entre 0 et 10 000 $mm\ an^{-1}$ avec un écart-type allant de 0 à 2 000 $mm\ an^{-1}$ (Fig. 6.1). Les zones où ces précipitations sont les plus importantes se trouvent au niveau de l'équateur avec des valeurs supérieures à 2 000 $mm\ an^{-1}$, des pluies très abondantes entre 5 000 et 10 000 $mm\ an^{-1}$ étant simulées au Cameroun et à l'est du Congo. Les précipitations simulées les plus faibles se trouvent au Sahara avec des valeurs n'excédant pas 100 $mm\ an^{-1}$ (Fig. 6.1).

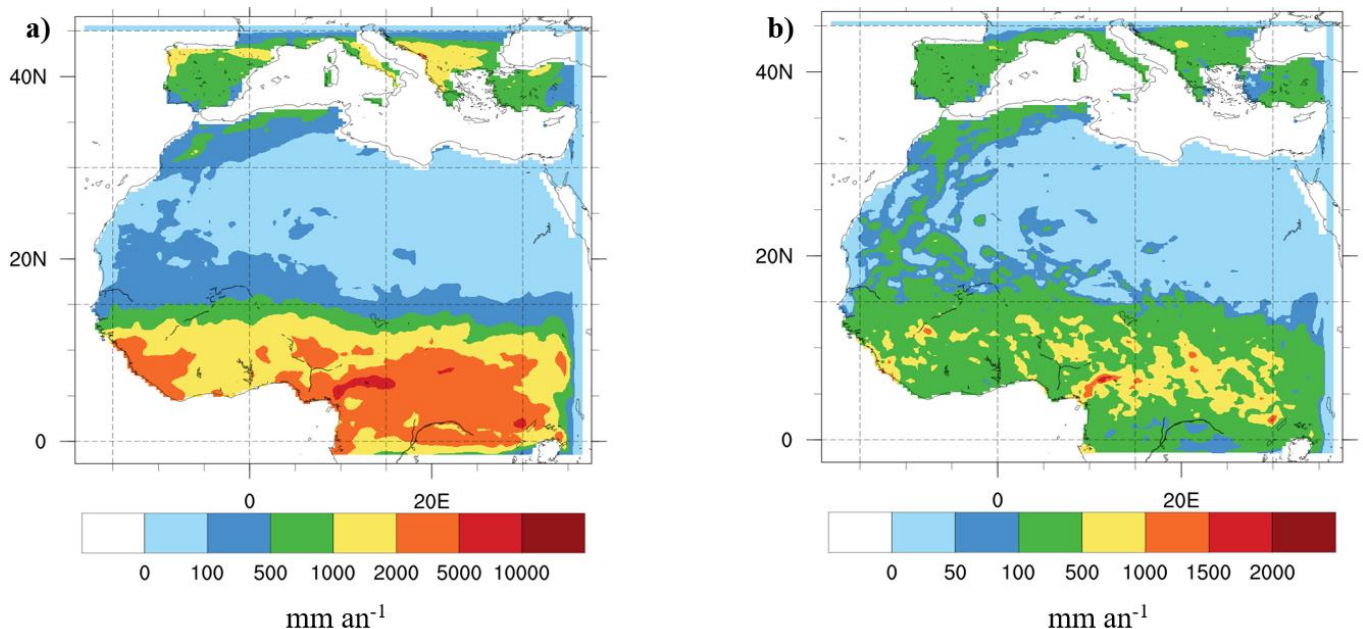


Fig. 6.1. Moyenne (a) et écart-type (b) des cumuls annuels de précipitation simulés de 2012 à 2018.

Ces résultats ont été comparés avec les données d'observation provenant de la base de données du Climate Research Unit (CRU, 2020) (Fig. 6.2) de 2012 à 2017 (pas de données CRU disponible pour 2018). Ce choix a été motivé par la précision de la base de données qui a été validée sur la majeure partie des régions du globe (Harris et al., 2020). Ces données proviennent de mesures de différentes stations météorologiques et ont été spatialisées grâce à une interpolation utilisant la méthode « angular-distance weighting (ADW) » entre chaque point de mesure. Les corrélations entre la pluie simulée par RegCM et les observations sont très fortes au niveau de la zone Sahel (lat. 15N) avec des valeurs de R^2 comprises entre 0.8 et 1. Ces scores diminuent néanmoins sur le nord de l'Afrique et le sud de l'Europe (hormis l'Espagne)

avec une forte proportion de valeurs entre 0 et 0.6 (Fig. 6.2.a). Le R^2 moyen sur l'ensemble du domaine est de 0.46 ce qui signifie que les précipitations simulées par le modèle sont modérément corrélées aux observations.

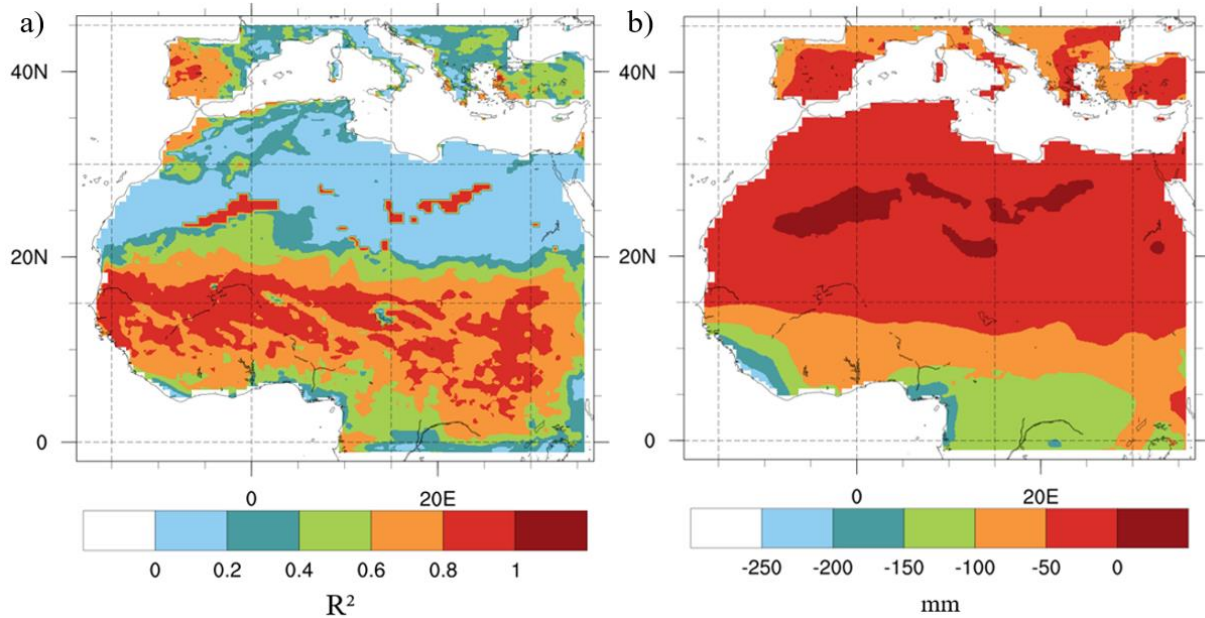


Fig. 6.2. Coefficient de détermination (R^2) (a) et différence mensuelle moyenne (b) calculés entre les précipitations observées par CRU et simulées par RegCM-CLM.

Exceptées quelques zones du Sahara, la différence moyenne calculée de 2012 à 2017 entre les précipitations mensuelles observées et simulées varient entre -227 et 0.5 mm mois⁻¹ (Fig. 6.2.b) avec une moyenne de -40 mm mois⁻¹, indiquant que le modèle a tendance à surestimer la pluviométrie sur l'ensemble du domaine, en particulier entre les latitudes 0 et 10 N (région équatoriale).

Plus en détail sur les 3 zones étudiées dans les précédents chapitres (Dahra, sites Sud-Ouest et Mbita) les performances du modèle, en comparaison avec les données CRU, sont mitigées (Fig. 6.3). C'est sur Dahra que la simulation des cumuls mensuels de pluie est la plus réaliste : la corrélation obtenue est très bonne et l'erreur est relativement modérée avec un R^2 , un RMSE et un RRMSE de 0.90, 24 mm et 70 %, respectivement (Fig. 6.3.a). En revanche sur les sites Sud-Ouest, la corrélation est très faible mais l'erreur y est aussi assez faible avec un R^2 , un RMSE et un RRMSE de 0.23, 30 mm et 53 %, respectivement (Fig. 6.3.b). Sur Mbita, la corrélation est modérée avec une très forte surestimation des précipitations avec un R^2 , un

RMSE et un RRMSE de 0.52, 308 mm et 245 %, respectivement (Fig. 6.3.c). Cependant, l'intensité des précipitations simulées y est beaucoup trop importante : on observe un maximum de 300 mm mois⁻¹ alors que les simulations donnent jusqu'à 1180 mm mois⁻¹.

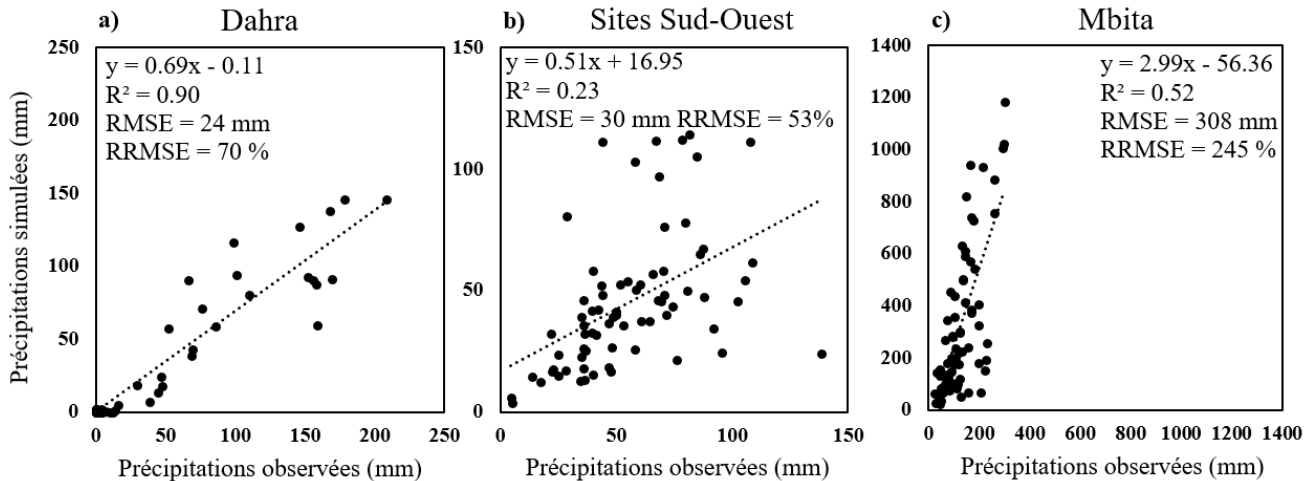


Fig. 6.3. Comparaison entre les cumuls mensuels de précipitation observées (CRU) et simulées sur les 3 zones d'études Dahra (a), sites Sud-Ouest (b) et Mbita (c) ainsi que la régression linéaire (droite en pointillée) et les résultats statistiques (R^2 , RMSE, RRMSE) correspondant. Les équations « $y =$ » représentent les équations des régressions linéaires. L'échelle n'est pas la même en fonction de la zone.

Koné et al. (2018) ont également obtenu une très bonne corrélation sur l'Afrique de l'Ouest entre d'une part la pluie simulée par RegCM4 et moyennée de Juin à Septembre pour les années 2003 et 2004 et d'autre part les observations obtenues avec la base de données « Tropical Rainfall Measurement Mission » (TRMM) avec un R^2 moyen sur la zone de 0.92. Giorgi et al. (2012) ont obtenu des résultats similaires avec une simulation utilisant RegCM4 en Afrique sur la période 1998-2002 avec des précipitations mensuelles moyennes d'avril à septembre et d'octobre à mars sur la zone Sahélienne mieux simulées en moyenne (R^2 de 0.55 à 0.77) que sur le reste de l'Afrique (R^2 de 0.01 à 0.52), en comparaison aux données CRU. Ils ont aussi mis en avant une importante surestimation des précipitations mensuelles au niveau du lac Victoria (Mbita se trouve au bord du lac Victoria) et sur la zone équateur en général avec un biais très élevé autour de 100% sur la période allant d'octobre à mars, sans réussir à identifier les origines de ce biais (Giorgi et al., 2012). Les corrélations entre leurs résultats de simulation et les données CRU sur le sud de l'Europe sont aussi proches des nôtres avec en moyenne sur la zone un R^2 allant de 0.20 à 0.44.

1.2 Leaf Area Index

Les indices de végétation simulés par le modèle (ici Leaf Area Index ou LAI) varient entre 0 et $7 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ sur l'ensemble du domaine (Fig. 6.4). Le LAI simulé par le modèle en Afrique et en Espagne est en accord avec les observations de GEOCLIM dérivées de celles obtenues par le programme SPOT VEGETATION de 1999 à 2010 (Verger et al., 2015) qui montre des LAI annuels moyens entre 0 et $6 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ entre les latitudes 0° et 10° N (contre 0 à $7 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ dans notre cas), entre 1 et $2 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ dans le nord de l'Espagne et proche de $0 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ sur le Sahara et le reste de l'Espagne (Fig. 6.5). Néanmoins, le LAI simulé sur le reste du sud de l'Europe ne correspond pas à ces observations avec des LAI annuels moyens simulés et observés allant de 0 à $1 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ et de 0 à $3 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$, respectivement.

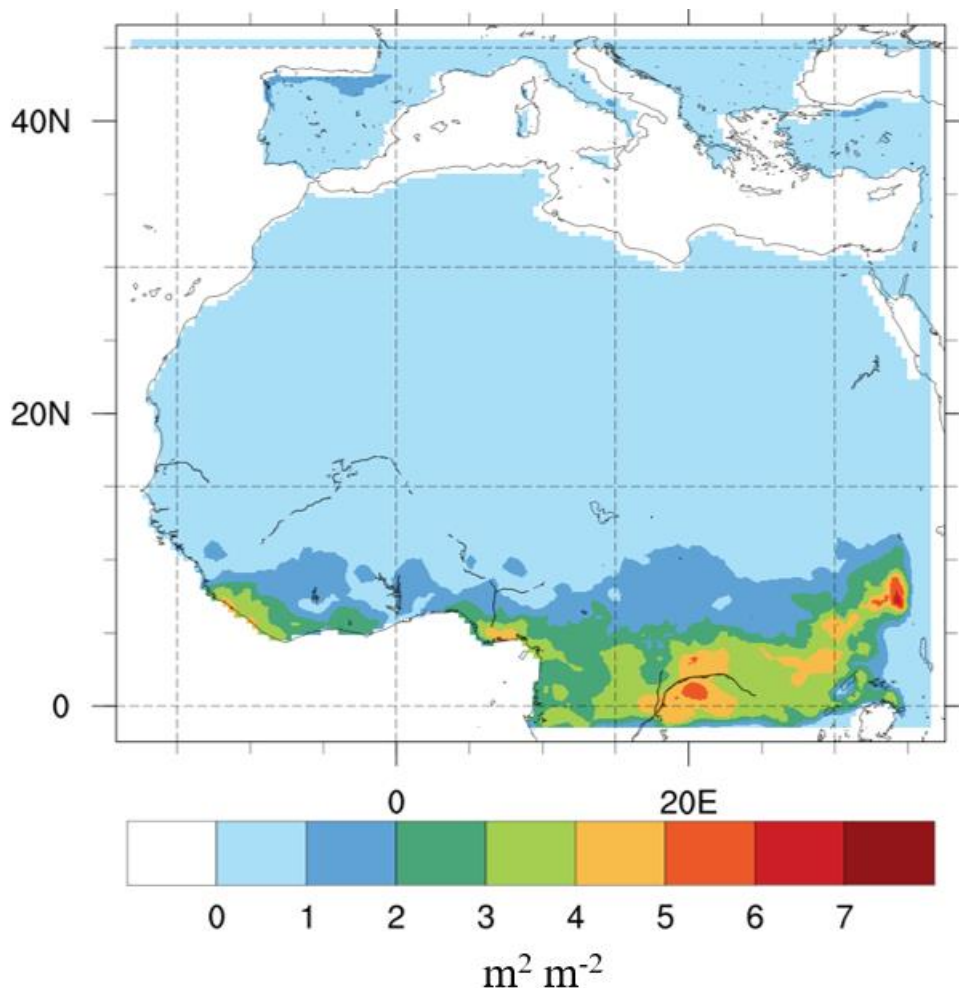


Fig. 6.4. Moyenne annuelle des LAI simulés de 2012 à 2018 et moyenné pour chaque année.

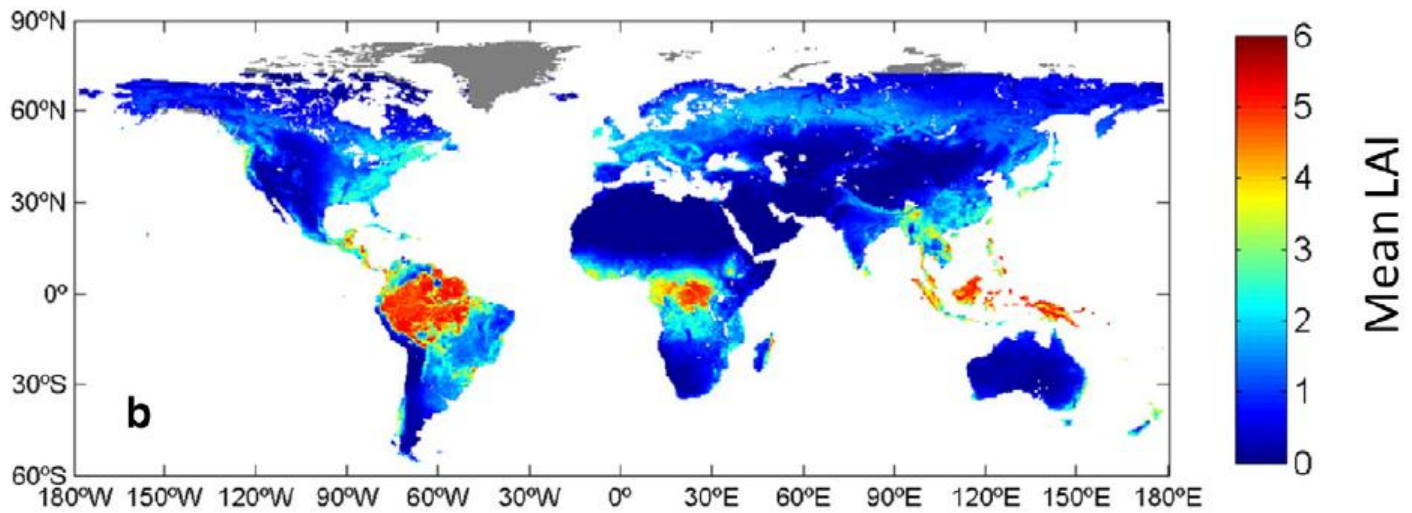


Fig. 6.5. LAI annuel moyen global obtenu avec les observations de GEOCLIM dérivées du programme SPOT VEGETATION de 1999 à 2010 (Verger et al., 2015).

1.3 Nitrates

Sur l'ensemble du domaine, les teneurs moyennes annuelles en NO_3^- simulées varient entre 0 et 2 $gN\ m^{-2}$ par colonne de sol (1 m de profondeur pour une surface de 1 m^2) (Fig. 6.6). Les concentrations en nitrate les plus fortes se concentrent globalement entre les latitudes 10° et 15° N où les teneurs moyennes annuelles en NO_3^- du sol varient entre 0 et 2 $gN\ m^{-2}$ et sur le Sahara où elles varient entre 0 et 0.1 $gN\ m^{-2}$. La présence de NO_3^- plus prononcée dans la région désertique du Sahara, de 0.05 à 0.1 $gN\ m^{-2}$, peut s'expliquer par la présence dans le modèle d'un module de dépôt d'azote atmosphérique couplée à l'absence d'un module de volatilisation de l'azote. Ainsi sur les zones désertiques où les précipitations et l'activité microbienne sont très faibles, et en l'absence de végétation, l'azote minéral présent n'est ni prélevé par la végétation, ni lixivié, ni dénitrifié et s'accumule donc. Les teneurs moyennes annuelles en NO_3^- sont extrêmement faibles sur le reste du domaine où elles sont inférieures à 0.05 $gN\ m^{-2}$ sur les régions équatoriales ou sur le sud de l'Europe par exemple.

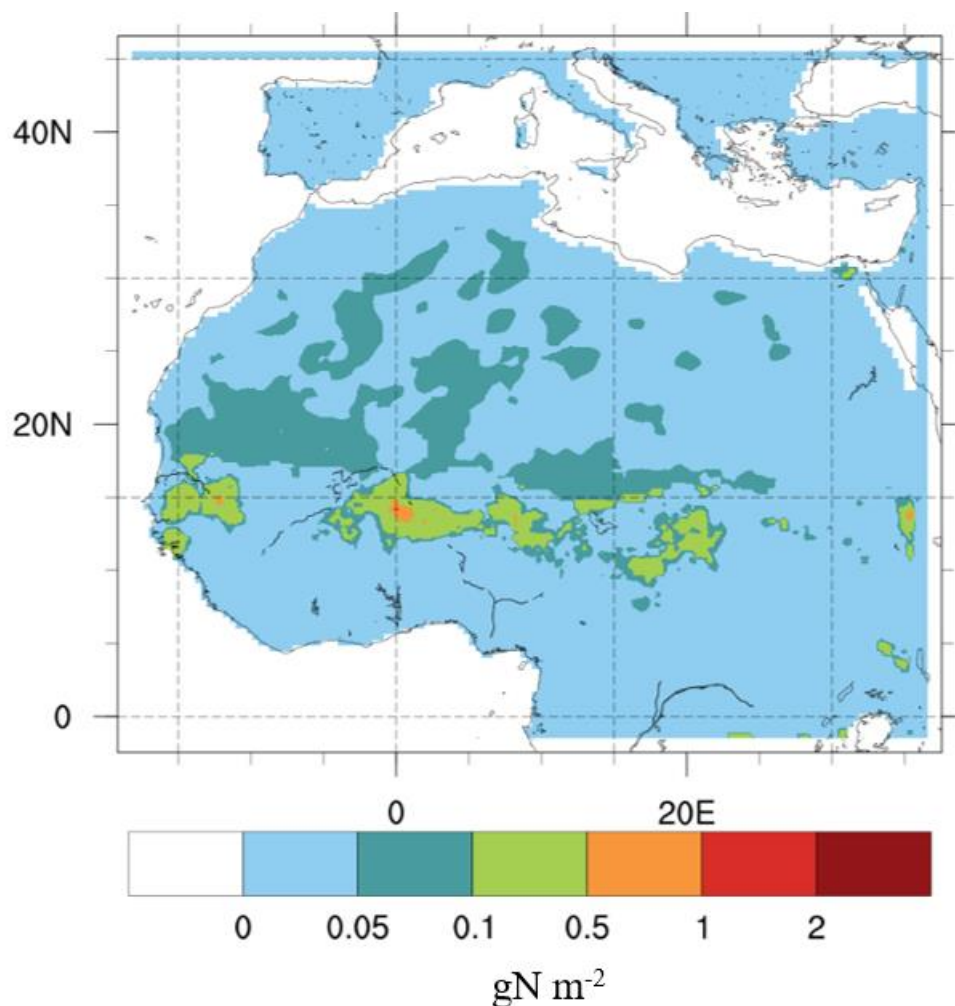


Fig. 6.6. Moyenne annuelle des teneurs en NO_3^- du sol présent dans une colonne de sol de 1 m sur 1 m^2 de surface simulée de 2012 à 2018 et moyenné pour chaque année.

Des mesures de teneurs en azote minéral du sol ont été réalisées sur les sites d'étude lors de campagnes spécifiques. Dans le cas des sites de Dahra et Mbita, des mesures ont été effectuées sur les premiers 10 cm de sol et ont été moyennées sur l'ensemble des campagnes terrains. Dans le cas des sites Sud-Ouest, la moyenne de la teneur en NO_3^- a été calculée à partir des mesures réalisées sur les premiers 30 cm de sol dans le cadre d'une campagne menée entre 2013 et 2014 sur le site de FR-Lam (Tableau 6.1). La comparaison des résultats de simulation aux données de référence montre que seule la maille de Dahra reproduit convenablement la teneur en NO_3^- moyenne du sol avec une valeur simulée de $0.2 \pm 0.1 gN m^{-2+}$ et observée de $0.2 \pm 0.2 gN m^{-2}$. Néanmoins, ces résultats sont à pondérer par rapport à la hauteur de colonne considérée (de 0 à 0.01 m pour les mesures, 1 m dans le modèle), ce qui signifie que la simulation sous-estime la teneur en NO_3^- du sol par rapport aux observations. Sur les mailles de Mbita et les sites Sud-

Ouest, le modèle simule une quasi-absence de NO_3^- dans les sols alors que les mesures donnent une teneur en NO_3^- du sol comprise entre 0.5 ± 0.7 et 2.3 ± 1.6 gN m^{-2} pour Mbita (Tableau 6.1) et les sites Sud-Ouest, respectivement. Les valeurs mesurées sur les sites Sud-Ouest sont élevées en raison d'un apport d'azote minéral important et classique pour une région agricole tempérée, tandis que le modèle ne tient pas compte des pratiques agricoles : il est donc probable que les résultats des mesures indiquent des valeurs supérieures à celles qui pourraient être mesurées sans fertilisation. Néanmoins, l'étude de Zeller et al., (2019) portant sur des mesures de teneurs en NO_3^- du sol sur la couche 0 – 10 cm de 21 sites de forêt de sapins de Douglas sur l'ensemble de la France montre des valeurs entre 0.4 et 4.9 gN m^{-2} alors que les résultats de simulation sont inférieurs à 0.05 gN m^{-2} (Tableau 6.1). De même, Delgado-Baquerizo et al. (2011) montre dans une étude sur 11 sites de forêts espagnoles une teneur moyenne en NO_3^- sur la couche 0 – 10 cm de 0.9 ± 2.7 gN m^{-2} alors que les résultats de simulation sur la quasi-totalité du bassin méditerranéen sont inférieurs à 0.05 gN m^{-2} (Tableau 6.1). Sur la zone équatoriale, où le modèle simule aussi une teneur en NO_3^- moyen du sol inférieur à 0.05 gN m^{-2} , une étude de Sauvadet et al. (2020) sur une plantation de cacaotier au Cameroun mesure en moyenne des teneurs en NO_3^- sur la couche 0 -10 cm de 1.4 ± 0.4 gN m^{-2} (Tableau 6.1). L'ensemble de ces résultats montrent que le modèle sous-estime les teneurs en NO_3^- du sol sur de nombreuses régions du domaine. Sur les zones où ces concentrations sont comprises entre 0 et 2 gN m^{-2} entre les latitudes 10° et 20° N, aucune donnée de comparaison dans la littérature n'a pu être trouvée pour valider ou discréditer les résultats de simulation.

Tableau 6.1. Moyenne des teneurs en nitrates mesurées lors des campagnes de mesure sur nos sites d'études et issus de la littérature en comparaison aux teneurs en nitrates simulées sur la couche 0 – 1 m moyenné de 2012 à 2018. ^a Mesures effectuées sur la couche 0 – 10 cm. ^b Mesures effectuées sur la couche 0 – 30 cm.

Région	Moyenne mesures (gN m^{-2})	Moyenne simulation (gN m^{-2})
Dahra ^a (Chapitre 5)	0.2 ± 0.2	0.2 ± 0.1
Mbita ^a (Chapitre 5)	0.5 ± 0.7	0.0 ± 0.0
Sites Sud-Ouest ^b (Chapitre 4)	2.3 ± 1.6	0.0 ± 0.0
Sites de forêts françaises (Zeller et al., 2019)	entre 0.4 et 4.9	< 0.05
Sites de forêts Méditerranéennes (Delgado-Baquerizo et al., 2011)	0.9 ± 2.7	< 0.05
Plantation de cacaotier au Cameroun (Sauvadet et al., 2020)	1.4 ± 0.4	< 0.05

2. Emissions de N_2O avec les formalismes CENTURY et NOE2

2.1. Evaluation à l'échelle du domaine

CENTURY - Les cumuls annuels d'émissions de N_2O simulés avec le module CENTURY varient en moyenne entre 0 et $6.1 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ sur le domaine avec un écart-type du même ordre de grandeur que la moyenne allant de 0 à $6.8 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ (Fig. 6.7). Les émissions de N_2O les plus importantes se situent entre les latitudes 5° et 15° N concentrées en Afrique de l'Ouest au niveau de la Guinée et sur une zone recouvrant en partie le Tchad, la République Centrafricaine, le Soudan et le Soudan du Sud (TCSS) (Fig. 6.7.a) et c'est aussi là où les écarts types y sont les plus forts (Fig. 6.7.b). Au niveau de l'équateur, du Sahara et de l'Europe, les cumuls annuels d'émission de N_2O sont majoritairement très faibles et sont compris en moyenne entre 0 et $0.1 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ (Fig. 6.7).

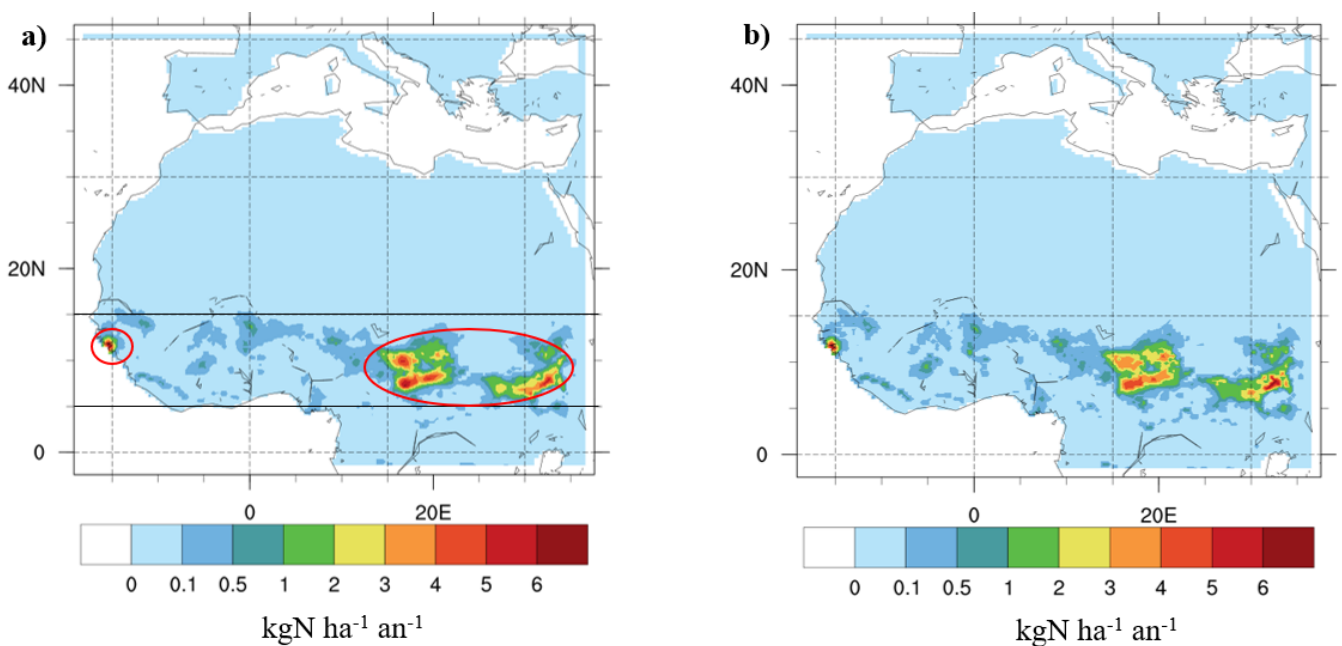


Fig. 6.7. Moyenne (a) et écart-type (b) des cumuls annuels d'émissions de N_2O simulés de 2012 à 2018 avec le module CENTURY. Le cercle rouge de gauche désigne la zone au niveau de la Guinée et celui de droite la zone Tchad-Centrafricaine-Soudan-Soudan du Sud (TCSS).

NOE2 – Les résultats issus des simulations avec l'implémentation du module NOE2 dans le modèle RegCM-CLM sont comparables à ceux obtenus avec CENTURY. Les cumuls annuels moyens d'émission de N_2O varient aussi en moyenne entre 0 et $6 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ (Fig.

6.8.a) avec des écart-types du même ordre de grandeur allant de 0 à 6 $kgN\ ha^{-1}\ an^{-1}$ (Fig. 6.8.b). La distribution géographique des gammes d'émission annuelles de N_2O sont-elles aussi semblables à celles obtenues avec le module CENTURY. Néanmoins, les résultats diffèrent sur la zone TCSS où les émissions simulées dépassant les 2 $kgN\ ha^{-1}\ an^{-1}$ en moyenne recouvrent une surface moins étendue avec NOE2 (Fig. 6.8.a) qu'avec CENTURY (Fig. 6.7.a).

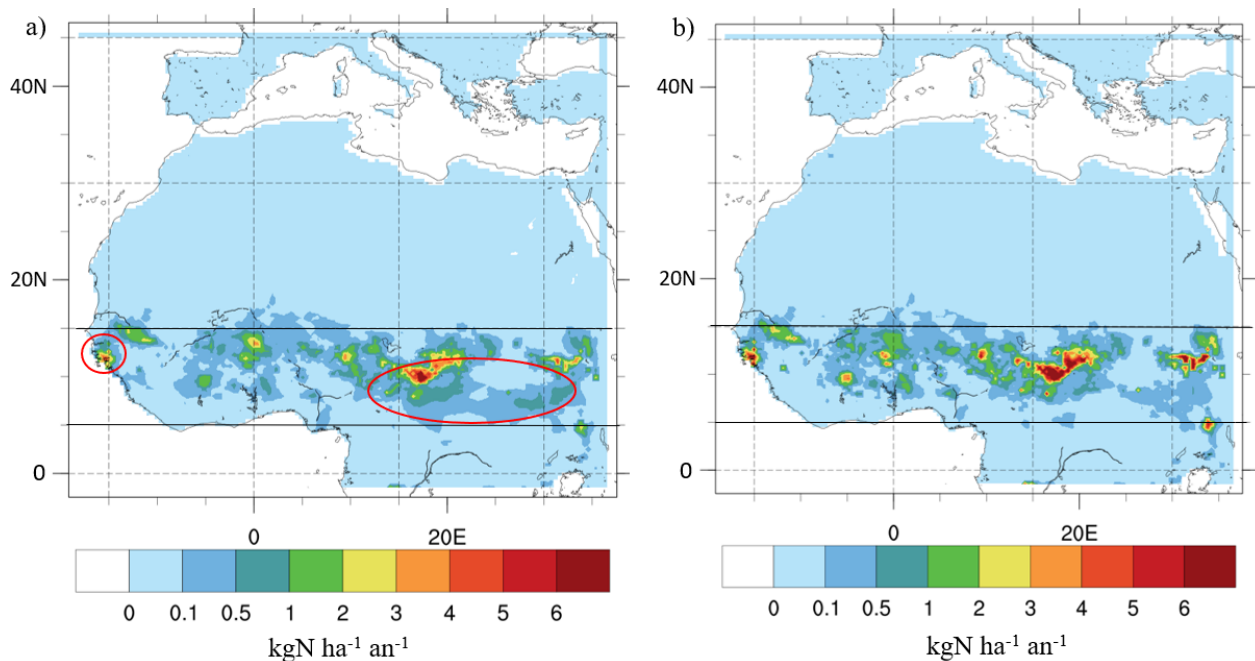


Fig. 6.8. Moyenne (a) et écart-type (b) des cumuls annuels d'émissions de N_2O simulés de 2012 à 2018 avec le module NOE2.

2.2 Evaluation à l'échelle locale : Dahra, Mbita et sites Sud-Ouest

Les émissions de N_2O simulées sur la région de Dahra sont du même ordre de grandeur que celles mesurées (0.0 ± 0.0 à $6.4 \pm 2.4\ gN\ ha^{-1}\ j^{-1}$) sur le site avec des valeurs allant de 0 à 5.5 et de 0 à $4.9\ gN\ ha^{-1}\ j^{-1}$ pour les simulations utilisant CENTURY et NOE2, respectivement (Fig. 6.9.a.). De plus, la dynamique des émissions simulées est cohérente puisque que celles-ci sont très fortes au moment de la saison des pluies. Cette dynamique saisonnière est systématiquement reproduite avec le module CENTURY entre 2013 et 2018 alors que le module NOE2 ne simule des émissions de N_2O qu'au moment de la saison des pluies en août 2016 et 2018 (Fig. 6.10.a.). Néanmoins, le modèle, que ce soit avec CENTURY ou NOE2, simule difficilement la variation journalière des émissions en comparaison aux observations issues des campagnes de mesures (voir section 3.3. chapitre 2 pour sa description). En effet, les émissions simulées pour les jours où ont été effectuées les mesures sont proches de 0 alors que

celles observées varie entre 0.0 ± 0.0 à $6.4 \pm 2.4 \text{ gN ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. Ces résultats sont néanmoins à considérer avec précaution en raison de l'échelle spatiale du modèle (maille de $40 \text{ km} \times 40 \text{ km}$) bien supérieure à celles des données de référence issues de mesures très ponctuelle dans le temps et réalisée sur une surface limitée ($< 0.1 \text{ m}^2$) mais représentative de la région en termes de couverture végétale et de type de sol.

Les émissions simulées sur Mbita et les sites Sud-Ouest sont quant à elles extrêmement faibles quel que soit le module utilisé avec des valeurs inférieures à 0.014 et $0.03 \text{ gN ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ pour CENTURY et NOE2, respectivement sur Mbita, et inférieures à 0.0008 et $0.0016 \text{ gN ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ pour CENTURY et NOE2, respectivement sur les sites Sud-Ouest (Fig. 6.9.b et c). En comparaison, les émissions de N_2O mesurées varient entre 0 et $36 \text{ gN ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ à Mbita et entre 0 et $200 \text{ gN ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ sur les sites Sud-Ouest. Même si l'on sait que le modèle ne prend pas en compte les pratiques agricoles, ces émissions sont tout de même beaucoup trop faibles même pour des sites naturels. Au niveau des simulations, aucune saisonnalité n'est observée sur Mbita quel que soit le formalisme employé mais une saisonnalité des émissions est simulée avec le module NOE2 sur Lamasquère avec des pics d'émission entre les mois de Mai et Juillet (Fig. 6.9.b et c).

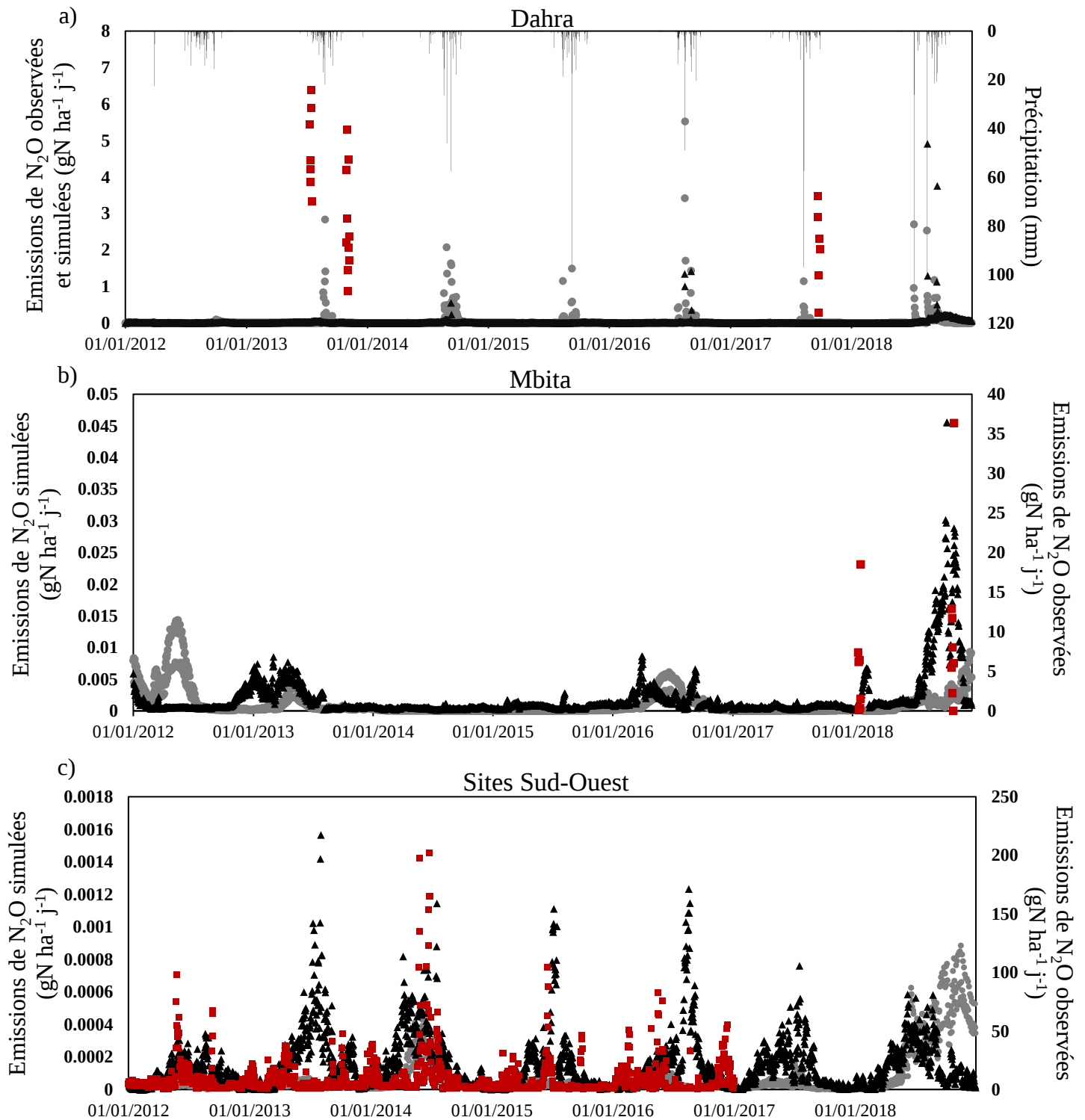


Fig. 6.9. Evolution temporelle des émissions de N_2O simulées avec les modules CENTURY (cercle gris) et NOE2 (triangle noir) et observées (carré rouge) entre 2012 et 2018 sur nos 3 zones d'études : Dahra (a), Mbita (b) et les sites Sud-Ouest (c). L'évolution temporelle des précipitations sont aussi représenté sur la figure de Dahra (a). Pour les sites Sud-Ouest (c), les émissions de N_2O des deux sites (FR-Lam et FR-Aur) ont été moyennées à la journée. Les échelles des émissions de N_2O ne sont pas les mêmes pour les observations et les simulations à Mbita (b) et Lamasquère (c).

3. Dénitrification totale : cause potentielle des faibles émissions de N_2O simulées

Les émissions de N_2O simulées étant très faibles sur de nombreuses régions, notamment sur le sud de l'Europe et au niveau de l'équateur, nous avons souhaité savoir si celles-ci n'étaient pas dues à une dénitrification totale des nitrates du sol en N_2 . En effet, le modèle surestimant en général la pluviométrie sur le domaine, une saturation du sol en eau pourrait favoriser une dénitrification totale, et expliquer les faibles émissions de N_2O .

Sur l'ensemble du domaine, les moyennes des cumuls annuels des émissions de $N_2 + N_2O$ simulées avec le module CENTURY varient entre 0 et $29.0 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ (Fig. 6.10). Bien que ces valeurs soient significativement supérieures à celles des émissions de N_2O uniquement, on constate qu'elles ont la même répartition spatiale. Ainsi, les émissions de N_2 sont aussi très faibles en Europe, au Sahara et au niveau de l'équateur avec des émissions de $N_2 + N_2O$ inférieures à $1 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ et sont particulièrement fortes entre les latitudes 5° et 15° N , notamment au niveau de la Guinée et de la zone TCSS. Il en ressort donc que les faibles émissions de N_2O simulées au niveau du sud de l'Europe et de l'équateur ne peuvent pas s'expliquer par une éventuelle dénitrification totale des NO_3^- en N_2 . Les émissions de $N_2 + N_2O$ se superposent aux zones d'émissions de N_2O seules dans le domaine de simulation ce qui signifie que modifier le ratio N_2/N_2O ne permettrait pas une meilleure répartition des émissions.

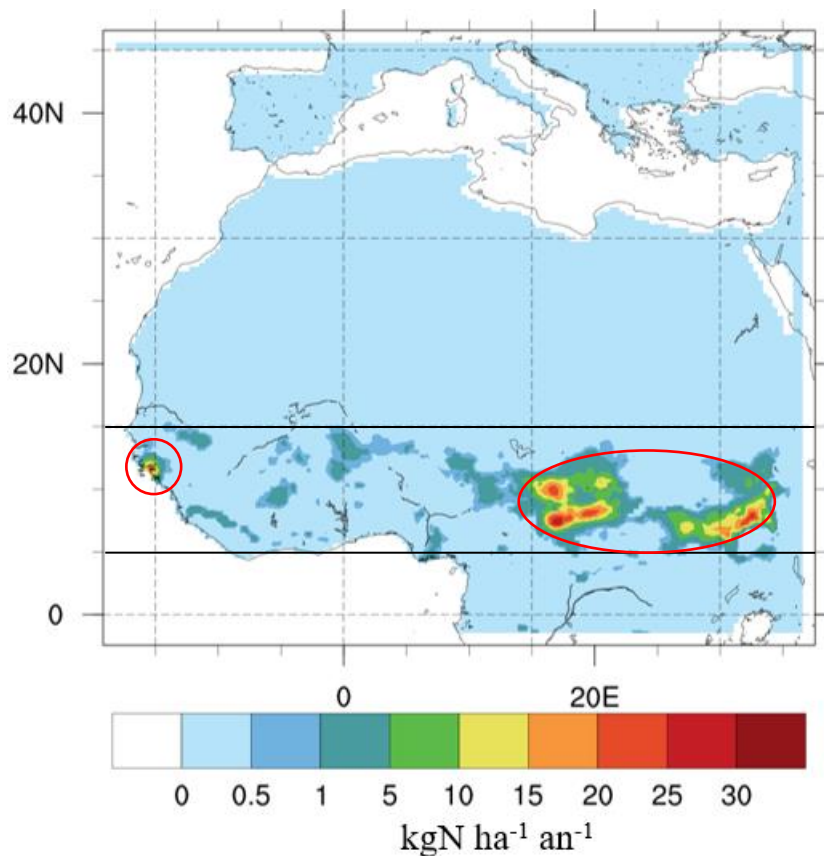


Fig. 6.10. Moyenne des cumuls annuels des émissions de $N_2 + N_2O$ produit par dénitrification en $kgN\ ha^{-1}\ an^{-1}$ simulées de 2012 à 2018 avec le module CENTURY.

4. Discussion

4.1. Comparaison des modules CENTURY et NOE2

La simulation effectuée avec le module NOE2 donne une représentation géographique des émissions de N_2O assez proche des résultats obtenus avec le module CENTURY. La différence majeure entre les deux est que la simulation utilisant NOE2 simule des émissions de N_2O sur les zones où les teneurs en NO_3^- sont plus importantes. Par exemple sur la région où les émissions de N_2O dépassent les $5\ kgN\ ha^{-1}\ an^{-1}$ avec le module NOE2 dans la zone TCSS, les teneurs en NO_3^- sont plus importantes que dans le reste du domaine avec des valeurs allant de 0.1 à $0.5\ kgN\ ha^{-1}$ en moyenne annuelle (Fig. 6.8.a), et de même pour la zone au niveau de la Guinée. Ce résultat est cohérent avec la paramétrisation du module NOE2 où la dénitrification dépend essentiellement des teneurs en NO_3^- (Eq. 2.15) contrairement au module CENTURY où

la dénitrification varie aussi en fonction de la concentration en CO_2 du sol (Eq. 2.12 et 2.13), ce qui peut expliquer cette différence d'émissions entre les deux modules.

4.2. Comparaison modèles – mesures des émissions de N_2O simulées

Les plus forts cumuls annuels moyens d'émissions de N_2O sont simulés au niveau de la Guinée et de la zone TCSS mais aucunes données concernant les émissions de N_2O sur ces pays n'ont été trouvées dans la littérature pour permettre une comparaison avec les résultats de simulation. Néanmoins, ceux-ci sont environ 2 à 3 fois plus élevés que les mesures rapportées par différentes études sur des forêts naturelles humides africaines au Ghana (Castaldi et al., 2013, mesure long terme d'avril 2009 à novembre 2010), au Congo (RDC) (Serca et al., 1994, 3 campagnes de mesures intensives entre 1991 et 1992) et au Kenya (Werner et al., 2007a, mesure long terme du 5 avril au 18 juin 2004) où les cumuls mesurés sont de $2.33 \pm 0.20 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, $2.9 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ et $2.6 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, respectivement. Mais sur ces 3 pays (Ghana, Congo et Kenya), les cumuls moyens d'émissions de nos simulations ne dépassent jamais les $0.5 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ quel que soit le module, NOE2 ou CENTURY. La comparaison entre les résultats de simulation et les observations sur la région de Mbita a aussi montré cette importante sous-estimation des émissions de N_2O par le modèle (Fig. 6.9.b). Il est donc fortement probable que le modèle ne simule pas non plus correctement les émissions de N_2O au niveau de la Guinée et de la zone TCSS où on s'attendrait à ce qu'elles soient plus faibles que dans les régions plus proches de l'équateur (pluviométrie plus faible et activité bio-physico-chimique moins intense, donc moins propice aux émissions). Les résultats obtenus sur la région de Dahra sont quant à eux prometteurs car les émissions de N_2O simulées sont du même ordre de grandeur que nos mesures même si la dynamique temporelle n'est pas respectée (Fig. 6.9.a).

Concernant le sud de l'Europe, Pilegaard et al. (2006), dans une étude regroupant plusieurs sites de forêts européennes, ont mesuré des émissions de N_2O sur 3 sites Italiens allant de 0.2 à $1.7 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ et Kesik et al. (2005)¹, dans leur étude combinant les résultats issus de plusieurs publications présentant des mesures d'émission de N_2O sur différents sites forestiers en Europe, ont mis en avant des budgets annuels de N_2O allant de 0.1 à $3.7 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Or les résultats de simulation sur l'Europe montrent que les bilans annuels moyens de N_2O sont toujours inférieurs à 0.1 kgN ha^{-1} . Ces résultats montrent que le modèle, quel que soit le module

¹ Dans cette étude, seules les années où plus de 200 mesures annuelles étaient disponibles ont été prises en compte dans l'estimation.

utilisé, sous-estime fortement les émissions sur l'Europe. Même si les simulations ne prennent pas en compte les pratiques culturales, les émissions de N_2O simulées sur les sites Sud-Ouest sont beaucoup trop faibles, même pour un site sans gestion agricole (Fig. 6.9.c).

4.3 Comparaison avec les émissions de N_2O simulées par d'autres modèles régionaux

On observe que nos résultats de modélisation sont similaires à ceux obtenus par Saikawa et al. (2013) avec le modèle CLMCN- N_2O qui est un dérivé du modèle CLM version 3.5 où un module issu de DNDC a été ajouté pour simuler les émissions de N_2O . Le modèle CLM utilisé pour simuler l'évolution biogéochimique du sol dans cette étude est donc une ancienne version de celui utilisé dans mon travail. Leur résultats sur les mois de juin, juillet et août de l'année 2000 sont équivalents à nos simulations avec des émissions de N_2O importantes sur les régions Guinée et TCSS et de plus faibles émissions en Afrique au niveau du bassin du Congo et de l'équateur (Fig. 6.11). Les auteurs ne donnent pas de conclusion nette à l'échelle de l'Afrique dans leur étude mais leurs résultats sur un site au Kenya ne sont pas concluants. Les émissions maximales obtenues dans leur étude sont néanmoins plus faibles que les résultats rapportés dans ce chapitre si on les extrapole à l'année avec un maximum de 4.1 contre 6 kgN ha⁻¹ an⁻¹ dans les simulations utilisant CENTURY et NOE2.

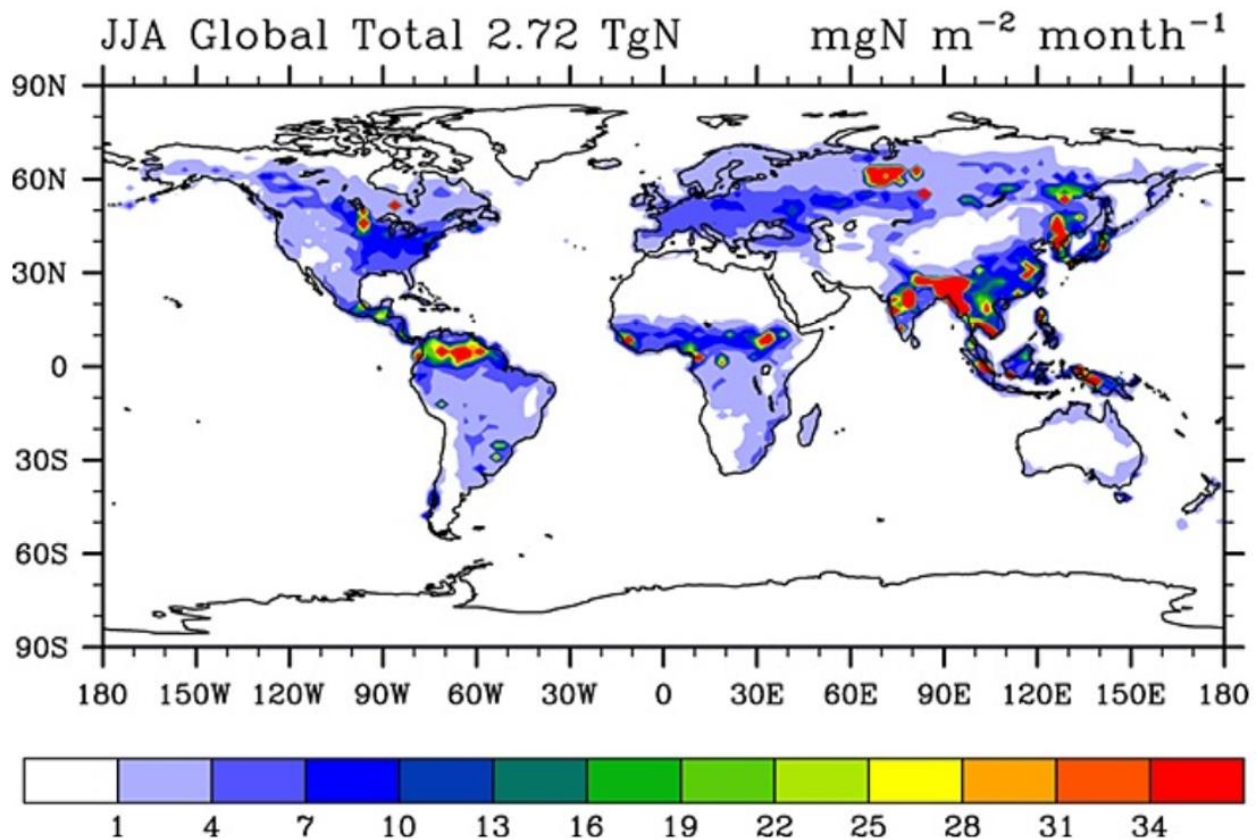


Fig. 6.11. Cumuls d'émissions mensuels de N_2O simulés sur les mois de juin, juillet et août (JJA) de l'année 2000 réalisé sur l'ensemble du globe par le modèle CLMCN- N_2O (Saikawa et al., 2013). $34\ mgN\ m^{-2}\ mois^{-1}$ est équivalent à $0.34\ kgN\ ha^{-1}\ mois^{-1}$.

Les résultats de simulations de ce chapitre sont néanmoins en opposition par rapport aux simulations obtenues par Werner et al. (2007b) utilisant le modèle ForestDNDC-tropica sur l'année 1991-2000 sur les forêts tropicales humides (Fig. 6.12). En effet, les simulations obtenues montrent de fortes émissions de N_2O en Afrique au niveau de l'équateur et du bassin du Congo pouvant dépasser les $3.5\ kgN\ ha^{-1}\ an^{-1}$, ce qui est cohérent par rapport aux émissions mesurées au Ghana (Castaldi et al., 2013), au Congo (Serça et al., 1994) et au Kenya (Werner et al., 2007a) et avec les gammes de variation que l'on peut observer sur des forêts tropicales humides (Werner et al., 2007b). Les simulations obtenues par Potter et al., (1996) et Tian et al., (2018) montrent une répartition et une gamme de variation des émissions de N_2O sur l'Afrique et l'équateur proches des résultats de Werner et al. (2007b) avec les modèles Carnegie-Ames-Stanford (CASA) Biosphere et N_2O Model Intercomparison Project (NMIP), respectivement. Les fortes émissions de N_2O simulées sur les régions équatoriales dans leurs modélisations sont justifiées par le fait que ces régions sont soumises à de très fortes précipitations et possèdent

des sols riches en argile, en matière organique et en azote ce qui en fait des zones favorables à la dénitrification (Werner et al., 2007b ; Tian et al., 2018). On aurait donc pu s'attendre à obtenir les mêmes résultats avec le modèle RegCM-CLM.

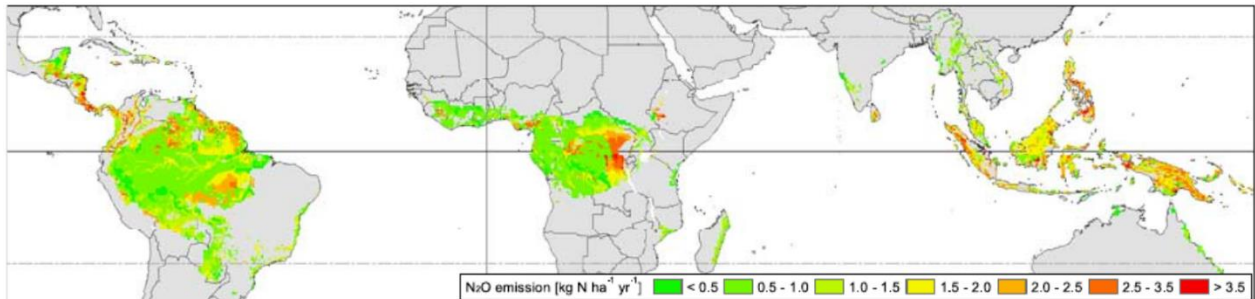


Fig. 6.12. Cumuls d'émissions moyens simulés par le modèle ForestDNDC-tropica de 1991 à 2000 au niveau de l'équateur (Werner et al., 2007b) en $kgN\ ha^{-1}\ an^{-1}$.

4.4. Impact des variables environnementales sur les émissions de N_2O

Dans cette section, les influences combinées des 3 variables (précipitations, LAI et NO_3^-) sur les émissions de N_2O simulées par RegCM-CLM ont été analysées pour comprendre pourquoi on retrouve de fortes émissions sur notre domaine entre 5° et $15^\circ N$, de trop faibles émissions sur les zones équatoriales et le sud de l'Europe et des résultats encourageant sur le Sahel.

Précipitations – La surestimation des précipitations sur le domaine d'étude entraîne une grande incertitude pour la simulation des émissions de N_2O . En effet, les processus biogéochimiques du sol, notamment les processus de décomposition de la matière organique et de nitrification-dénitrification sont fortement liés à l'humidité du sol, et donc aux précipitations. Les simulations réalisées avec RegCM-CLM risquent d'être biaisées sur les zones où la pluie est mal simulée, en particulier au niveau de l'équateur et du Lac Victoria où les précipitations sont trop importantes dans le modèle. En comparant les zones où les émissions de N_2O simulées par CENTURY et NOE2 sont les plus fortes avec la carte des précipitations (Fig. 6.1.a), on constate que ces zones ne correspondent pas à celles où les pluies sont les plus abondantes même si les précipitations sur ces zones sont tout de même importantes avec des cumuls annuels moyens allant de 1 000 à 5 000 $mm\ an^{-1}$. De plus, les précipitations simulées sur ces zones sont proches de celles simulées sur le sud de l'Europe alors que les émissions de N_2O y sont extrêmement faibles. Les fortes précipitations simulées sur la zone équatoriale n'impliquent quant à elles pas de dénitrification totale importante qui pourraient expliquer les faibles

émissions de N_2O qui y sont simulées. Ainsi, les différences régionales observées sur la simulation des précipitations ne permettent pas d'expliquer la disparité des émissions de N_2O simulées.

LAI - Les zones où les émissions de N_2O simulées sont les plus fortes correspondent à des zones où la végétation est présente mais faiblement (LAI entre 0 et $2 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ en moyenne sur l'année). Les faibles émissions de N_2O simulées avec CENTURY ou NOE2 correspondent soit à des zones où la densité de végétation est très forte comme au niveau du Congo (LAI de 3 à $7 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$), soit à des zones où le LAI moyen annuel est faible et varie entre 0 et $1 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ au niveau des régions désertiques ou semi-désertiques et sur le sud de l'Europe. Les régions où les émissions sont les plus fortes ($> 2 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) au niveau de la Guinée et sur la zone TCSS ont un LAI annuel moyen compris entre 0 et $2 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$, mise à part la partie Sud-Ouest de la zone TCSS où le LAI annuel moyen est très fort ($> 4 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$).

Nitrates - Les fortes émissions de N_2O simulées au niveau de la Guinée et de la zone TCSS correspondent à des niveaux de NO_3^- importants par rapport au reste du domaine avec des concentrations entre 0.1 et 0.5 gN m^{-2} , mise à part la partie Sud-Ouest de la zone TCSS où les teneurs en nitrate restent inférieures à 0.05 gN m^{-2} . Les teneurs moyennes annuelles de NO_3^- sont très faibles (entre 0 et 0.05 gN m^{-2}) là où la végétation dépasse les $1 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ en moyenne par an comme au niveau de la région équatoriale et sont aussi inférieures à 0.05 gN m^{-2} sur le sud de l'Europe. Ces teneurs en NO_3^- extrêmement faibles sur ces zones pourraient expliquer le fait que l'on observe de très faibles émissions de N_2O sur ces zones.

4.5. Synthèse

Les résultats obtenus soulignent la difficulté du modèle RegCM-CLM à simuler les émissions dans les zones proches de l'équateur et en Europe. L'hypothèse qui permettrait d'expliquer ces résultats serait le prélèvement excessif d'azote du sol par la végétation lorsque celle-ci est dense. Durant ma thèse, j'ai activement travaillé à limiter cet effet afin d'améliorer les simulations. En effet, les émissions de N_2O simulées les plus fortes se concentrent sur la zone entre les latitudes 5° et 15° N où la pluviométrie est suffisante pour entraîner des émissions mais où la végétation est plus éparse par rapport aux régions équatoriales (Fig. 6.1 et Fig. 6.4). Les émissions de N_2O les plus faibles sont ainsi simulées dans les régions où la végétation est très dense et active sur l'ensemble de l'année, et donc là où le prélèvement de l'azote du sol par la végétation est important, comme au niveau de l'équateur où le LAI est supérieur à $2 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ avec en majorité une végétation composée d'arbres feuillus à feuilles persistantes (tropiques).

De faibles émissions sont aussi simulées au niveau des régions à faible pluviométrie comme le Sahara où les précipitations sont inférieures à 500 mm an^{-1} et où la végétation est majoritairement inexistante, ce qui correspond à ce qu'on s'attendrait à observer dans cette zone. Le cas de l'Europe est lui particulier puisque le modèle y simule de faibles émissions de N_2O alors que le LAI moyen sur la région est inférieur à $1 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ sur l'année mais avec de fortes précipitations allant de 500 à $2\,000 \text{ mm an}^{-1}$. Néanmoins, les teneurs en nitrate moyennes du sol simulées sur l'Europe sont inférieures à 0.05 gN m^{-2} ce qui permettrait d'expliquer ces faibles émissions sans s'opposer à l'hypothèse du prélèvement excessif par la végétation. Comme les émissions de N_2O en Europe sont inférieures à ce que l'on peut trouver dans la littérature dans la région sur des sites naturels et que les teneurs en nitrates y sont faibles, on peut supposer que d'autres problèmes concernant la simulation du cycle de l'azote sont présents dans le modèle. La différence la plus notable entre la zone 5° et 15° N et l'Europe est le climat avec des variations de températures beaucoup plus importantes et des températures beaucoup plus froides en hiver sur l'Europe. On peut supposer que la particularité climatique de l'Europe pourrait rajouter un problème pour la modélisation du cycle de l'azote sur la région.

Conclusion

Le modèle CLM a été utilisé pour simuler les émissions de N_2O sur un domaine qui s'étend du sud de l'Europe à l'équateur. Deux modules d'émissions de N_2O ont été utilisés, le module Century, qui est le module par défaut couplé à CLM dans sa version 4.5, et le module NOE2 que j'ai moi-même couplé. Les deux modules donnent sensiblement les mêmes résultats, mis à part quelques différences mineures dues au fait que Century tient compte du CO_2 pour simuler les émissions de N_2O , ce qui n'est pas le cas de NOE2.

La répartition spatiale des émissions sur le domaine de simulation, à l'échelle annuelle, n'est en général pas validée par les observations, sauf au niveau du site de Dahra. En effet, l'analyse des facteurs environnementaux qui influencent les émissions a permis de montrer que le prélèvement de l'azote du sol (sous forme de nitrates) par la végétation, lorsque celle-ci est dense, est trop important. Ce pompage excessif de nitrates résulte en une émission de N_2O très faible et irréaliste. Ce constat provient de l'analyse suivante : (1) un LAI modéré, combiné à des précipitations modérées, favorise les émissions (comme au Sahel), (2) un LAI fort entraîne un fort prélèvement de nitrates et peu ou pas d'émissions de N_2O , comme c'est le cas dans les régions équatoriales, (3) si le LAI est faible, parce que la pluie est faible voire nulle, il n'y a pas

d'émissions, mais les nitrates sont présents en raison d'un dépôt atmosphérique d'azote (régions désertiques). En résumé, un LAI modéré favorise la présence de nitrates dans le sol et, combinée à des pluies modérées, provoque des émissions de N_2O vers l'atmosphère.

La simulation sur la région du Sud-Ouest de la France n'a pas donné de résultats satisfaisants sans que nous ayons pu en isoler la raison exacte. Pour cette raison, il est difficile de conclure sur les différences entre émissions naturelles par les sols de climat tempéré et sols de climat tropical. Les émissions de N_2O simulées via le module CENTURY sur la région de Dahra sont du même ordre de grandeur que celles observées sur le site avec une saisonnalité cohérente par rapport à la pluviométrie, ce qui nous laisse penser que le modèle a la capacité de simuler les émissions de N_2O sur la région du Sahel et aussi potentiellement sur les régions semi-arides.

En conclusion, la représentation du cycle de l'azote dans RegCM-CLM reste à explorer plus en détail pour améliorer encore le prélèvement des nitrates par la végétation, et permettre une représentation réaliste des émissions en Afrique sub-saharienne, où les écosystèmes naturels sont majoritaires par rapport aux cultures. Néanmoins, dans un contexte où la démographie est en forte expansion sur le continent, les changements d'utilisation des sols vers les cultures devront être pris en compte.

Discussion Générale

1. Effets des pratiques agricoles

Si l'on classe les sites étudiés selon l'amplitude de variation des émissions de N_2O mesurées de la plus faible à la plus forte, le site de Dahra, site pastoral semi-aride, ressort comme celui où les émissions de N_2O sont les plus faibles avec des variations entre 0.3 ± 0 à $6.4 \pm 5.6 \text{ gN ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ (Tableau 7.1). Vient ensuite la région de Mbita, sites agricoles en zone équatoriale, avec des émissions allant de 0 ± 0 à $36.4 \pm 9.2 \text{ gN ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. Puis le site de FR-Aur, exploitation céréalière située en zone tempérée, avec des variations de 0.9 ± 0 à $150.8 \pm 29.8 \text{ gN ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. Le site de FR-Lam, ferme laitière située en zone tempérée, est le site où les émissions de N_2O sont les plus importantes avec des valeurs comprises entre 0.9 ± 0 et $394.6 \pm 180.3 \text{ gN ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ (Tableau 7.1). Par rapport aux bilans annuels d'émissions de N_2O , Dahra occupe toujours la dernière place du classement avec un bilan de $0.3 \pm 0.04 \text{ gN ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ et FR-Lam la première place avec un bilan variant de 2.4 ± 0.3 à $8.0 \pm 0.4 \text{ gN ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ (Tableau 7.1). Le bilan calculé sur la région de Mbita de $2.4 \pm 0.9 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, qui pourrait être surestimé étant donné l'imprécision de la méthode de calcul utilisée et la valeur élevée de la mesure effectuée sur la parcelle de canne à sucre, peut être considéré comme équivalent ou légèrement supérieur aux cumuls calculés sur l'ensemble des cultures à FR-Aur qui varient entre 1.0 ± 0.5 et $2.1 \pm 0.1 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Le classement des sites en fonction des bilans annuels d'émissions de N_2O suggère que le gradient de pression anthropique influe sur les émissions avec la gestion la plus intensive sur FR-Lam, des pratiques de gestion à peu près équivalente entre Mbita et FR-Aur et une faible pression sur le site de Dahra (ni travail du sol ni fertilisation azotée hormis les excréments de bétail) (Tableau 7.1). D'autres études ont montré également que la réduction de l'intensité des pratiques de gestion était un outil efficace d'atténuation des émissions de N_2O par optimisation de la fertilisation azotée, du travail du sol et de l'irrigation (Adviento-Borbeet al. 2007 ; Chatskikh and Olesen, 2007 ; Aguilera et al., 2013).

Tableau 7.1. Résumé des différences de gestions, de teneur en argile mesuré entre 0 et 20 cm, de pluviométrie, de maximum d'émission et des bilans annuels de N₂O sur l'ensemble des sites d'étude. ^aLes données de Mbita sont moyennés sur l'ensemble des parcelles de la région. ^bBilan annuel calculé avec les résultats du model STEP-GENDEC-N₂O. ^cBilan annuel calculé par la méthode d'extrapolation des moyennes explicité dans le chapitre 5.

	Pratiques agricoles	Précipitations annuelles moyenne (mm)	Teneur en argile (%)	Maximum d'émission (gN ha ⁻¹ j ⁻¹)	Bilan annuel (kgN ha ⁻¹ an ⁻¹)
Dahra	Pastoralisme	416	6	6.4 ± 5.6	0.3 ± 0.04 ^b
Mbita ^a	Fertilisation : de 0 à 100 kgN ha ⁻¹ an ⁻¹ Irrigation : pendant la saison sèche sur certaines parcelles Labour : manuel et superficiel	1 100	36	36.4 ± 9.2	2.4 ± 0.9 ^c
FR-Lam	Fertilisation : de 100 à 228 kgN ha ⁻¹ an ⁻¹ Irrigation : pendant une culture de maïs Labour : mécanique profond et superficiel	610	50	394.6 ± 180.3	De 2.4 ± 0.3 à 8.0 ± 0.4
FR-Aur	Fertilisation : de 0 à 206 kgN ha ⁻¹ an ⁻¹ Irrigation : non- irrigué Labour : mécanique superficiel	610	31	150.8 ± 29.8	De 1.0 ± 0.5 à 2.1 ± 0.1

L'analyse faite sur le jeu de données des sites de FR-Lam et de FR-Aur fait ressortir les entrées d'azote (résidus de culture, engrais organique et minéral, incorporation de couvert intermédiaire), la profondeur de travail du sol et la minéralisation de printemps, lorsqu'ils sont combinés aux entrées d'eau (pluie + irrigation), comme des facteurs à fort impact sur les émissions de N₂O cumulées à l'échelle du mois et de la saison. Le fait de considérer les apports d'azote comme unique facteur de contrôle des émissions de N₂O comme cela est le cas avec la méthode Tier 1 du GIEC est donc source d'erreur pour leur estimation. En effet, une très faible corrélation a été trouvée entre les bilans annuels d'émission de N₂O observés et estimés en suivant la méthode Tier 1 ($R^2 = 0.37$). Skiba et Smith (2000) ont aussi mis en avant que l'une des principales causes de ces écarts était due au fait que cette méthode ne prend pas en compte

l'ensemble des pratiques agricoles influençant les émissions de N_2O dans les estimations. L'exemple de la culture de tournesol en 2016 sur le site de FR-Aur illustre totalement ce fait puisque qu'elle correspond à l'année culturale où les émissions de N_2O ont été les plus fortes sur ce site (à égalité avec la culture de colza) par rapport aux autres années alors qu'aucune fertilisation azotée n'a été appliquée. De la même façon dans la région de Mbita, c'est sur le site de Kisumu cultivé en canne à sucre où aucune fertilisation azotée n'a été appliquée, contrairement aux autres sites de la région, que les émissions de N_2O les plus fortes ont été observées durant les deux campagnes de mesures. Ainsi, le modèle empirique développé dans le chapitre 4 constitue une alternative à la méthode Tier 1 puisqu'il se sert aussi des apports d'azote comme proposé par le GIEC pour calculer les estimations mais pondérés par la pluie et le développement du couvert. Il est aussi enrichi par la prise en compte du travail du sol profond et de l'effet de la minéralisation de printemps en interaction avec la pluviométrie. Les estimations des bilans annuels d'émissions calculées avec cette méthode ont donné de très bons résultats sur les sites Sud-Ouest avec un R^2 de 0.96.

2. Effets du contexte pédoclimatique

Si l'on regarde uniquement les sites de FR-Aur et de FR-Lam qui sont soumis au même climat, les cumuls d'émissions varient fortement avec des valeurs comprises entre 1.0 ± 0.5 et $8.0 \pm 0.4 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Le sol du site de FR-Lam est beaucoup plus argileux (50 %), donc en théorie plus propice aux émissions de N_2O , par rapport à celui d'FR-Aur (31 %), ce qui expliquerait en partie ces différences (Tableau 7.1). Cependant, les pratiques agricoles sont aussi très différentes entre les deux sites notamment en termes de profondeur de travail du sol, de gestion des résidus d'une culture d'hiver avant une culture d'été, des modalités d'apport azoté, de pratique d'irrigation, l'ensemble étant plus important ou fréquent à FR-Lam qu'à FR-Aur, ce qui a conduit à de plus fortes émissions de N_2O . Compte tenu du contexte expérimental, il est difficile de discriminer effet texture de sol et effet pratiques agricoles. Mais Rees et al. (2013) démontrent dans leur étude sur 13 sites agricoles à gestions intensives répartis dans 10 pays Européens que les variations dues aux interventions agricoles avaient plus d'impact sur les émissions de N_2O que les différences de texture de sol entre les sites. D'ailleurs, le modèle empirique développé sur les sites Sud-Ouest, qui ne prend pas en compte la variabilité de texture du sol, donne de très bons résultats sur les deux sites. Néanmoins, les résultats obtenus sur la région de Mbita montrent que le site cultivé en canne à sucre (Kisumu), qui n'a reçu aucune

fertilisation azotée contrairement aux autres sites, est celui où les émissions de N_2O observées ont été les plus fortes pendant les deux campagnes de mesures et où la teneur en argile la plus importante a été mesurée (42% contre 30 à 38% sur les autres parcelles). La texture du sol, proxy des activités microbiennes de nitrification et de dénitrification et de la teneur en matière organique, jouerait donc un rôle plus important que la pratique de gestion sur les émissions de N_2O dans cette région.

Il est difficile de discriminer l'effet du contexte climatique par rapport à celui des pratiques de gestion sur les émissions de N_2O . Néanmoins, si l'on considère que le bilan de la région de Mbita correspond à la réalité, il est possible qu'un climat humide puisse favoriser les émissions de N_2O par rapport à un climat tempéré à degré de pression anthropique quasi équivalent (ou inférieur). En effet, les précipitations sur la région de Mbita sont environ deux fois plus élevées que sur FR-Aur et FR-Lam et le bilan calculé sur Mbita est équivalent voire supérieur à ceux calculé sur FR-Aur. Ce constat est en accord avec les résultats de Shakoor et al. (2021) qui ont estimé dans une méta-analyse globale que le potentiel d'émission de N_2O des régions tropicales et subtropicales était plus élevé par rapport aux autres régions du globe. Néanmoins, le manque d'information sur la sensibilité des émissions de N_2O aux conditions climatiques ne permet pas d'expliquer cette différence (Shakoor et al., 2021 ; Griffis et al., 2017). On peut néanmoins supposer qu'un climat chaud et humide favorise la décomposition de la matière organique du sol et les processus de nitrification et de dénitrification (Barnard et al., 2005).

D'un point de vue climatique, la pluie ressort comme la variable commune à tous les sites d'études contribuant le plus aux variations d'émission observées. Les résultats de la simulation de STEP-GENDEC- N_2O sur le site de Dahra montrent que les émissions de N_2O sur ce site serait concentré au niveau de la saison des pluies, ce qui est cohérent avec les observations de Pelster et al. (2017) et Brümmer et al. (2008) sur des sites au Kenya et au Burkina-Faso, respectivement. Le modèle empirique développé par rapport à l'analyse des données de FR-Aur et de FR-Lam a aussi démontré que les pratiques agricoles avaient un impact sur les émissions de N_2O uniquement lorsqu'elles sont combinées à d'importantes entrées d'eau sous forme de pluie ou d'irrigation. Dans le but d'améliorer les estimations actuelles de bilans de N_2O , notamment en agriculture, il est donc essentiel de prendre en compte les précipitations, leur quantité et leur distribution, pour améliorer les estimations. Skiba et Smith (2000) ont notamment mis en avant que les divergences entre les estimations des émissions de N_2O par la méthode Tier 1 du GIEC et les observations étaient principalement dues aux variations

interannuelles des précipitations et que le modèle pouvait être grandement amélioré s'il prenait en compte cette variable.

3. Effets de la couverture végétale

L'analyse des données sur les sites du Sud-Ouest a mis en avant que la présence d'un couvert végétal module fortement l'effet des apports azotés sur les émissions de N_2O . En effet, une végétation développée réduit l'effet de la fertilisation azotée ou celui de la minéralisation de printemps sur les émissions de N_2O . Le surplus d'azote (bilan des entrées et de l'absorption par la végétation) calculé pour les cultures de blé et de maïs sur FR-Lam et FR-Aur est d'ailleurs positivement corrélé aux émissions de N_2O . Ces résultats sont en accord avec ceux de Kim et al. (2013) qui ont montré dans leur méta-analyse que les émissions de N_2O augmentaient abruptement avec la quantité de fertilisant azoté apportée lorsque celle-ci dépasse la capacité de prélèvement de l'azote par la végétation. L'utilisation des réseaux de neurones sur les sites du Sud-Ouest a aussi mis en avant l'importance du couvert végétal sur les émissions de N_2O . En effet, la non prise en compte de la végétation dans les variables d'entrées (LAI ou hauteur de végétation) des réseaux de neurones développés réduisait les résultats statistiques et la capacité des modèles à reproduire les émissions de N_2O . L'effet du couvert végétal est aussi confirmé dans le développement du modèle empirique sur les sites du Sud-Ouest où la présence de végétation tend à réduire l'impact de la fertilisation azotée ou de la minéralisation de printemps sur les émissions de N_2O . De même, les résultats de simulation du modèle RegCM-CLM ont montré qu'une mauvaise paramétrisation du prélèvement de l'azote par la végétation avait des conséquences considérables sur la représentation des émissions de N_2O . Ces résultats montrent qu'il est nécessaire de prendre en compte le développement de la végétation et son impact sur le prélèvement de l'azote du sol dans les modèles simulant les émissions de N_2O .

4. Limites de la modélisation des émissions N_2O

Les résultats des simulations réalisées sur l'ensemble de ma thèse ont révélé la difficulté d'utiliser une unique paramétrisation pour simuler les émissions de N_2O à différents endroits du globe. En effet, la modélisation statistique utilisant les réseaux de neurones sur le site de FR-Lam a montré son efficacité lorsque les réseaux sont construits pour chaque année culturale spécifiquement mais est peu performante pour des réseaux construits en mélangeant différentes

périodes de fonctionnement de la parcelle. Ainsi sur le site de FR-Lam, l'application d'une paramétrisation générique, couvrant l'ensemble des années étudiées, n'a pas été possible. Taki et al. (2018) ont aussi observé que l'utilisation des réseaux de neurones sur plusieurs années n'était pas applicable aux émissions de N_2O et que leur application devait être restreinte à une année culturale voire à des périodes plus courtes. Cette restriction serait due selon eux à la forte variabilité climatique interannuelle.

L'implémentation du module de simulation des émissions de N_2O du modèle DNDC vers STEP-GENDEC pour simuler des émissions de N_2O en savane semi-aride n'était pas adapté au départ à ce type de climat parce qu'il a été développé à l'origine pour des climats tempérés. Les émissions simulées étaient beaucoup trop faibles par rapport aux observations. Grote et al. (2009) ont aussi montré que les émissions de N_2O simulées par le modèle DNDC sur un site de savane au Burkina Faso étaient sous-estimées par comparaison à leurs observations. Dans notre cas, la configuration du module lié aux émissions de N_2O de DNDC a dû être modifiée pour que les résultats correspondent aux observations avec en particulier une réduction des seuils de WFPS nécessaire pour déclencher la dénitrification.

Le modèle RegCM-CLM présente des difficultés à simuler les émissions de N_2O sur l'ensemble du domaine et en particulier au niveau de l'équateur et au sud de l'Europe où les émissions de N_2O sont fortement sous-estimées en comparaison aux données de références. Le modèle empirique développé sur FR-Lam et FR-Aur constitue une évolution par rapport à la méthode Tier 1 du GIEC. Le modèle permet d'estimer les émissions de N_2O à une échelle temporelle plus précise que celle de la méthode Tier 1 (échelle saisonnière) et de pondérer les effets de la fertilisation azotée, du travail du sol et de la minéralisation de printemps (ce qui n'est pas fait avec la méthode Tier 1) en tenant compte des apports en eau (pluie + irrigation) et du développement de la végétation (GLAI). Sa configuration actuelle ne permet néanmoins pas son utilisation sur des sites naturels ou de prairies pâturées par exemple. Les résultats issus des différentes modélisations montrent que l'utilisation d'une même paramétrisation pour des sites possédant des climats, des textures de sol, des écosystèmes et des gestions très diverses ne semble pas être adaptée.

5. Synthèse

Ce travail de thèse original comparant des sites aux contextes pédoclimatiques et gestions contrastés a permis de mettre en évidence l'impact des facteurs d'influence indirects des émissions de N_2O liés (1) aux pratiques agricoles avec la fertilisation (minérale ou organique), le travail du sol et l'irrigation, (2) au climat avec la température (impactant le processus de minéralisation notamment) et la pluviométrie et (3) à la couverture végétale, et les facteurs direct liés (1) à la texture du sol et (2) au contenu en eau du sol (Fig. 7.1).

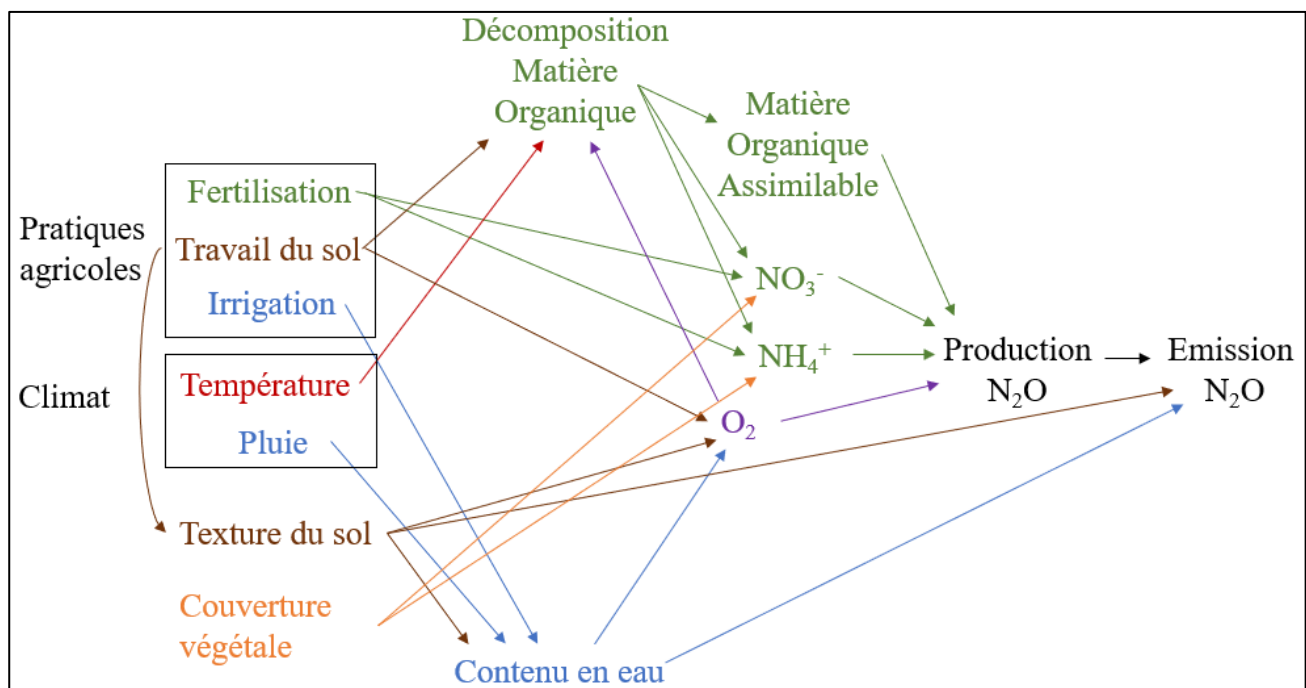


Fig. 7.1. Interactions entre les différents facteurs d'influence de la production et de l'émission de N_2O mis en évidence dans nos études. Vert : variables liées au teneur en carbone et en azote du sol. Marron : variables liées au sol. Bleu : variables liées au contenu en eau du sol. Orange : variable liée à la végétation. Mauve : variable liée au teneur en dioxygène du sol.

Il ressort de cette étude qu'un site avec une pression anthropique forte, une pluviométrie importante et un sol argileux a le potentiel d'émettre de grandes quantités de N_2O comme le site de FR-Lam en opposition au site de Dahra où ces trois indicateurs sont très faibles (Fig. 7.2). Même si le sol du site de Mbita est plus argileux que celui du site de FR-Aur, donc plus favorable à la production de N_2O en plus d'une pluviométrie 2 fois supérieure à celle des sites français, les bilans N_2O sont toutefois équivalents en raison d'une pression anthropique plus faible (fertilisation azotée 1.5 à 2 fois moins importante qu'à FR-Aur).

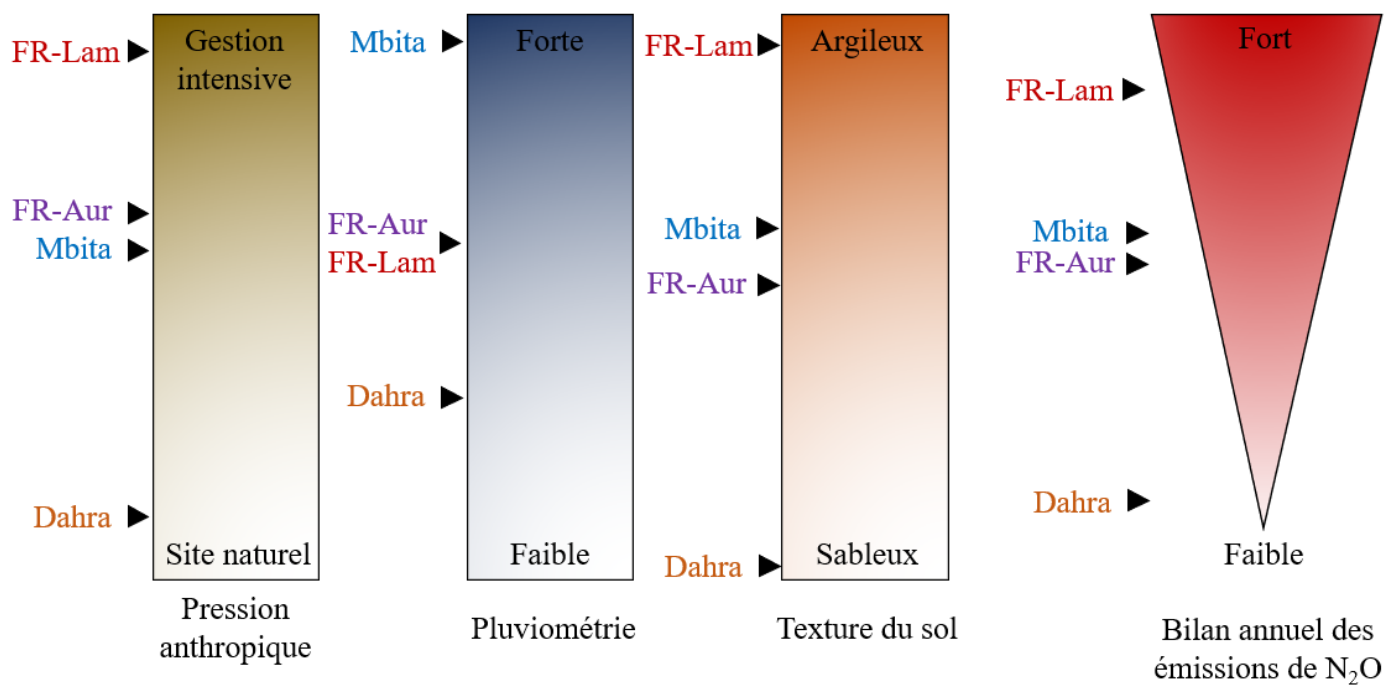


Fig. 7.2. Amplitude des émissions de N_2O en fonction de la pression anthropique, de la pluviométrie et de la texture du sol et la place des sites étudiés sur cette échelle.

Conclusion générale et perspectives

L'ensemble de ce travail de thèse a mis en avant le rôle du climat, notamment la pluviométrie, de la pression anthropique et de la texture du sol sur la dynamique des émissions et les bilans annuels de N_2O en combinant analyses de mesures in situ et modélisation à différentes échelles spatiales et temporelles.

Ces travaux ont mis en avant différents points marquants ainsi que des perspectives d'observation et de modélisation :

- Ce travail de thèse a donné lieu à la mise en place d'une méthodologie innovante permettant de reconstruire des données journalières manquantes d'émissions de N_2O en couplant l'utilisation des réseaux de neurones à la technique de l'interpolation linéaire. Tester cette approche sur d'autres sites permettrait d'évaluer la généralité de cette méthodologie. Par exemple, il faudrait vérifier si le critère de sélection « GMD » déterminant la méthode à utiliser, qui a été déterminé par rapport à notre base de données, varie en fonction des sites.
- Nous avons observé à partir des séries journalières complétées des sites français que la quantité d'eau disponible avant ou après une opération agricole et la couverture végétale modulaient fortement l'effet des pratiques agricoles sur les émissions de N_2O telles que la fertilisation azotée ou le travail de sol. Les relations empiriques trouvées entre ces facteurs d'influence et les émissions de N_2O m'ont conduit à proposer une modélisation empirique des bilans d'émissions de N_2O saisonniers et annuels à l'échelle de la parcelle. Tester ce modèle empirique sur d'autres sites aux contextes agricoles et pédoclimatiques différents permettrait de l'évaluer, de le faire évoluer et de proposer une application générique. Les données d'entrées du modèle étant accessibles, il serait ensuite possible d'établir des bilans saisonniers et annuels d'émission de N_2O spatialisés à l'échelle de la région.
- L'analyse effectuée sur les deux sites africains a montré que malgré des conditions défavorables en savane semi-aride, des émissions de N_2O ont lieu et que les émissions issues des parcelles agricoles au Kenya sont particulièrement significatives en raison de conditions favorables (teneur en argile élevée, pluviométrie élevée et irrigation, taux d'azote minéral dans les sols importants). La rareté des études en Afrique entraîne un manque dans la compréhension globale des déterminismes des émissions de N_2O et freine la mise en place d'outils efficaces

pour évaluer les émissions sur ce continent. Intensifier les campagnes de mesures en Afrique est donc nécessaire si l'on veut pouvoir estimer les conséquences de l'intensification des pratiques agricoles à venir.

- J'ai testé l'application d'un modèle mécaniste régional et sa capacité à reproduire les émissions journalières de N_2O sur un domaine comprenant des régions possédant des écosystèmes et des pédoclimats très différent allant de l'Afrique équatoriale au sud de l'Europe. J'ai ainsi pu montrer le potentiel et les limites du modèle régional RegCM-CLM à simuler les émissions de N_2O . Une modification de la configuration des modules liés aux problèmes mis en avant dans notre étude et qui ont été isolés est indispensable pour améliorer les simulations des émissions de N_2O du modèle.

Annexe

A. Laboratoires impliqué dans l'analyse des échantillons utilisés dans le chapitre 5

Table A.1. Names of laboratories involved in samples analysis of each measurement campaigns.

Field campaign	Soil analysis	GC N ₂ O measurements	Ref
Dahra 2013	GALYS lab	Laboratoire d'Aerologie	Delon et al. (2017)
Dahra 2017	LAMA Dakar	Laboratoire d'Aerologie	This study
Mbita January and November 2018	GALYS lab	ILRI	This study

B. Emissions de N₂O et leurs facteurs d'influence mesurées sur la région de Mbita et sur le site de Dahra

Table B.1 Average N₂O emissions, SWC, soil NH₄⁺ and NO₃⁻ content between 0 and 20 cm and soil C/N ratio from all campaigns in the Mbita region (by plots) and Dahra (by campaign). No meas. means no measurement available. (a) indicates that only one measurement was available. Jan=January; Jul=July; Sep=September; Oct=October; Nov=November.

Sites	FN ₂ O (ngN m ⁻² s ⁻¹)	SWC (%)	[NH ₄ ⁺] (mgN kg _{soil} ⁻¹)	[NO ₃ ⁻] (mgN kg _{soil} ⁻¹)	C/N
Maize 1 Jan	7.4 ± 2	25	4.8 ± 0.5	2.8 ± 0.3	No meas.
Maize 1 Nov	6.3 ± 3	42	5.2 (a)	1.9 (a)	9.5 ± 0.1
Sorghum Jan	6.2 ± 1	11	1.5 ± 0.2	1.2 ± 0.7	No meas.
Sorghum Nov	15 ± 10	39	5.2 (a)	2.7 (a)	8.4 ± 0.4
Maize 2 Jan	0.1 ± 0.3	9	2.9 ± 1.4	0.8 ± 0.2	No meas.
Maize 2 Nov	14.0 ± 6.0	39	7.0 (a)	3.0 (a)	10.6 ± 0.6
Napier grass Jan	0.1 ± 0.3	14	2.4 ± 0.5	0.2 ± 0.04	No meas.
Napier grass Nov	2.6 ± 1.0	34	4.8 (a)	1.0 (a)	10.7 ± 0.1
Grassland Jan	6.4 ± 2.0	18	2.4 ± 0.9	0.9 ± 0.3	No meas.
Grassland Nov	9.3 ± 4.0	24	9.6 (a)	17.4 (a)	9.8 ± 0.6
Maize Fort Ternan Jan	0.4 ± 0.7	10	2.2 ± 0.4	3.7 ± 1.7	No meas.
Maize Fort Ternan Nov	0.0 ± 0.0	38	11.2 (a)	2.9 (a)	11.8 ± 0.9
Tea Field Kaptumo Jan	1.5 ± 0.3	15	4.3 ± 1.5	0.6 ± 0.4	No meas.
Tea Field Kaptumo Nov	6.9 ± 5	25	1.6 (a)	3.1 (a)	13 ± 0
Sugar Cane Kisumu Jan	19.0 ± 3.0	12	3.4 ± 1.1	2.1 ± 1.8	No meas.
Sugar Cane Kisumu Nov	42.0 ± 11.0	19	2.3 (a)	5.4 (a)	9.1 ± 0.1
Dahra Jul 2013	5.5 ± 3.0	5	No meas.	No meas.	12.7 ± 0.2
Dahra Nov 2013	3.2 ± 3.0	4	1.2 ± 0.5	1.4 ± 0.5	11.3 ± 1.2
Dahra Sep 2017	2.4 ± 1.5	7	1.8 ± 1.3	0.17 ± 0.2	8 ± 0

C. Estimations des bilans N₂O en Afrique rapportés dans le chapitre 5

Table C.1 Summary of annual N₂O budget estimations in Africa reported in this study at the plot and regional scales

Spatial scale	Land use type	Annual N ₂ O budget at the plot and regional scales	References	Number of measurements	Location or Region
Plot					
	Savanna	$0.3 \pm 0.04 \text{ kgN ha}^{-1}$	This study	Simulation	Senegal
	Savanna / grassland	$0.4 \pm 0.1 \text{ kgN ha}^{-1}$	Kim et al. (2016)	6	Zimbabwe
	Savanna	$0.52 \text{ to } 0.67 \text{ kgN ha}^{-1}$	Brümmer et al. (2009)	79 to 152	Burkina Faso
	Agriculture	$2.4 \pm 0.9 \text{ kgN ha}^{-1}$	This study	16	Kenya
	Agriculture	$2.5 \pm 0.9 \text{ kgN ha}^{-1}$	Kim et al. (2016)	83	Zimbabwe
	Agriculture	$0.19 \text{ to } 0.20 \text{ kgN ha}^{-1}$	Brümmer et al. (2009)	79 to 152	Burkina Faso
Region					
	Savanna	$0.2 \pm 0.03 \text{ TgN}$	This study	Simulation	Africa
	Savanna / grassland	$0.3 \pm 0.1 \text{ TgN}$	Kim et al. (2016)	6	Africa
	Agriculture	$1.2 \pm 0.4 \text{ TgN}$	This study	16	Africa
	Agriculture	$0.5 \text{ to } 0.8 \text{ TgN}$	Bouwman et al. (2013)	Simulation	Africa
	Agriculture	0.5 TgN	EDGAR	Simulation	Africa

D. Module de dénitrification de DNDC adapté au modèle STEP-GENDEC-N₂O

Table D.1. Names, definition and unit of variables used in the denitrification module of STEP-GENDEC-N₂O.

Variables	Definition	Unit
C_{denit}	Total carbon pool of denitrifiers	kgN ha ⁻¹ d ⁻¹
CON_i	Conversion coefficient of NO ₃ ⁻ to NO ₂ ⁻ (1), NO ₂ ⁻ to N ₂ O (2) and N ₂ O to N ₂ (3)	kgN ha ⁻¹ d ⁻¹
C_R	Residue carbon content	kgC m ⁻³
C_{sc}	Soluble carbon pool available to microbes	kgC ha ⁻¹ d ⁻¹
$D_{R \rightarrow B}$	Decomposition rate of residue to microbial biomass	kgC m ⁻³
E_{N_2O}	N ₂ O emissions to the atmosphere	kgN ha ⁻¹ d ⁻¹
$f_{pH}(i)$	Reduction factor of CON _i due to pH, see Table D.3.	unitless
f_M	Moisture reduction factor of residue decomposition	unitless
f_{N_2O}	Fraction of N ₂ O released in the atmosphere	unitless
$f_{T\ denit}$	Temperature reduction factor of denitrification	unitless
$f_{T\ nit}$	Temperature reduction factor of nitrification	unitless
$f_{W\ nit}$	Moisture reduction factor of nitrification	unitless
G_{denit}	Denitrifiers growth rate	unitless
G_i	Relative growth rate of denitrifier i	unitless
K_A	Kinetic factor of NO ₃ ⁻ production via nitrification	unitless
N_2O_{denit}	N ₂ O production via denitrification	kgN ha ⁻¹ d ⁻¹
N_2O_{nit}	N ₂ O emissions to the atmosphere produced by nitrification	kgN ha ⁻¹ d ⁻¹
NH_4^+	Soil NH ₄ ⁺ content	kgN ha ⁻¹
NO_2^-	Soil NO ₂ ⁻ content	kgN ha ⁻¹
NO_3^-	Soil NO ₃ ⁻ content	kgN ha ⁻¹
$P_{denit\ new}$	New-formed microbial biomass of the denitrifiers pool	kgC ha ⁻¹
pH_{soil}	Soil pH in the 2 – 30 cm soil layer	unitless
$S_{NO_3^-}$	Source of nitrate from nitrification	kgN ha ⁻¹ d ⁻¹
SM	Soil moisture in the 2 – 30 cm soil layer	%
SYN_i	Synthesis of NO ₃ ⁻ (1), NO ₂ ⁻ (2) and N ₂ O by denitrifiers	kgN ha ⁻¹ d ⁻¹
T_{soil}	Soil temperature in the 2 – 30 cm soil layer	°C
$WFPS$	Soil Water Filled-Pore Space	%

Table D.2. Names, definition, value and unit of parameters used in the denitrification module of STEP-GENDEC-N2O.

Parameters	Definition	Value	Unit
$clay$	Soil clay content	3	%
DRF	Decomposition rate factor	0.01	unitless
f_{B/CO_2}	Ratio between formed biomass and produced CO ₂ in residue decomposition	0.67	unitless
f_{CN}	N availability reduction factor	0.92	unitless
$G_{i,M}$	Relative growth rate of denitrifier i in maintenance	see Table D.3.	unitless
M_i	Maintenance coefficient of i	see Table D.3.	unitless
R_{CNB}	C/N ratio of microbial biomass	10	kgC/kgN
SDR_R	Specific decomposition rate of residue	0.020	unitless
$i_{\frac{1}{2}}$	half-saturation value of element i	see Table D.3.	kgN ha ⁻¹ d ⁻¹
Y_i	maximum growth yield of i	see Table D.3.	unitless

Table C.3. Values of $G_{i,M}$, $i_{\frac{1}{2}}$, M_i and Y_i in function of element i and of $f_{pH}(i)$ in function of pH and element i .

	$G_{i,M}$	$i_{\frac{1}{2}}$	M_i	Y_i	$f_{pH}(i)$
NO_3^-	0.67	0.083	0.09	0.401	$7.14 \cdot \frac{pH_{soil} - 3.8}{22.8}$
NO_2^-	0.67	0.083	0.035	0.428	1
N_2O	0.34	0.083	0.079	0.151	$7.22 \cdot \frac{pH_{soil} - 3.8}{22.8}$

NO₃⁻ production via nitrification:

$$\frac{d(NO_3^-)}{dt} = S_{NO_3^-} - \frac{NO_3^-}{NO_3^- + NH_4^+} \cdot \frac{D_{R \rightarrow B}}{R_{CNB}}$$

with NO_3^- the soil nitrate content (kgN ha⁻¹ d⁻¹), $S_{NO_3^-}$ the source of NO₃⁻ from nitrification (kgN ha⁻¹ d⁻¹), NH_4^+ the soil ammonium content (kgN ha⁻¹ d⁻¹), $D_{R \rightarrow B}$ the decomposition rate of residue to microbial biomass (kgC m⁻³) and R_{CNB} the C/N ratio of microbial biomass

$S_{NO_3^-}$ calculation:

$$S_{NO_3^-} = K_A \cdot f_M \cdot \frac{NH_4^+}{2}$$

with K_A kinetic factor of NO₃⁻ production via nitrification (unitless) describe as:

$$K_A = 0.0105 T_{soil} + 0.00095 T_{soil}^2, 0 \leq T_{soil} \leq 10$$

$$K_A = (0.032 T_{soil} - 0.12), 10 \leq T_{soil} \leq 35$$

$$K_A = -0.1 T_{soil} + 4.5, 35 \leq T_{soil} \leq 45$$

with T_{soil} the soil temperature (°C)

and f_M the moisture reduction factor of residue decomposition (%) describe as:

$$f_M = 1.111 WFPS, 0 \leq WFPS \leq 0.9$$

$$f_M = 10^{??} (1 - WFPS), 0.9 < WFPS \leq 1$$

$$\text{with } WFPS = \frac{0.001 SM}{0.28} ?? \frac{D_a}{D_a - D_b} \text{ (in \%)}$$

with $D_a = 2.6 \text{ g cm}^{-3}$ and $D_b = 1.5 \text{ g cm}^{-3}$ the actual and bulk density, respectively.

$D_{R \rightarrow B}$ calculation:

$$D_{R \rightarrow B} = f_{T_{nit}} \cdot f_{W_{nit}} \cdot f_{CN} \cdot SDR_R \cdot DRF \cdot f_{B/CO_2} \cdot C_R$$

with $f_{T_{nit}}$ the temperature reduction factor of nitrification (unitless) describe as:

$$f_{T_{nit}} = 0.06 T_{soil}, 0 \leq T_{soil} \leq 30$$

$$f_{T_{nit}} = 1.8, 30 \leq T_{soil} \leq 40$$

$$f_{T_{nit}} = 1.8 - 0.04 (T_{soil} - 40), T_{soil} > 40$$

and the moisture reduction factor of nitrification (unitless) describe as:

$$f_{W_{nit}} = 0.1 WFPS, WFPS < 0.1$$

$$f_{W_{nit}} = 0.02 + 1.96 (WFPS - 0.1), 0.1 \leq WFPS \leq 0.6$$

$$f_{W_{nit}} = 1 - 2.5 (WFPS - 0.6), 0.6 < WFPS \leq 0.8$$

$$f_{W_{nit}} = 0.5 - 0.5 (WFPS - 0.8), WFPS > 0.8$$

Denitrification:

Denitrification takes place if $WFPS > 9 \%$. In this case, N_2O production and emission is calculated as follow:

$$\begin{aligned} \frac{d(NO_3^-)}{dt} &= -CON_{NO_3^-} - SYN_{NO_3^-} \\ \frac{d(NO_2^-)}{dt} &= CON_{NO_3^-} - CON_{NO_2^-} - SYN_{NO_2^-} \\ \frac{d(N_2O)}{dt} &= CON_{NO_2^-} - CON_{N_2O} - SYN_{N_2O} \end{aligned}$$

with CON_i the conversion coefficient of NO_3^- to NO_2^- (1), NO_2^- to N_2O (2) and N_2O to N_2 (3) and SYN_i the synthesis of NO_3^- (1), NO_2^- (2) and N_2O by denitrifiers describe as follow:

$$CON_i = \frac{1}{5} \left(\frac{G_i}{Y_i} + M_i \cdot \frac{i}{NO_3^- + NO_2^- + N_2O} \right) \cdot f_{pH}(i) \cdot f_{T_{denit}} \cdot C_{denit}$$

$$SYN_i = \frac{1}{5} \frac{P_{denit_new}}{R_{CN}} \cdot \frac{i}{NO_3^- + NO_2^- + N_2O}$$

with $G_i = \frac{G_i \cdot M \cdot C_{sc}}{i_{\frac{1}{2}} + C_{sc}} \cdot \frac{i}{i_{\frac{1}{2}} + i}$ the relative growth rate of denitrifier i (unitless), Y_i the maximum growth yield of i (unitless), M_i the maintenance coefficient of i , $f_{pH}(i)$ the reduction factor of CON_i due to pH (unitless), C_{denit} the total carbon pool of denitrifiers ($kgC\ ha^{-1}\ d^{-1}$), $f_{T_{denit}} = 2^{\frac{T_{soil}-45}{10}}$ the temperature reduction factor of denitrification (unitless),

$P_{denit_new} = G_{denit} \cdot C_{denit}$ the new-formed microbial biomass of the denitrifiers pool ($kgC\ ha^{-1}\ d^{-1}$) and $G_{denit} = \sum G_i$ the denitrifiers growth rate (unitless).

The N_2O produce by this process of denitrification is then called N_2O_{denit} .

N_2O emission calculation:

The N_2O emission is then calculated as follow:

$$E_{N_2O} = f_{N_2O} \cdot (N_2O_{denit} + N_2O_{nit})$$

$$f_{N_2O} = \left(0.0006 + 0.0013 \cdot 2 \cdot \frac{clay}{0.63} \right) + \left(0.013 + 0.005 \cdot 2 \cdot \frac{clay}{0.63} \right) \cdot (1 - WFPS)$$

with E_{N_2O} the N_2O emission to the atmosphere ($kgN\ ha^{-1}\ d^{-1}$), f_{N_2O} the fraction of N_2O released in the atmosphere (unitless), N_2O_{denit} the N_2O produce via denitrification and N_2O_{nit} the N_2O produce via nitrification.

Références

- Abdalla, M., Osborne, B., Lanigan, G., Forristal, D., Williams, M., Smith, P., Jones, M.B., 2013. Conservation tillage systems: a review of its consequences for greenhouse gas emissions. *Soil Use and Management* 29, 199–209. <https://doi.org/10.1111/sum.12030>
- Abdalla, M., Song, X., Ju, X., Topp, C.F.E., Smith, P., 2020. Calibration and validation of the DNDC model to estimate nitrous oxide emissions and crop productivity for a summer maize-winter wheat double cropping system in Hebei, China. *Environmental Pollution* 262, 114199. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114199>
- Adviento-Borbe, M. a. A., Haddix, M.L., Binder, D.L., Walters, D.T., Dobermann, A., 2007. Soil greenhouse gas fluxes and global warming potential in four high-yielding maize systems. *Global Change Biology* 13, 1972–1988. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01421.x>
- Aguilera, E., Lassaletta, L., Sanz-Cobena, A., Garnier, J., Vallejo, A., 2013. The potential of organic fertilizers and water management to reduce N₂O emissions in Mediterranean climate cropping systems. A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 164, 32–52. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.09.006>
- Aita, C., Schirrmann, J., Pujol, S.B., Giacomini, S.J., Rochette, P., Angers, D.A., Chantigny, M.H., Gonzatto, R., Giacomini, D.A., Doneda, A., 2015. Reducing nitrous oxide emissions from a maize-wheat sequence by decreasing soil nitrate concentration: effects of split application of pig slurry and dicyandiamide: N₂O emissions from pig slurry amended soils. *European Journal of Soil Science* 66, 359–368. <https://doi.org/10.1111/ejss.12181>
- Allaire, S.E., Lafond, J.A., Cabral, A.R., Lange, S.F., 2008. Measurement of gas diffusion through soils: comparison of laboratory methods. *J. Environ. Monit.* 10, 1326–1336. <https://doi.org/10.1039/B809461F>
- Altieri, Miguel A, Koohafkan, P., 2008. Enduring farms: climate change, smallholders and traditional farming communities. Third World network (TWN), Penang.
- Alvarez, R., Steinbach, H.S., Bono, A., 2011. An Artificial Neural Network Approach for Predicting Soil Carbon Budget in Agroecosystems. *Soil Science Society of America Journal* 75, 965–975. <https://doi.org/10.2136/sssaj2009.0427>
- Antoniou, P., Hamilton, J., Koopman, B., Jain, R., Holloway, B., Lyberatos, G., Svoronos, S.A., 1990. Effect of temperature and ph on the effective maximum specific growth rate of nitrifying bacteria. *Water Research* 24, 97–101. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(90\)90070-M](https://doi.org/10.1016/0043-1354(90)90070-M)
- Aronson, E.L., Goulden, M.L., Allison, S.D., 2019. Greenhouse gas fluxes under drought and nitrogen addition in a Southern California grassland. *Soil Biology and Biochemistry* 131, 19–27. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.12.010>
- Assouma, M.H., Serça, D., Guérin, F., Blanfort, V., Lecomte, P., Touré, I., Ickowicz, A., Manlay, R.J., Bernoux, M., Vayssières, J., 2017. Livestock induces strong spatial heterogeneity of soil CO₂, N₂O and CH₄ emissions within a semi-arid sylvo-pastoral landscape in West Africa. *J. Arid Land* 9, 210–221. <https://doi.org/10.1007/s40333-017-0001-y>
- Bai, E., Li, S., Xu, W., Li, W., Dai, W., Jiang, P., 2013. A meta-analysis of experimental warming effects on terrestrial nitrogen pools and dynamics. *New Phytologist* 199, 441–451. <https://doi.org/10.1111/nph.12252>
- Bakhsh, A., Kanwar, R.S., Karlen, D.L., 2005. Effects of liquid swine manure applications on NO₃-N leaching losses to subsurface drainage water from loamy soils in Iowa. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 109, 118–128. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.01.018>
- Baggs, E., Millar, N., Ndufa, J.K., Cadisch, G., 2000. Effect of residue quality on N₂O emissions from tropical soils. *Sustainable Management of Soil Organic Matter* 120–125.
- Balesdent, J., Chenu, C., Balabane, M., 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil and Tillage Research* 53, 215–230. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00107-5](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00107-5)
- Ball, B.C., Scott, A., Parker, J.P., 1999. Field N₂O, CO₂ and CH₄ émissionses in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. *Soil and Tillage Research* 53, 29–39. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00074-4](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00074-4)
- Ball, B.C., 2013. Soil structure and greenhouse gas emissions: a synthesis of 20 years of experimentation. *European Journal of Soil Science* 64, 357–373. <https://doi.org/10.1111/ejss.12013>

- Barnard, R., Leadley, P.W., Hungate, B.A., 2005. Global change, nitrification, and denitrification: A review. *Global Biogeochemical Cycles* 19. <https://doi.org/10.1029/2004GB002282>
- Battye, W., Aneja, V.P., Schlesinger, W.H., 2017. Is nitrogen the next carbon? *Earth's Future* 5, 894–904. <https://doi.org/10.1002/2017EF000592>
- Benoit, M., Garnier, J., Billen, G., Tournebise, J., Gréhan, E., Mary, B., 2015. Nitrous oxide emissions and nitrate leaching in an organic and a conventional cropping system (Seine basin, France). *Agriculture, Ecosystems & Environment* 213, 131–141. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.07.030>
- Bergstermann, A., Cárdenas, L., Bol, R., Gilliam, L., Goulding, K., Meijide, A., Scholefield, D., Vallejo, A., Well, R., 2011. Effect of antecedent soil moisture conditions on emissions and isotopologue distribution of N₂O during denitrification. *Soil Biology and Biochemistry* 43, 240–250. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.10.003>
- Béziat, P., et al., 2009. Carbon balance of a three crop succession over two cropland sites in South West France. *Agricultural and Forest Meteorology* 149, 1628–1645. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2009.05.004>
- Bigaignon, L., Fieuzal, R., Delon, C., Tallec, T., 2020. Combination of two methodologies, artificial neural network and linear interpolation, to gap-fill daily nitrous oxide flux measurements. *Agricultural and Forest Meteorology* 291, 108037. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.108037>
- Bishop, C., 1995. *Neural Networks for Pattern Recognition*. Oxford University Press; New York, USA.
- Borken, W., Matzner, E., 2009. Reappraisal of drying and wetting effects on C and N mineralization and fluxes in soils. *Global Change Biology* 15, 808–824. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01681.x>
- Bouwman, A.F., 1990. Soils and the greenhouse effect.
- Bouwman, A.F., 1996. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 46, 53–70. <https://doi.org/10.1007/BF00210224>
- Bouwman, A.F., Boumans, L.J.M., Batjes, N.H., 2002. Modeling global annual N₂O and NO emissions from fertilized fields. *Global Biogeochemical Cycles* 16, 28-1-28-9. <https://doi.org/10.1029/2001GB001812>
- Bouwman, A.F., Beusen, A.H.W., Griffioen, J., Groenigen, J.W.V., Hefting, M.M., Oenema, O., Puijenbroek, P.J.T.M.V., Seitzinger, S., Slomp, C.P., Stehfest, E., 2013. Global trends and uncertainties in terrestrial denitrification and N₂O emissions. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 368, 20130112. <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0112>
- Bramley, R.G.V., White, R.E., 1990. The variability of nitrifying activity in field soils. *Plant and Soil* 126, 203–208. <https://doi.org/10.1007/BF00012823>
- Brisson, N., Mary, B., Ripoche, D., Hélène Jeuffroy, M., Ruget, F., Nicoullaud, B., Gate, P., Devienne-Barret, F., ANTONIOLETTI, R., Durr, C., Richard, G., Beaudoin, N., Recous, S., Tayot, X., Plenet, D., Cellier, P., Machet, J.-M., Marc Meynard, J., Delécolle, R., 1998. STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie* 18, 311–346.
- Brümmer, C., Brüggemann, N., Butterbach-Bahl, K., Falk, U., Szarzynski, J., Vielhauer, K., Wassmann, R., Papen, H., 2008. Soil-Atmosphere Exchange of N₂O and NO in Near-Natural Savanna and Agricultural Land in Burkina Faso (W. Africa). *Ecosystems* 11, 582–600. <https://doi.org/10.1007/s10021-008-9144-1>
- Brümmer, C., Papen, H., Wassmann, R., Brüggemann, N., 2009. Termite mounds as hot spots of nitrous oxide emissions in South-Sudanian savanna of Burkina Faso (West Africa). *Geophysical Research Letters* 36. <https://doi.org/10.1029/2009GL037351>
- Bureau, J., 2017. Nitrous oxide emissions by agricultural soils : effect of temperature dynamics ; up-scaling measurements from the plot to the landscape (phdthesis). Université d'Orléans.
- Butterbach-Bahl, K., Baggs, E.M., Dannenmann, M., Kiese, R., Zechmeister-Boltenstern, S., 2013. Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? *Phil. Trans. R. Soc. B* 368, 20130122. <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0122>
- Butterbach-Bahl, K., Gettel, G., Kiese, R., Fuchs, K., Werner, C., Rahimi, J., Barthel, M., Merbold, L., 2020. Livestock enclosures in drylands of Sub-Saharan Africa are overlooked hotspots of N₂O emissions. *Nature Communications* 11. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18359-y>

- Castaldi, S., 2000. Responses of nitrous oxide, dinitrogen and carbon dioxide production and oxygen consumption to temperature in forest and agricultural light-textured soils determined by model experiment. *Biol Fertil Soils* 32, 67–72. <https://doi.org/10.1007/s003740000218>
- Castaldi, S., Bertolini, T., Valente, A., Chiti, T., Valentini, R., 2013. Nitrous oxide emissions from soil of an African rain forest in Ghana. *Biogeosciences* 10, 4179–4187. <https://doi.org/10.5194/bg-10-4179-2013>
- Chalco Vera, J., Valeiro, A., Posse, G., Acreche, M.M., 2017. To burn or not to burn: The question of straw burning and nitrogen fertilization effect on nitrous oxide emissions in sugarcane. *Science of The Total Environment* 587–588, 399–406. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.172>
- Chalk, P.M., Smith, C.J., 1983. Chemodenitrification, in: Freney, J.R., Simpson, J.R. (Eds.), *Gaseous Loss of Nitrogen from Plant-Soil Systems, Developments in Plant and Soil Sciences*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 65–89. https://doi.org/10.1007/978-94-017-1662-8_3
- Charles, A., Rochette, P., Whalen, J.K., Angers, D.A., Chantigny, M.H., Bertrand, N., 2017. Global nitrous oxide emission factors from agricultural soils after addition of organic amendments: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 236, 88–98. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.11.021>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.still.2007.08.004>
- Chen, H., Li, X., Hu, F., Shi, W., 2013. Soil nitrous oxide emissions following crop residue addition: a meta-analysis. *Global Change Biology* 19, 2956–2964. <https://doi.org/10.1111/gcb.12274>
- Chen, Z., Ding, W., Xu, Y., Müller, C., Yu, H., Fan, J., 2016. Increased N₂O emissions during soil drying after waterlogging and spring thaw in a record wet year. *Soil Biology and Biochemistry* 101, 152–164. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.07.016>
- Cofer III, W.R., Levine, J.S., Winstead, E.L., Stocks, B.J., 1991. New estimates of nitrous oxide emissions from biomass burning. *Nature* 349, 689–691. <https://doi.org/10.1038/349689a0>
- Conference of the Parties on its thirteenth session, held in Bali from 3 to 15 December 2007. <https://unfccc.int/resource/docs/2007/cop13/eng/06.pdf>
- Copeck, K., Filipovic, D., Husnjak, S., Kovacev, I., Kosutic, S., 2015. Effects of tillage systems on soil water content and yield in maize and winter wheat production. *Plant, Soil and Environment* 61 (2015), 213–219. <https://doi.org/10.17221/156/2015-PSE>
- Coskun, D., Britto, D.T., Shi, W., Kronzucker, H.J., 2017. How Plant Root Exudates Shape the Nitrogen Cycle. *Trends in Plant Science* 22, 661–673. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2017.05.004>
- Crippa, M., Oreggioni, G., Guizzardi, D., Muntean, M., Schaaf, E., Lo Vullo, E., Solazzo, E., Monforti-Ferrario, F., Olivier, J.G.J., Vignati, E., Fossil CO₂ and GHG emissions of all world countries - 2019 Report, EUR 29849 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2019, ISBN 978-92-76-11100-9, doi:10.2760/687800, JRC117610.
- CRU, University of East Anglia Climatic Research Unit; Harris, I.C.; Jones, P.D.; Osborn, T. (2020): CRU TS4.04: Climatic Research Unit (CRU) Time-Series (TS) version 4.04 of high-resolution gridded data of month-by-month variation in climate (Jan. 1901- Dec. 2019). Centre for Environmental Data Analysis, date of citation. <https://catalogue.ceda.ac.uk/uuid/89e1e34ec3554dc98594a5732622bce9>
- Cuhel, J., Simek, M., Laughlin, R.J., Bru, D., Cheneby, D., Watson, C.J., Philippot, L., 2010. Insights into the Effect of Soil pH on N₂O and N₂ Emissions and Denitrifier Community Size and Activity. *Applied and Environmental Microbiology* 76, 1870–1878. <https://doi.org/10.1128/AEM.02484-09>
- Cui, M., Zeng, L., Qin, W., Feng, J., 2020. Measures for reducing nitrate leaching in orchards: A review. *Environmental Pollution* 263, 114553. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114553>
- Dancer, W.S., Peterson, L.A., Chesters, G., 1973. Ammonification and Nitrification of N as Influenced by Soil pH and Previous N Treatments. *Soil Science Society of America Journal* 37, 67–69. <https://doi.org/10.2136/sssaj1973.03615995003700010024x>
- Davidson, E.A., Matson, P.A., Vitousek, P.M., Riley, R., Dunkin, K., Garcia-Mendez, G., Maass, J.M., 1993. Processes Regulating Soil Emissions of NO and N²O in a Seasonally Dry Tropical Forest. *Ecology* 74, 130–139. <https://doi.org/10.2307/1939508>
- Davidson, E.A., 2009. The contribution of manure and fertilizer nitrogen to atmospheric nitrous oxide since 1860. *Nature Geoscience* 2, 659–662. <https://doi.org/10.1038/ngeo608>

- Dawson, C.J., Hilton, J., 2011. Fertiliser availability in a resource-limited world: Production and recycling of nitrogen and phosphorus. *Food Policy*, The challenge of global food sustainability 36, S14–S22. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2010.11.012>
- De Klein, C., Novoa, R. S. A., Ogle, S., Smith, K. A., Rochette, P., Wirth, T. C., 2006. N₂O emissions from managed soils, and CO₂ emissions from lime and urea application. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.
- De Neve, S., Hofman, G., 1996. Modelling N mineralization of vegetable crop residues during laboratory incubations. *Soil Biology and Biochemistry* 28, 1451–1457. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(96\)00154-X](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(96)00154-X)
- Dee, D.P., Uppala, S.M., Simmons, A.J., Berrisford, P., Poli, P., Kobayashi, S., Andrae, U., Balmaseda, M.A., Balsamo, G., Bauer, P., Bechtold, P., Beljaars, A.C.M., Berg, L. van de, Bidlot, J., Bormann, N., Delsol, C., Dragani, R., Fuentes, M., Geer, A.J., Haimberger, L., Healy, S.B., Hersbach, H., Hólm, E.V., Isaksen, I., Kållberg, P., Köhler, M., Matricardi, M., McNally, A.P., Monge-Sanz, B.M., Morcrette, J.-J., Park, B.-K., Peubey, C., Rosnay, P. de, Tavolato, C., Thépaut, J.-N., Vitart, F., 2011. The ERA-Interim reanalysis: configuration and performance of the data assimilation system. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 137, 553–597. <https://doi.org/10.1002/qj.828>
- Delgado-Baquerizo, M., Covelo, F., Gallardo, A., 2011. Dissolved Organic Nitrogen in Mediterranean Ecosystems. *Pedosphere* 21, 309–318. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(11\)60131-8](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(11)60131-8)
- Delon, C., et al., 2007. Soil NO emissions modelling using artificial neural network. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology* 59, 502–513. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0889.2007.00254.x>
- Delon, C., Galy-Lacaux, C., Boone, A., Liousse, C., Serça, D., Adon, M., Diop, B., Akpo, A., Lavenue, F., Mougin, E., Timouk, F., 2010. Atmospheric nitrogen budget in Sahelian dry savannas. *Atmos. Chem. Phys.* 18.
- Delon, C., Mougin, E., Serça, D., Grippa, M., Hiernaux, P., Diawara, M., Galy-Lacaux, C., Kergoat, L., 2015. Modelling the effect of soil moisture and organic matter degradation on biogenic NO emissions from soils in Sahel rangeland (Mali). *Biogeosciences* 12, 3253–3272. <https://doi.org/10.5194/bg-12-3253-2015>
- Delon, C., Galy-Lacaux, C., Serça, D., Loubet, B., Camara, N., Gardrat, E., Saneh, I., Fensholt, R., Tagesson, T., Le Dantec, V., Sambou, B., Diop, C., Mougin, E., 2017. Soil and vegetation-atmosphere exchange of NO, NH₃, and N₂O from field measurements in a semi arid grazed ecosystem in Senegal. *Atmospheric Environment* 156, 36–51. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.02.024>
- Delon, C., Galy-Lacaux, C., Serça, D., Personne, E., Mougin, E., Adon, M., Dantec, V.L., Loubet, B., Fensholt, R., Tagesson, T., 2019. Modelling land-atmosphere daily exchanges of NO, NH₃, and CO₂ in a semi-arid grazed ecosystem in Senegal. *Biogeosciences* 16, 2049–2077. <https://doi.org/10.5194/bg-16-2049-2019>
- Deng, Q., Hui, D., Wang, J., Iwuzo, S., Yu, C.-L., Jima, T., Smart, D., Reddy, C., Dennis, S., 2015. Corn Yield and Soil Nitrous Oxide Emission under Different Fertilizer and Soil Management: A Three-Year Field Experiment in Middle Tennessee. *PLOS ONE* 10, e0125406. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0125406>
- Delon, C.; Galy-Lacaux, C.; Serça, D.; Personne, E.; Mougin, E.; Adon, M.; Dantec, V.L.; Loubet, B.; Fensholt, R.; Tagesson, T. Modelling land-atmosphere daily exchanges of NO, NH₃, and CO₂ in a semi-arid grazed ecosystem in Senegal. *Biogeosciences* 2019, 16, 2049–2077, <https://doi.org/10.5194/bg-16-2049-2019>
- Dengel, S., et al., 2013. Testing the applicability of neural networks as a gap-filling method using CH₄ emissions data from high latitude wetlands. *Biogeosciences* 10, 8185–8200. <https://doi.org/10.5194/bg-10-8185-2013>
- Dhadli, H.S., et al., 2016. N₂O emissions in a long-term soil fertility experiment under maize–wheat cropping system in Northern India. *Geoderma Regional* 7, 102–109. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2016.02.003>
- Dick, J., Skiba, U., Wilson, J., 2001. The Effect of Rainfall on NO and N₂O Emissions from Ugandan Agroforest Soils [WWW Document]. URL /paper/The-Effect-of-Rainfall-on-NO-and-N2O-Emissions-from-Dick-Skiba/2e789d3ce57c7ebe8316a80aec6a93c2a844e884 (accessed 3.26.20).

- Dobbie, K.E., Smith, K.A., 2001. The effects of temperature, water-filled pore space and land use on N₂O emissions from an imperfectly drained gleysol. *European Journal of Soil Science* 52, 667–673. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2001.00395.x>
- EDGARv5.0 website (https://edgar.jrc.ec.europa.eu/overview.php?v=50_GHG)
- Felgate, H., Giannopoulos, G., Sullivan, M.J., Gates, A.J., Clarke, T.A., Baggs, E., Rowley, G., Richardson, D.J., 2012. The impact of copper, nitrate and carbon status on the emission of nitrous oxide by two species of bacteria with biochemically distinct denitrification pathways. *Environmental Microbiology* 14, 1788–1800. <https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2012.02789.x>
- Fierer, N., Schimel, J.P., 2003. A Proposed Mechanism for the Pulse in Carbon Dioxide Production Commonly Observed Following the Rapid Rewetting of a Dry Soil. *Soil Science Society of America Journal* 67, 798–805. <https://doi.org/10.2136/sssaj2003.7980>
- Fisher, J.B., Sitch, S., Malhi, Y., Fisher, R.A., Huntingford, C., Tan, S.-Y., 2010. Carbon cost of plant nitrogen acquisition: A mechanistic, globally applicable model of plant nitrogen uptake, retranslocation, and fixation. *Global Biogeochemical Cycles* 24. <https://doi.org/10.1029/2009GB003621>
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* 309, 570–574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Flechard, C.R., Ambus, P., Skiba, U., Rees, R.M., Hensen, A., van Amstel, A., Dasselaar, A. van den P., Soussana, J.-F., Jones, M., Clifton-Brown, J., Raschi, A., Horvath, L., Neftel, A., Jocher, M., Ammann, C., Leifeld, J., Fuhrer, J., Calanca, P., Thalman, E., Pilegaard, K., Di Marco, C., Campbell, C., Nemitz, E., Hargreaves, K.J., Levy, P.E., Ball, B.C., Jones, S.K., van de Bulk, W.C.M., Groot, T., Blom, M., Domingues, R., Kasper, G., Allard, V., Ceschia, E., Cellier, P., Laville, P., Henault, C., Bizouard, F., Abdalla, M., Williams, M., Baronti, S., Berretti, F., Grosz, B., 2007. Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment, The Greenhouse Gas Balance of Grasslands in Europe* 121, 135–152. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.12.024>
- Franco-Luesma, S., Álvaro-Fuentes, J., Plaza-Bonilla, D., Arrúe, J.L., Cantero-Martínez, C., Cavero, J., 2019. Influence of irrigation time and frequency on greenhouse gas emissions in a solid-set sprinkler-irrigated maize under Mediterranean conditions. *Agricultural Water Management* 221, 303–311. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.03.042>
- Franco-Luesma, S., Cavero, J., Plaza-Bonilla, D., Cantero-Martínez, C., Tortosa, G., Bedmar, E.J., Álvaro-Fuentes, J., 2020. Irrigation and tillage effects on soil nitrous oxide emissions in maize monoculture. *Agronomy Journal* 112, 56–71. <https://doi.org/10.1002/agj2.20057>
- Franz, D., et al., 2018. Towards long-term standardised carbon and greenhouse gas observations for monitoring Europe's terrestrial ecosystems: a review. *Int. Agrophys.* 32, 439–455. <https://doi.org/10.1515/intag-2017-0039>
- Freing, A., Wallace, D.W.R., Bange, H.W., 2012. Global oceanic production of nitrous oxide. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 367, 1245–1255. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0360>
- Gaillardet, J., et al., 2018. OZCAR: The French Network of Critical Zone Observatories. *Vadose Zone Journal* 17, 0. <https://doi.org/10.2136/vzj2018.04.0067>
- Giorgi, F., Coppola, E., Solmon, F., Mariotti, L., Sylla, M., Bi, X., Elguindi, N., Diro, G., Nair, V., Giuliani, G., Turuncoglu, U., Cozzini, S., Güttler, I., O'Brien, T., Tawfik, A., Shalaby, A., Zakey, A., Steiner, A., Stordal, F., Sloan, L., Brankovic, C., 2012. RegCM4: model description and preliminary tests over multiple CORDEX domains. *Climate Research* 52, 7–29. <https://doi.org/10.3354/cr01018>
- Goebel, M.-O., Bachmann, J., Woche, S.K., Fischer, W.R., 2005. Soil wettability, aggregate stability, and the decomposition of soil organic matter. *Geoderma, Mechanisms and regulation of organic matter stabilisation in soils* 128, 80–93. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.12.016>
- Gomes, J., Bayer, C., de Souza Costa, F., de Cássia Piccolo, M., Zanatta, J.A., Vieira, F.C.B., Six, J., 2009. Soil nitrous oxide emissions in long-term cover crops-based rotations under subtropical climate. *Soil and Tillage Research* 106, 36–44. <https://doi.org/10.1016/j.still.2009.10.001>
- Grant, R.F., 1994. Simulation of ecological controls on nitrification. *Soil Biology and Biochemistry* 26, 305–315. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(94\)90279-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(94)90279-8)

- Gregorich, E.G., Rochette, P., St-Georges, P., McKim, U.F., Chan, C., 2008. Tillage effects on N₂O emission from soils under corn and soybeans in Eastern Canada. *Can. J. Soil. Sci.* 88, 153–161. <https://doi.org/10.4141/CJSS06041>
- Griffis, T.J., Chen, Z., Baker, J.M., Wood, J.D., Millet, D.B., Lee, X., Venterea, R.T., Turner, P.A., 2017. Nitrous oxide emissions are enhanced in a warmer and wetter world. *PNAS* 114, 12081–12085. <https://doi.org/10.1073/pnas.1704552114>
- GRINDLAY, D. (1997). REVIEW Towards an explanation of crop nitrogen demand based on the optimization of leaf nitrogen per unit leaf area. *The Journal of Agricultural Science*, 128(4), 377–396. doi:10.1017/S0021859697004310
- Groenigen, J.W.V., Velthof, G.L., Oenema, O., Groenigen, K.J.V., Kessel, C.V., 2010. Towards an agronomic assessment of N₂O emissions: a case study for arable crops. *European Journal of Soil Science* 61, 903–913. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01217.x>
- Grossel, A., et al., 2014. Simulating the spatial variability of nitrous oxide emission from cropped soils at the within-field scale using the NOE model. *Ecological Modelling* 288, 155–165. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.06.007>
- Grosso, S.J.D., Parton, W.J., Mosier, A.R., Ojima, D.S., Kulmala, A.E., Phongpan, S., 2000. General model for N₂O and N₂ gas emissions from soils due to denitrification. *Global Biogeochemical Cycles* 14, 1045–1060. <https://doi.org/10.1029/1999GB001225>
- Del Grosso, S.J., Ojima, D.S., Parton, W.J., Stehfest, E., Heistemann, M., DeAngelo, B., Rose, S., 2009. Global scale DAYCENT model analysis of greenhouse gas emissions and mitigation strategies for cropped soils. *Global and Planetary Change, Changes in land use and water use and their consequences on climate, including biogeochemical cycles* 67, 44–50. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2008.12.006>
- Gruber, N., Galloway, J.N., 2008. An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle. *Nature* 451, 293–296. <https://doi.org/10.1038/nature06592>
- Guenther, F., Fritsch, S., 2010. neuralnet: Training of neural networks 2, 9.
- Gütlein, A., Gerschlaier, F., Kikoti, I., Kiese, R., 2018. Impacts of climate and land use on N₂O and CH₄ fluxes from tropical ecosystems in the Mt. Kilimanjaro region, Tanzania. *Glob Change Biol* 24, 1239–1255. <https://doi.org/10.1111/gcb.13944>
- Haas, E., Klatt, S., Fröhlich, A., Kraft, P., Werner, C., Kiese, R., Grote, R., Breuer, L., Butterbach-Bahl, K., 2013. LandscapeDNDC: a process model for simulation of biosphere–atmosphere–hydrosphere exchange processes at site and regional scale. *Landscape Ecol* 28, 615–636. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9772-x>
- Hamrani, A., Akbarzadeh, A., Madramootoo, C.A., 2020. Machine learning for predicting greenhouse gas emissions from agricultural soils. *Science of The Total Environment* 741, 140338. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140338>
- Han, X., et al., 2016. Effects of Reduced Nitrogen Fertilization and Biochar Application on CO₂ and N₂O Emissions from a Summer Maize-Winter wheat Rotation Field in North China. *Agricultural Science & Technology*, 2016, 17(12): 2800–2808.
- Harris, I., Osborn, T.J., Jones, P., Lister, D., 2020. Version 4 of the CRU TS monthly high-resolution gridded multivariate climate dataset. *Scientific Data* 7. <https://doi.org/10.1038/s41597-020-0453-3>
- Harty, M.A., Forrestal, P.J., Watson, C.J., McGeough, K.L., Carolan, R., Elliot, C., Krol, D., Laughlin, R.J., Richards, K.G., Lanigan, G.J., 2016. Reducing nitrous oxide emissions by changing N fertiliser use from calcium ammonium nitrate (CAN) to urea based formulations. *Science of The Total Environment* 563–564, 576–586. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.120>
- He, W., Yang, J.Y., Drury, C.F., Smith, W.N., Grant, B.B., He, P., Qian, B., Zhou, W., Hoogenboom, G., 2018. Estimating the impacts of climate change on crop yields and N₂O emissions for conventional and no-tillage in Southwestern Ontario, Canada. *Agricultural Systems* 159, 187–198. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2017.01.025>
- Heincke M, Kaupenjohann M (1999) Effects of soil solution on the dynamics of N₂O emissions: A review. *Nutr Cycl Agroecosyst* 55:133–157 doi:10.1023/A:1009842011599
- Hénault, C., Devis, X., Lucas, J.L., Germon, J.C., 1998. Influence of different agricultural practices (type of crop, form of N-fertilizer) on soil nitrous oxide emissions. *Biol Fertil Soils* 27, 299–306. <https://doi.org/10.1007/s003740050437>
- Hénault, C., Bizouard, F., Laville, P., Gabrielle, B., Nicoullaud, B., Germon, J.C., Cellier, P., 2005. Predicting in situ soil N₂O emission using NOE algorithm and soil database. *Global Change Biology* 11, 115–127. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00879.x>

- Hénault, C., et al., 2012. Nitrous Oxide Emission by Agricultural Soils: A Review of Spatial and Temporal Variability for Mitigation. *Pedosphere* 22, 426–433. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(12\)60029-0](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(12)60029-0)
- Henry, W., 1831. *The Elements of Experimental Chemistry*. Robert Desilver.
- Heuvel, R.N.V.D., Bakker, S.E., Jetten, M.S.M., Hefting, M.M., 2011. Decreased N₂O reduction by low soil pH causes high N₂O emissions in a riparian ecosystem. *Geobiology* 9, 294–300. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4669.2011.00276.x>
- Hickman, J.E., Havlikova, M., Kroeze, C., Palm, C.A., 2011. Current and future nitrous oxide emissions from African agriculture. *Current Opinion in Environmental Sustainability, Carbon and nitrogen cycles* 3, 370–378. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2011.08.001>
- Hickman, J.E., Tully, K.L., Groffman, P.M., Diru, W., Palm, C.A., 2015. A potential tipping point in tropical agriculture: Avoiding rapid increases in nitrous oxide fluxes from agricultural intensification in Kenya. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 120, 938–951. <https://doi.org/10.1002/2015JG002913>
- Hoben, J.P., Gehl, R.J., Millar, N., Grace, P.R., Robertson, G.P., 2011. Nonlinear nitrous oxide (N₂O) response to nitrogen fertilizer in on-farm corn crops of the US Midwest. *Global Change Biology* 17, 1140–1152. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02349.x>
- Holland, E.A., Detling, J.K., 1990. Plant Response to Herbivory and Belowground Nitrogen Cycling. *Ecology* 71, 1040–1049. <https://doi.org/10.2307/1937372>
- Honeycutt, C.W., Potaro, L.J., 1990. Field evaluation of heat units for predicting crop residue carbon and nitrogen mineralization. *Plant Soil* 125, 213–220. <https://doi.org/10.1007/BF00010659>
- Hora, T.S., Iyengar, M.R.S., 1960. Nitrification by soil fungi. *Archiv für Mikrobiologie* 35, 252–257. <https://doi.org/10.1007/BF00446826>
- Houlbrooke, D.J., Littlejohn, R.P., Morton, J.D., Paton, R.J., 2008. Effect of irrigation and grazing animals on soil quality measurements in the North Otago Rolling Downlands of New Zealand. *Soil Use and Management* 24, 416–423. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2008.00183.x>
- Hu, J., Inglett, K.S., Clark, M.W., Inglett, P.W., Ramesh Reddy, K., 2015. Nitrous oxide production and consumption by denitrification in a grassland: Effects of grazing and hydrology. *Sci. Total Environ.* 532, 702–710. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.036>
- Hu, Y., Jin, Z., Hu, Q., Hu, J., Ni, C., Li, F., 2020. Using stable isotopes to identify nitrogen transformations and estimate denitrification in a semi-constructed wetland. *Science of The Total Environment* 720, 137628. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137628>
- Huang, H., Wang, J., Hui, D., Miller, D.R., Bhattarai, S., Dennis, S., Smart, D., Sammis, T., Reddy, K.C., 2014. Nitrous oxide emissions from a commercial cornfield (<i>Zea mays</i>) measured using the eddy covariance technique. *Atmospheric Chemistry and Physics* 14, 12839–12854. <https://doi.org/10.5194/acp-14-12839-2014>
- Huang, T., Yang, H., Huang, C., Ju, X., 2017. Effect of fertilizer N rates and straw management on yield-scaled nitrous oxide emissions in a maize-wheat double cropping system. *Field Crops Research* 204, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2017.01.004>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.02.009>
- IPCC: Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Agriculture, Forestry and Other Land Use, International Panel of Climate Change, available at: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index> (last access July 2019), 2006.
- IPCC, 2013. Observations: atmosphere and surface. In: Stocker, T.F., et al., 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 167–168.
- IPCC, 2019. *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems* [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (eds.)]. In press.
- Jarvis, P., Rey, A., Petsikos, C., Wingate, L., Rayment, M., Pereira, J., Banza, J., David, J., Miglietta, F., Borghetti, M., Manca, G., Valentini, R., 2007. Drying and wetting of

- Mediterranean soils stimulates decomposition and carbon dioxide emission: the “Birch effect.” *Tree Physiol* 27, 929–940. <https://doi.org/10.1093/treephys/27.7.929>
- Kesik, M., Ambus, P., Baritz, R., Brüggemann, N., Butterbach-Bahl, K., Damm, M., Duyzer, J., Horváth, L., Kiese, R., Kitzler, B., Leip, A., Li, C., Pihlatie, M., Pilegaard, K., Seufert, S., Simpson, D., Skiba, U., Smiatek, G., Vesala, T., Zechmeister-Boltenstern, S., 2005. Inventories of N₂O and NO emissions from European forest soils 24.
- Khalil, K., Mary, B., Renault, P., 2004. Nitrous oxide production by nitrification and denitrification in soil aggregates as affected by O₂ concentration. *Soil Biology and Biochemistry* 36, 687–699. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.01.004>
- Kieft, T.L., soroker, E., firestone, M.K., 1987. Microbial biomass response to a rapid increase in water potential when dry soil is wetted. *Soil Biology and Biochemistry* 19, 119–126. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(87\)90070-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(87)90070-8)
- Kim, D.-G., Hernandez-Ramirez, G., Giltrap, D., 2013. Linear and nonlinear dependency of direct nitrous oxide emissions on fertilizer nitrogen input: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 168, 53–65. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.02.021>
- Kim, D.-G., Kirschbaum, M.U.F., 2015. The effect of land-use change on the net exchange rates of greenhouse gases: A compilation of estimates. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 208, 114–126. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.04.026>
- Kim, D.-G., Thomas, A.D., Pelster, D., Rosenstock, T.S., Sanz-Cobena, A., 2016. Greenhouse gas emissions from natural ecosystems and agricultural lands in sub-Saharan Africa: synthesis of available data and suggestions for further research. *Biogeosciences* 13, 4789–4809. <https://doi.org/10.5194/bg-13-4789-2016>
- Knowles, R., 1982. Denitrification. *Microbiology and Molecular Biology reviews* 46, 43–70
- Kohler, F., Hamelin, J., Gillet, F., Gobat, J.-M., Buttler, A., 2005. Soil Microbial Community Changes in Wooded Mountain Pastures due to Simulated Effects of Cattle Grazing. *Plant Soil* 278, 327–340. <https://doi.org/10.1007/s11104-005-8809-1>
- Kool, D.M., Wrage, N., Zechmeister-Boltenstern, S., Pfeiffer, M., Brus, D., Oenema, O., Van Groenigen, J.-W., 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. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01270.x>
- Lassaletta, L., Billen, G., Grizzetti, B., Garnier, J., Leach, A.M., Galloway, J.N., 2014. Food and feed trade as a driver in the global nitrogen cycle: 50-year trends. *Biogeochemistry* 118, 225–241. <https://doi.org/10.1007/s10533-013-9923-4>
- Leitner, S., Pelster, D.E., Werner, C., Merbold, L., Baggs, E.M., Mapanda, F., Butterbach-Bahl, K. Closing maize yield gaps in sub-Saharan Africa will boost soil N₂O emissions. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 2020 (accepted).
- Lek, S., Delacoste, M., Baran, P., Dimopoulos, I., Lauga, J., Aulagnier, S., 1996. Application of neural network for nonlinear modeling in ecology. *Ecological Modelling* 90, 39–52
- Lesschen, J.P., Velthof, G.L., de Vries, W., Kros, J., 2011. Differentiation of nitrous oxide emission factors for agricultural soils. *Environmental Pollution, Assessment of Nitrogen Émissionses to Air and Water from Site Scale to Continental Scale* 159, 3215–3222. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.04.001>
- 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. *J. Geophys. Res.* 105, 4369–4384. <https://doi.org/10.1029/1999JD900949>
- Li, H., Qiu, J., Wang, L., Tang, H., Li, C., Van Ranst, E., 2010. Modelling impacts of alternative farming management practices on greenhouse gas emissions from a winter wheat–maize rotation system in China. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 135, 24–33. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.08.003>
- Li, H., Zhang, Y., Wang, T., Feng, S., Ren, Q., Cui, Z., Cao, C., 2019. Responses of soil denitrifying bacterial communities carrying nirS, nirK, and nosZ genes to revegetation of moving sand dunes. *Ecological Indicators* 107, 105541. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105541>
- 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 1. *Soil Science Society of America Journal* 48, 1267–1272. <https://doi.org/10.2136/sssaj1984.03615995004800060013x>
- Liu, Y. Modeling the emissions of nitrous oxide (N₂O) and methane (CH₄) from the terrestrial biosphere to the atmosphere. Thesis, Massachusetts Institute of Technology, 1996

- Logan, T.J., Lal, R., Dick, W.A., 1991. Tillage systems and soil properties in North America. *Soil and Tillage Research*, Soil Tillage for Agricultural Sustainability 20, 241–270. [https://doi.org/10.1016/0167-1987\(91\)90042-V](https://doi.org/10.1016/0167-1987(91)90042-V)
- Lognoul, M., et al., 2017. Impact of tillage on greenhouse gas emissions by an agricultural crop and dynamics of N₂O émissions: Insights from automated closed chamber measurements. *Soil and Tillage Research* 167, 80–89. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.11.008>
- López-Fernández, S., Díez, J.A., Hernáiz, P., Arce, A., García-Torres, L., Vallejo, A., 2007. Effects of fertiliser type and the presence or absence of plants on nitrous oxide emissions from irrigated soils. *Nutr Cycl Agroecosyst* 78, 279–289. <https://doi.org/10.1007/s10705-007-9091-9>
- Loubet, B., Laville, P., Lehuger, S., Larmanou, E., Fléhard, C., Mascher, N., Genermont, S., Roche, R., Ferrara, R.M., Stella, P., Personne, E., Durand, B., Decuq, C., Flura, D., Masson, S., Fanucci, O., Rampon, J.-N., Siemens, J., Kindler, R., Gabrielle, B., Schrumpf, M., Cellier, P., 2011. Carbon, nitrogen and Greenhouse gases budgets over a four years crop rotation in northern France. *Plant and Soil* 343, 109–137. <https://doi.org/10.1007/s11104-011-0751-9>
- Lloyd, J., Taylor, J.A., 1994. On the Temperature Dependence of Soil Respiration. *Functional Ecology* 8, 315–323. <https://doi.org/10.2307/2389824>
- Ma, J., Li, X.L., Xu, H., Han, Y., Cai, Z.C., Yagi, K., 2007. Effects of nitrogen fertiliser and wheat straw application on CH₄ and N₂O emissions from a paddy rice field. *Soil Res.* 45, 359–367. <https://doi.org/10.1071/SR07039>
- Ma, S., Shan, J., Yan, X., 2017. N₂O emissions dominated by fungi in an intensively managed vegetable field converted from wheat–rice rotation. *Applied Soil Ecology* 116, 23–29. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.03.021>
- Macdonald, B.C.T., Rochester, I.J., Nadelko, A., 2015. High Yielding Cotton Produced without Excessive Nitrous Oxide Emissions. *Agronomy Journal* 107, 1673–1681. <https://doi.org/10.2134/agronj14.0369>
- Mackay, A.D., Barber, S.A., 1986. Effect of Nitrogen on Root Growth of Two Corn Genotypes in the Field1. *Agronomy Journal* 78, 699–703. <https://doi.org/10.2134/agronj1986.00021962007800040028x>
- Machacova, K., Bäck, J., Vanhatalo, A., Halmeenmäki, E., Kolari, P., Mammarella, I., Pumpanen, J., Acosta, M., Urban, O., Pihlatie, M., 2016. Pinus sylvestris as a missing source of nitrous oxide and methane in boreal forest. *Sci Rep* 6, 1–8. <https://doi.org/10.1038/srep23410>
- Maier, M., Longdoz, B., Laemmel, T., Schack-Kirchner, H., Lang, F., 2017. 2D profiles of CO₂, CH₄, N₂O and gas diffusivity in a well aerated soil: measurement and Finite Element Modeling. *Agricultural and Forest Meteorology* 247, 21–33. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.07.008>
- Manabe, S., 1969. CLIMATE AND THE OCEAN CIRCULATION. THE ATMOSPHERIC CIRCULATION AND THE HYDROLOGY OF THE EARTH'S SURFACE. *Mon. Wea. Rev.* 97, 739–774. [https://doi.org/10.1175/1520-0493\(1969\)097<0739:CATOC>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0493(1969)097<0739:CATOC>2.3.CO;2)
- Martins, C.S.C., Nazaries, L., Macdonald, C.A., Anderson, I.C., Singh, B.K., 2015. Water availability and abundance of microbial groups are key determinants of greenhouse gas fluxes in a dryland forest ecosystem. *Soil Biology and Biochemistry* 86, 5–16. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.03.012>
- Mary, B., Clivot, H., Blaszczyk, N., Labreuche, J., Ferchaud, F., 2020. Soil carbon storage and mineralization rates are affected by carbon inputs rather than physical disturbance: Evidence from a 47-year tillage experiment. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 299, 106972. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106972>
- Massad, R.-S., Nemitz, E., Sutton, M.A., 2010. Review and parameterisation of bi-directional ammonia exchange between vegetation and the atmosphere. *Atmospheric Chemistry and Physics* 10, 10359–10386. <https://doi.org/10.5194/acp-10-10359-2010>
- Morales, J.A., Bifano, C., Escalona, A., 1998. Atmospheric deposition of SO₄-S and (NH₄+NO₃)-N at two rural sites in the Western Maracaibo Lake Basin, Venezuela. *Atmospheric Environment* 32, 3051–3058. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(97\)00160-X](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(97)00160-X)
- Massman, W.J., 1998. A review of the molecular diffusivities of H₂O, CO₂, CH₄, CO, O₃, SO₂, NH₃, N₂O, NO, and NO₂ in air, O₂ and N₂ near STP. *Atmospheric Environment* 32, 1111–1127. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(97\)00391-9](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(97)00391-9)
- 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. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01040.x>

- MEIXNER, F.X., YANG, W.X., 2006. BIOGENIC EMISSIONS OF NITRIC OXIDE AND NITROUS OXIDE FROM ARID AND SEMI-ARID LAND, in: D'Odorico, P., Porporato, A. (Eds.), *Dryland Ecohydrology*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 233–255. https://doi.org/10.1007/1-4020-4260-4_14
- Melesse, A.M., Hanley, R.S., 2005. Artificial neural network application for multi-ecosystem carbon emissions simulation. *Ecological Modelling* 189, 305–314. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.014>
- Meng, H., Wu, R., Wang, Y.-F., Gu, J.-D., 2017. A comparison of denitrifying bacterial community structures and abundance in acidic soils between natural forest and re-vegetated forest of Nanling Nature Reserve in southern China. *Journal of Environmental Management* 198, 41–49. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.066>
- Millar, N., Baggs, E.M., 2004. Chemical composition, or quality, of agroforestry residues influences N₂O emissions after their addition to soil. *Soil Biology and Biochemistry* 36, 935–943. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.02.008>
- Misselbrook, T.H., Cardenas, L.M., Camp, V., Thorman, R.E., Williams, J.R., Rollett, A.J., Chambers, B.J., 2014. An assessment of nitrification inhibitors to reduce nitrous oxide emissions from UK agriculture. *Environ. Res. Lett.* 9, 115006. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/11/115006>
- Moffat, A.M., et al., 2007. Comprehensive comparison of gap-filling techniques for eddy covariance net carbon emissions. *Agricultural and Forest Meteorology* 147, 209–232. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2007.08.011>
- Molodovskaya, M., Singurindy, O., Richards, B.K., Warland, J., Johnson, M.S., Steenhuis, T.S., 2012. Temporal Variability of Nitrous Oxide from Fertilized Croplands: Hot Moment Analysis. *Soil Science Society of America Journal* 76, 1728–1740. <https://doi.org/10.2136/sssaj2012.0039>
- Moorhead, D.L., Reynolds, J.F., 1991. A general model of litter decomposition in the northern Chihuahuan Desert. *Ecological Modelling* 56, 197–219. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(91\)90200-K](https://doi.org/10.1016/0304-3800(91)90200-K)
- Morrill, L.G., Dawson, J.E., 1967. Patterns Observed for the Oxidation of Ammonium to Nitrate by Soil Organisms. *Soil Science Society of America Journal* 31, 757–760. <https://doi.org/10.2136/sssaj1967.03615995003100060017x>
- Mosier, A.R., Duxbury, J.M., Freney, J.R., Heinemeyer, O., Minami, K., 1998. Assessing and Mitigating N₂O Emissions from Agricultural Soils. *Climatic Change* 40, 7–38. <https://doi.org/10.1023/A:1005386614431>
- Mothapo, N., Chen, H., Cubeta, M.A., Grossman, J.M., Fuller, F., Shi, W., 2015. Phylogenetic, taxonomic and functional diversity of fungal denitrifiers and associated N₂O production efficacy. *Soil Biology and Biochemistry* 83, 160–175. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.02.001>
- Mougin, E., Lo Seen, D., Rambal, S., Gaston, A., Hiernaux, P., 1995. A regional Sahelian grassland model to be coupled with multispectral satellite data. I: Model description and validation. *Remote Sensing of Environment* 52, 181–193. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(94\)00126-8](https://doi.org/10.1016/0034-4257(94)00126-8)
- Müller, C., Martin, M., Stevens, R.J., Laughlin, R.J., Kammann, C., Ottow, J.C.G., Jäger, H.-J., 2002. Processes leading to N₂O emissions in grassland soil during freezing and thawing. *Soil Biology and Biochemistry* 34, 1325–1331. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(02\)00076-7](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(02)00076-7)
- Müller, C., Stevens, R.J., Laughlin, R.J., Jäger, H.-J., 2004. Microbial processes and the site of N₂O production in a temperate grassland soil. *Soil Biology and Biochemistry* 36, 453–461. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2003.08.027>
- Mumford, M.T., Rowlings, D.W., Scheer, C., De Rosa, D., Grace, P.R., 2019. Effect of irrigation scheduling on nitrous oxide emissions in intensively managed pastures. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 272, 126–134. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.11.011>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.06.004>
- Nemitz, E., Mammarella, I., Ibrom, A., Aurela, M., Burba, G.G., Dengel, S., Gielen, B., Grelle, A., Heinesch, B., Herbst, M., Hörtnagl, L., Klemetsson, L., Lindroth, A., Lohila, A., McDermitt, D.K., Meier, P., Merbold, L., Nelson, D., Nicolini, G., Nilsson, M.B., Peltola, O., Rinne, J., Zahniser, M., 2018. Standardisation of eddy-covariance emissions measurements of methane and nitrous oxide. *International Agrophysics* 32, 517–549. <https://doi.org/10.1515/intag-2017-0042>

- Nicolardot, B., Recous, S., Mary, B., n.d. Simulation of C and N mineralisation during crop residue decomposition: A simple dynamic model based on the C:N ratio of the residues 21.
- Oades, J.M., 1984. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. *Plant Soil* 76, 319–337. <https://doi.org/10.1007/BF02205590>
- Oenema, O., Oudendag, D., Velthof, G.L., 2007. Nutrient losses from manure management in the European Union. *Livestock Science, Recycling of Livestock Manure in a Whole-Farm Perspective* 112, 261–272. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2007.09.007>
- Ogawa, M., Yoshida, N., 2005. Nitrous oxide emission from the burning of agricultural residue. *Atmospheric Environment* 39, 3421–3429. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.01.059>
- Ojima, D.S., Schimel, D.S., Parton, W.J., Owensby, C.E., 1994. Long- and short-term effects of fire on nitrogen cycling in tallgrass prairie. *Biogeochemistry* 24, 67–84. <https://doi.org/10.1007/BF02390180>
- Olden, J.D., Jackson D.A., 2002. Illuminating the “black box”: a randomization approach for understanding variable contributions in artificial neural networks. *Ecological Modelling* 154, 135–150
- Oseko, E., Dienya, T., n.d. FERTILIZER CONSUMPTION AND FERTILIZER USE BY CROP (FUBC) IN KENYA 47.
- Papale, D., Valentini, R., 2003. A new assessment of European forests carbon exchanges by eddy émissionses and artificial neural network spatialization. *Global Change Biology* 9, 525–535. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2003.00609.x>
- Parsons, W.F.J., et al., 1993. Nitrate limitation of N₂O production and denitrification from tropical pasture and rain forest soils. *Biogeochemistry* 22, 179–193. <https://doi.org/10.1007/BF00000646>
- Parton, W.J. PREDICTING SOIL TEMPERATURES IN A SHORTGRASS STEPPE. *Soil Science* 1984, 138, 93–101.
- Parton, W.J., Rasmussen, P.E., 1994. Long-Term Effects of Crop Management in Wheat-Fallow: II. CENTURY Model Simulations. *Soil Science Society of America Journal* 58, 530–536. <https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800020040x>
- Parton, W.J., Mosier, A.R., Ojima, D.S., Valentine, D.W., Schimel, D.S., Weier, K., Kulmala, A.E., 1996. Generalized model for N₂ and N₂O production from nitrification and denitrification. *Global Biogeochemical Cycles* 10, 401–412. <https://doi.org/10.1029/96GB01455>
- 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. [https://doi.org/10.1016/S0921-8181\(98\)00040-X](https://doi.org/10.1016/S0921-8181(98)00040-X)
- Pelster, D., Rufino, M., Rosenstock, T., Mango, J., Saiz, G., Diaz-Pines, E., Baldi, G., Butterbach-Bahl, K., 2017. Smallholder farms in eastern African tropical highlands have low soil greenhouse gas fluxes. *Biogeosciences* 14, 187–202. <https://doi.org/10.5194/bg-14-187-2017>
- Peyrard, C., Mary, B., Perrin, P., Véricel, G., Gréhan, E., Justes, E., Léonard, J., 2016. N₂O emissions of low input cropping systems as affected by legume and cover crops use. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 224, 145–156. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.03.028>
- Pierre, C., Kergoat, L., Bergametti, G., Mougin, É., Baron, C., Abdourhamane Toure, A., Rajot, J.-L., Hiernaux, P., Marticorena, B., Delon, C., 2015. Modeling vegetation and wind erosion from a millet field and from a rangeland: Two Sahelian case studies. *Aeolian Research* 19, 97–111. <https://doi.org/10.1016/j.aeolia.2015.09.009>
- Pihlatie, M., Rinne, J., Ambus, P., Pilegaard, K., Dorsey, J.R., Rannik, U., Markkanen, T., Launiainen, S., Vesala, T., 2005. Nitrous oxide emissions from a beech forest floor measured by eddy covariance and soil enclosure techniques 11.
- Pilegaard, K., Skiba, U., Ambus, P., Beier, C., Brüggemann, N., Butterbach-Bahl, K., Dick, J., Dorsey, J., Duyzer, J., Gallagher, M., Gasche, R., Horvath, L., Kitzler, B., Leip, A., Pihlatie, M.K., Rosenkranz, P., Seufert, G., Vesala, T., Westrate, H., Zechmeister-Boltenstern, S., 2006. Factors controlling regional differences in forest soil emission of nitrogen oxides (NO and N₂O). *Biogeosciences* 3, 651–661. <https://doi.org/10.5194/bg-3-651-2006>
- Portmann, R.W., Daniel, J.S., Ravishankara, A.R., 2012. Stratospheric ozone depletion due to nitrous oxide: influences of other gases. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 367, 1256–1264. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0377>

- Potter, C.S., Matson, P.A., Vitousek, P.M., Davidson, E.A., 1996. Process modeling of controls on nitrogen trace gas emissions from soils worldwide. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 101, 1361–1377. <https://doi.org/10.1029/95JD02028>
- Prather, M.J., Hsu, J., DeLuca, N.M., Jackman, C.H., Oman, L.D., Douglass, A.R., Fleming, E.L., Strahan, S.E., Steenrod, S.D., Søvde, O.A., Isaksen, I.S.A., Froidevaux, L., Funke, B., 2015. Measuring and modeling the lifetime of nitrous oxide including its variability. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 120, 5693–5705. <https://doi.org/10.1002/2015JD023267>
- Pritchard, D.T., Currie, J.A., 1982. Diffusion of coefficients of carbon dioxide, nitrous oxide, ethylene and ethane in air and their measurement. *Journal of Soil Science* 33, 175–184. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1982.tb01757.x>
- Prosser, J.I., 1986. Nitrification. IRL Press, Oxford
- Prosser, J.I., 1990. Autotrophic Nitrification in Bacteria, in: Rose, A.H., Tempest, D.W. (Eds.), *Advances in Microbial Physiology*. Academic Press, pp. 125–181. [https://doi.org/10.1016/S0065-2911\(08\)60112-5](https://doi.org/10.1016/S0065-2911(08)60112-5)
- Qin, S., Wang, Y., Hu, C., Oenema, O., Li, X., Zhang, Y., Dong, W., 2012. Yield-scaled N₂O emissions in a winter wheat–summer corn double-cropping system. *Atmospheric Environment* 55, 240–244. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.02.077>
- Qiu, Q., Wu, L., Ouyang, Z., Li, B., Xu, Y., Wu, S., Gregorich, E.G., 2015. Effects of plant-derived dissolved organic matter (DOM) on soil CO₂ and N₂O emissions and soil carbon and nitrogen sequestrations. *Applied Soil Ecology* 96, 122–130. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.07.016>
- Quastel, J.H., Scholefield, P.G., n.d. BIOCHEMISTRY OF NITRIFICATION IN SOIL 15, 53.
- Quemada, M., Cabrera, M.L., 1995. Carbon and Nitrogen Mineralized from Leaves and Stems of Four Cover Crops. *Soil Science Society of America Journal* 59, 471–477. <https://doi.org/10.2136/sssaj1995.03615995005900020029x>
- Rabot, E., Hénault, C., Cousin, I., 2016. Effect of the soil water dynamics on nitrous oxide emissions. *Geoderma* 280, 38–46. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.06.012>
- Randeniya, L.K., Vohralik, P.F., Plumb, I.C., 2002. Stratospheric ozone depletion at northern mid latitudes in the 21st century: The importance of future concentrations of greenhouse gases nitrous oxide and methane. *Geophysical Research Letters* 29, 10-1-10–4. <https://doi.org/10.1029/2001GL014295>
- Ravishankara, A.R., et al., 2009. Nitrous Oxide (N₂O): The Dominant Ozone-Depleting Substance Emitted in the 21st CENTURY. *Science* 326, 123–125. <https://doi.org/10.1126/science.1176985>
- Reay, D.S., Davidson, E.A., Smith, K.A., Smith, P., Melillo, J.M., Dentener, F., Crutzen, P.J., 2012. Global agriculture and nitrous oxide emissions. *Nature Climate Change* 2, 410–416. <https://doi.org/10.1038/nclimate1458>
- Rees, R.M., Wuta, M., Furley, P.A., Li, C., 2006. Nitrous oxide fluxes from savanna (miombo) woodlands in Zimbabwe. *Journal of Biogeography* 33, 424–437. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01423.x>
- Rees, R.M., Augustin, J., Alberti, G., Ball, B.C., Boeckx, P., Cantarel, A., Castaldi, S., Chirinda, N., Chojnicki, B., Giebels, M., Gordon, H., Grosz, B., Horvath, L., Juszczak, R., Kasimir Klemetsson, Å., Klemetsson, L., Medinets, S., Machon, A., Mapanda, F., Nyamangara, J., Olesen, J.E., Reay, D.S., Sanchez, L., Sanz Cobena, A., Smith, K.A., Sowerby, A., Sommer, M., Soussana, J.F., Stenberg, M., Topp, C.F.E., van Cleemput, O., Vallejo, A., Watson, C.A., Wuta, M., 2013. Nitrous oxide emissions from European agriculture – an analysis of variability and drivers of emissions from field experiments. *Biogeosciences* 10, 2671–2682. <https://doi.org/10.5194/bg-10-2671-2013>
- Reeves, S., Wang, W., 2015. Optimum sampling time and frequency for measuring N₂O emissions from a rain-fed cereal cropping system. *Science of The Total Environment* 530–531, 219–226. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.117>
- Reeves, S., Wang, W., Salter, B., Halpin, N., 2016. Quantifying nitrous oxide emissions from sugarcane cropping systems: Optimum sampling time and frequency. *Atmospheric Environment* 136, 123–133. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.04.008>
- Richardson, A.D., Hollinger, D.Y., 2007. A method to estimate the additional uncertainty in gap-filled NEE resulting from long gaps in the CO₂ emissions record. *Agricultural and Forest Meteorology* 147, 199–208. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2007.06.004>

- Robertson, G.P., tiedje, J.M., 1987. Nitrous oxide sources in aerobic soils: Nitrification, denitrification and other biological processes. *Soil Biology and Biochemistry* 19, 187–193. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(87\)90080-0](https://doi.org/10.1016/0038-0717(87)90080-0)
- Robertson, G. P. 1989. Nitrification and denitrification in humid tropical ecosystems: potential controls on nitrogen retention. Pages 55-69 in J. Proctor, editor. *Mineral nutrients in tropical forest and savanna ecosystems*. Blackwell Scientific, Cambridge, Massachusetts, USA.
- Rochette, P., 2008. No-till only increases N₂O emissions in poorly-aerated soils. *Soil and Tillage Research* 101, 97–100. <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.07.011>
- Rosas, F., Babcock, B., Hayes, D., 2015. Nitrous oxide emission reductions from cutting excessive nitrogen fertilizer applications. *Climatic Change* 132, 353–367.
- Rosenstock, T.S., Mpanda, M., Pelster, D.E., Butterbach-Bahl, K., Rufino, M.C., Thiong'o, M., Mutuo, P., Abwanda, S., Rioux, J., Kimaro, A.A., Neufeldt, H., 2016. Greenhouse gas fluxes from agricultural soils of Kenya and Tanzania. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 121, 1568–1580. <https://doi.org/10.1002/2016JG003341>
- Rusch, H., Rennenberg, H., 1998. Black alder (*Alnus Glutinosa* (L.) Gaertn.) trees mediate methane and nitrous oxide emission from the soil to the atmosphere. *Plant and Soil* 201, 1–7. <https://doi.org/10.1023/A:1004331521059>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.05.005>
- Ryan, M., et al., 2004. The use of artificial neural networks (ANNs) to simulate N₂O emissions from a temperate grassland ecosystem. *Ecological Modelling* 175, 189–194. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2003.10.010>
- Saikawa, E., Schlosser, C.A., Prinn, R.G., 2013. Global modeling of soil nitrous oxide emissions from natural processes. *Global Biogeochemical Cycles* 27, 972–989. <https://doi.org/10.1002/gbc.20087>
- Saggar, S., Bolan, N.S., Bhandral, R., Hedley, C.B., Luo, J., 2004. A review of emissions of methane, ammonia, and nitrous oxide from animal excreta deposition and farm effluent application in grazed pastures. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 47, 513–544. <https://doi.org/10.1080/00288233.2004.9513618>
- Saggar, S., Jha, N., Deslippe, J., Bolan, N.S., Luo, J., Giltrap, D.L., Kim, D.-G., Zaman, M., Tillman, R.W., 2013. Denitrification and N₂O:N₂ production in temperate grasslands: Processes, measurements, modelling and mitigating negative impacts. *Science of The Total Environment, Soil as a Source & Sink for Greenhouse Gases* 465, 173–195. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.050>
- Sainju, U.M., Stevens, W.B., Caesar-TonThat, T., Liebig, M.A., 2012. Soil Greenhouse Gas Emissions Affected by Irrigation, Tillage, Crop Rotation, and Nitrogen Fertilization. *Journal of Environmental Quality* 41, 1774–1786. <https://doi.org/10.2134/jeq2012.0176>
- Sánchez-Martín, L., Vallejo, A., Dick, J., M Skiba, U., 2008. The influence of soluble carbon and fertilizer nitrogen on nitric oxide and nitrous oxide emissions from two contrasting agricultural soils. *Soil Biology and Biochemistry* 40, 142–151. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.07.016>
- Sanz-Cobena, A., Lassaletta, L., Aguilera, E., Prado, A. del, Garnier, J., Billen, G., Iglesias, A., Sánchez, B., Guardia, G., Abalos, D., Plaza-Bonilla, D., Puigdueta-Bartolomé, I., Moral, R., Galán, E., Arriaga, H., Merino, P., Infante-Amate, J., Meijide, A., Pardo, G., Álvaro-Fuentes, J., Gilsanz, C., Báez, D., Doltra, J., González-Ubierna, S., Cayuela, M.L., Menéndez, S., Díaz-Pinés, E., Le-Noë, J., Quemada, M., Estellés, F., Calvet, S., van Grinsven, H.J.M., Westhoek, H., Sanz, M.J., Gimeno, B.S., Vallejo, A., Smith, P., 2017. Strategies for greenhouse gas emissions mitigation in Mediterranean agriculture: A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment, Quantification and mitigation of greenhouse gas emissions in Mediterranean cropping systems* 238, 5–24. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.09.038>
- Satyanarayana, T., Johri, B.N., Prakash, A., 2012. *Microorganisms in Environmental Management: Microbes and Environment*. Springer Science & Business Media.
- Sauvadet, M., Saj, S., Freschet, G.T., Essobo, J.-D., Enock, S., Becquer, T., Tixier, P., Harmand, J.-M., 2020. Cocoa agroforest multifunctionality and soil fertility explained by shade tree litter traits. *Journal of Applied Ecology* 57, 476–487. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13560>

- Schjøning, P., Thomsen, I.K., Moldrup, P., Christensen, B.T., 2003. Linking Soil Microbial Activity to Water- and Air-Phase Contents and Diffusivities. *Soil Science Society of America Journal* 67, 156–165. <https://doi.org/10.2136/sssaj2003.1560>
- Scholes, M.C., Martin, R., Scholes, R.J., Parsons, D., Winstead, E., 1997. NO and N₂O emissions from savanna soils following the first simulated rains of the season. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 48, 115–122. <https://doi.org/10.1023/A:1009781420199>
- Schmidt, M., et al., 2012. The carbon budget of a winter wheat field: An eddy covariance analysis of seasonal and inter-annual variability. *Agricultural and Forest Meteorology* 165, 114–126. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.05.012>
- Schwenke, G.D., Haigh, B.M., 2016. The interaction of seasonal rainfall and nitrogen fertiliser rate on soil N₂O emission, total N loss and crop yield of dryland sorghum and sunflower grown on sub-tropical Vertosols. *Soil Res.* 54, 604–618. <https://doi.org/10.1071/SR15286>
- Senbayram, M., Chen, R., Budai, A., Bakken, L., Dittert, K., 2012. N₂O emission and the N₂O/(N₂O+N₂) product ratio of denitrification as controlled by available carbon substrates and nitrate concentrations. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 147, 4–12. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.06.022>
- Serca, D., Delmas, R., Jambert, C., Labroue, L., 1994. Emissions of nitrogen oxides from equatorial rain forest in central Africa: *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology* 46, 243–254. <https://doi.org/10.3402/tellusb.v46i4.15795>
- Shakoor, A., Shakoor, S., Rehman, A., Ashraf, F., Abdullah, M., Shahzad, S.M., Farooq, T.H., Ashraf, M., Manzoor, M.A., Altaf, M.M., Altaf, M.A., 2021. Effect of animal manure, crop type, climate zone, and soil attributes on greenhouse gas emissions from agricultural soils—A global meta-analysis. *Journal of Cleaner Production* 278, 124019. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124019>
- Shammas N.K., 1986. Interactions of Temperature, pH, and Biomass on the Nitrification Process, n.d. 9. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, Vol. 58, No. 1 (Jan., 1986), pp. 52–59.
- Shcherbak, I., Millar, N., Robertson, G.P., 2014. Global metaanalysis of the nonlinear response of soil nitrous oxide (N₂O) emissions to fertilizer nitrogen. *PNAS* 111, 9199–9204. <https://doi.org/10.1073/pnas.1322434111>
- Sheehy, J., Six, J., Alakukku, L., Regina, K., 2013. Fluxes of nitrous oxide in tilled and no-tilled boreal arable soils. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 164, 190–199. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.10.007>
- Simojoki, A., Jaakkola, A., 2000. Effect of nitrogen fertilization, cropping and irrigation on soil air composition and nitrous oxide emission in a loamy clay. *European Journal of Soil Science* 51, 413–424. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2000.00308.x>
- Skiba, U., Smith, K.A., 2000. The control of nitrous oxide emissions from agricultural and natural soils. *Chemosphere - Global Change Science, Atmospheric Nitrous Oxide* 2, 379–386. [https://doi.org/10.1016/S1465-9972\(00\)00016-7](https://doi.org/10.1016/S1465-9972(00)00016-7)
- Smith, K., 1997. The potential for feedback effects induced by global warming on emissions of nitrous oxide by soils. *Global Change Biology* 3, 327–338. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.1997.00100.x>
- Smith, K.A., Ball, T., Conen, F., Dobbie, K.E., Massheder, J., Rey, A., 2003. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. *European Journal of Soil Science* 54, 779–791. <https://doi.org/10.1046/j.1351-0754.2003.0567.x>
- Snyder, C.S., et al., 2009. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. *Agriculture, Ecosystems & Environment, Reactive nitrogen in agroecosystems: Integration with greenhouse gas interactions* 133, 247–266. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.04.021>
- Stark, J.M., 1996. Modeling the temperature response of nitrification. *Biogeochemistry* 35, 433–445. <https://doi.org/10.1007/BF02183035>
- Stevens, R.J., Laughlin, R.J., 1994. Determining Nitrogen-15 in Nitrite or Nitrate by Producing Nitrous Oxide. *Soil Science Society of America Journal* 58, 1108–1116. <https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800040015x>
- Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M.M.B., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., Midgley, P.M., 2014. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of IPCC the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Stocker, T. F.; Qin, D.; Plattner, G.-K.; Tignor, M. M. B.; Allen, S. K.; Boschung, J.; Nauels, A.; Xia, Y.; Bex, V.; Midgley, P. M. (éds.) (2014). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I*

- to the Fifth Assessment Report of IPCC the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press 10.1017/CBO9781107415324 <<http://dx.doi.org/10.1017/CBO9781107415324>>. Cambridge University Press, Cambridge. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324>
- Struwe, S., Kjølner, A., 1994. Potential for N₂O production from beech (*Fagus silvaticus*) forest soils with varying pH. *Soil Biology and Biochemistry* 26, 1003–1009. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(94\)90115-5](https://doi.org/10.1016/0038-0717(94)90115-5)
- Suenaga, T., Riya, S., Hosomi, M., Terada, A., 2018. Biokinetic Characterization and Activities of N₂O-Reducing Bacteria in Response to Various Oxygen Levels. *Front. Microbiol.* 9. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.00697>
- Sullivan, M.J., Gates, A.J., Appia-Ayme, C., Rowley, G., Richardson, D.J., 2013. Copper control of bacterial nitrous oxide emission and its impact on vitamin B₁₂-dependent metabolism. *PNAS* 110, 19926–19931. <https://doi.org/10.1073/pnas.1314529110>
- Sutton, M.A., UNEP (Eds.), 2013. Our nutrient world: the challenge to produce more food and energy with less pollution; [global overview on nutrient management]. Centre for Ecology & Hydrology, Edinburgh.
- Szukics, U., Abell, G.C.J., Hödl, V., Mitter, B., Sessitsch, A., Hackl, E., Zechmeister-Boltenstern, S., 2010. Nitrifiers and denitrifiers respond rapidly to changed moisture and increasing temperature in a pristine forest soil. *FEMS Microbiology Ecology* 72, 395–406. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2010.00853.x>
- Tagesson, T.; Fensholt, R.; Cropley, F.; Guirio, I.; Horion, S.; Ehammer, A.; Ardö, J. Dynamics in carbon exchange fluxes for a grazed semi-arid savanna ecosystem in West Africa. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 2015, 205, 15–24, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.02.017>
- Tagesson, T., Fensholt, R., Guirio, I., Rasmussen, M.O., Huber, S., Mbow, C., Garcia, M., Horion, S., Sandholt, I., Holm-Rasmussen, B., Götsche, F.M., Ridler, M.-E., Olén, N., Olsen, J.L., Ehammer, A., Madsen, M., Olesen, F.S., Ardö, J., 2015. Ecosystem properties of semiarid savanna grassland in West Africa and its relationship with environmental variability. *Global Change Biology* 21, 250–264. <https://doi.org/10.1111/gcb.12734>
- Taki, R., et al., 2018. Comparison of two gap-filling techniques for nitrous oxide emissions from agricultural soil. *Can. J. Soil Sci.* [dx.doi.org/10.1139/cjss-2018-0041](https://doi.org/10.1139/cjss-2018-0041)
- Talleg, T., et al., 2013. Crops' water use efficiencies in temperate climate: Comparison of stand, ecosystem and agronomical approaches. *Agricultural and Forest Meteorology* 168, 69–81. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.07.008>
- Talleg, T., Brut, A., Joly, L., Dumelié, N., Serça, D., Mordelet, P., Claverie, N., Legain, D., Barrié, J., Decarpenterie, T., Cousin, J., Zawilski, B., Ceschia, E., Guérin, F., Le Dantec, V., 2019. N₂O emissions measurements over an irrigated maize crop: A comparison of three methods. *Agricultural and Forest Meteorology* 264, 56–72. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2018.09.017>
- Tang, S., Tian, D., Niu, S., 2017. Grazing reduces soil greenhouse gas emissions in global grasslands: a meta-analysis 19, 19467.
- Tellez-Rio, A., García-Marco, S., Navas, M., López-Solanilla, E., Tenorio, J.L., Vallejo, A., 2015. N₂O and CH₄ emissions from a fallow–wheat rotation with low N input in conservation and conventional tillage under a Mediterranean agroecosystem. *Science of The Total Environment* 508, 85–94. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.11.041>
- Thompson, R.L., Chevallier, F., Crotwell, A.M., Dutton, G., Langenfelds, R.L., Prinn, R.G., Weiss, R.F., Tohjima, Y., Nakazawa, T., Krummel, P.B., Steele, L.P., Fraser, P., O'Doherty, S., Ishijima, K., Aoki, S., 2014. Nitrous oxide emissions 1999 to 2009 from a global atmospheric inversion. *Atmospheric Chemistry and Physics* 14, 1801–1817. <https://doi.org/10.5194/acp-14-1801-2014>
- Tian, H., Yang, J., Lu, C., Xu, R., Canadell, J.G., Jackson, R.B., Arneeth, A., Chang, J., Chen, G., Ciais, P., Gerber, S., Ito, A., Huang, Y., Joos, F., Lienert, S., Messina, P., Olin, S., Pan, S., Peng, C., Saikawa, E., Thompson, R.L., Vuichard, N., Winiwarter, W., Zaehle, S., Zhang, B., Zhang, K., Zhu, Q., 2018. The Global N₂O Model Intercomparison Project. *Bull. Amer. Meteor. Soc.* 99, 1231–1251. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-17-0212.1>
- Tian, S., Ning, T., Zhao, H., Wang, B., Li, N., Han, H., Li, Z., Chi, S., 2012. Response of CH₄ and N₂O Emissions and Wheat Yields to Tillage Method Changes in the North China Plain. *PLOS ONE* 7, e51206. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0051206>
- UNEP, 2012. Growing greenhouse gas emissions due to meat production.

- UNEP (2019). Frontiers 2018/19 Emerging Issues of Environmental Concern. United Nations Environment Programme, Nairobi.
- UNIFA (UNION des Industries de la FertilisAtion. <https://www.unifa.fr/>
- Ussiri, D., Lal, R., 2013. The Role of Nitrous Oxide on Climate Change, in: Soil Emission of Nitrous Oxide and Its Mitigation. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 1–28. https://doi.org/10.1007/978-94-007-5364-8_1
- Valentini, R., Arneth, A., Bombelli, A., Castaldi, S., Cazzolla Gatti, R., Chevallier, F., Ciais, P., Grieco, E., Hartmann, J., Henry, M., Houghton, R.A., Jung, M., Kutsch, W.L., Malhi, Y., Mayorga, E., Merbold, L., Murray-Tortarolo, G., Papale, D., Peylin, P., Poulter, B., Raymond, P.A., Santini, M., Sitch, S., Vaglio Laurin, G., van der Werf, G.R., Williams, C.A., Scholes, R.J., 2014. A full greenhouse gases budget of Africa: synthesis, uncertainties, and vulnerabilities. *Biogeosciences* 11, 381–407. <https://doi.org/10.5194/bg-11-381-2014>
- Van Eerd, L.L., Turnbull, J.J.D., Bakker, C.J., Vyn, R.J., McKeown, A.W., Westerveld, S.M., 2018. Comparing soluble to controlled-release nitrogen fertilizers: storage cabbage yield, profit margins, and N use efficiency. *Canadian Journal of Plant Science* 98, 815–829. <https://doi.org/10.1139/cjps-2017-0277>
- Velthof, G.L., Kuikman, P.J., Oenema, O., 2002. Nitrous oxide emission from soils amended with crop residues. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 62, 249–261. <https://doi.org/10.1023/A:1021259107244>
- Verger, A., Baret, F., Weiss, M., Filella, I., Peñuelas, J., 2015. GEOCLIM: A global climatology of LAI, FAPAR, and FCOVER from VEGETATION observations for 1999–2010. *Remote Sensing of Environment* 166, 126–137. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.05.027>
- Villa-Vialaneix, N., et al., 2012. A comparison of eight metamodeling techniques for the simulation of N₂O émissionses and N leaching from corn crops. *Environmental Modelling & Software*, Emulation techniques for the reduction and sensitivity analysis of complex environmental models 34, 51–66. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.05.003>
- Vinther, F.P., 2005. SimDen - A simple model for quantifying denitrification and N₂O emission. Manure - an Agronomic and Environmental Challenge. Njf-seminar No. 372 6.
- Vinzent, B., Fuß, R., Maidl, F.-X., Hülsbergen, K.-J., 2017. Efficacy of agronomic strategies for mitigation of after-harvest N₂O emissions of winter oilseed rape. *European Journal of Agronomy* 89, 88–96. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2017.06.009>
- Vogeler, I., Thomas, S., van der Weerden, T., 2019. Effect of irrigation management on pasture yield and nitrogen losses. *Agricultural Water Management* 216, 60–69. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.01.022>
- Wachiye, S., Merbold, L., Vesala, T., Rinne, J., Räsänen, M., Leitner, S., Pellikka, P., 2020. Soil greenhouse gas emissions under different land-use types in savanna ecosystems of Kenya. *Biogeosciences* 17, 2149–2167. <https://doi.org/10.5194/bg-17-2149-2020>
- Wagner-Riddle, C., Thurtell, G.W., Kidd, G.K., Beauchamp, E.G., Sweetman, R., 1997. Estimates of nitrous oxide emissions from agricultural fields over 28 months. *Canadian Journal of Soil Science* 77, 135–144. <https://doi.org/10.4141/S96-103>
- Wang, L., Qi, Y., Dong, Y., Peng, Q., Guo, S., He, Y., Li, Z., 2017. Effects and mechanism of freeze-thawing cycles on the soil N₂O fluxes in the temperate semi-arid steppe. *Journal of Environmental Sciences* 56, 192–201. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.09.013>
- Wei, J., Ibraim, E., Brüggemann, N., Vereecken, H., Mohn, J., 2019. First real-time isotopic characterisation of N₂O from chemodenitrification. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 267, 17–32. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2019.09.018>
- Weitz, A.M., Veldkamp, E., Keller, M., Neff, J., Crill, P.M., 1998. Nitrous oxide, nitric oxide, and methane émissionses from soils following clearing and burning of tropical secondary forest. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 103, 28047–28058. <https://doi.org/10.1029/98JD02144>
- Wen, Y., Corre, M.D., Veldkamp, E., 2016a. Nitrous oxide émissionses from tree stems in temperate forest ecosystems. AGU Fall Meeting Abstracts 23.
- Wen, Y., Chen, Z., Dannenmann, M., Carminati, A., Willibald, G., Kiese, R., Wolf, B., Veldkamp, E., Butterbach-Bahl, K., Corre, M.D., 2016b. Disentangling gross N₂O production and consumption in soil. *Scientific Reports* 6, 36517. <https://doi.org/10.1038/srep36517>
- Werner, C., Kiese, R., Butterbach-Bahl, K., 2007a. Soil-atmosphere exchange of N₂O, CH₄, and CO₂ and controlling environmental factors for tropical rain forest sites in western Kenya. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 112. <https://doi.org/10.1029/2006JD007388>

- Werner, C., Butterbach-Bahl, K., Haas, E., Hickler, T., Kiese, R., 2007b. A global inventory of N₂O emissions from tropical rainforest soils using a detailed biogeochemical model. *Global Biogeochemical Cycles* 21. <https://doi.org/10.1029/2006GB002909>
- Wertz, S., Leigh, A.K.K., Grayston, S.J., 2012. Effects of long-term fertilization of forest soils on potential nitrification and on the abundance and community structure of ammonia oxidizers and nitrite oxidizers. *FEMS Microbiol Ecol* 79, 142–154. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2011.01204.x>
- WIJLER, J., DELWICHE, C.C., 1954. INVESTIGATIONS ON THE DENITRIFYING PROCESS IN SOIL. *Plant and Soil* 5, 155–169.
- WMO, 2017. The State of Greenhouse Gases in the Atmosphere Based on Global Observations through 2017. WMO Greenhouse gas Bulletin No. 14., Geneva. https://library.wmo.int/doc_num.php?explnum_id=5455
- 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. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00096-7](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00096-7)
- Wu, D., Dong, W., Oenema, O., Wang, Y., Trebs, I., Hu, C., 2013. N₂O consumption by low-nitrogen soil and its regulation by water and oxygen. *Soil Biology and Biochemistry* 60, 165–172. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.01.028>
- Yang, T., Li, F., Zhou, X., Xu, C., Feng, J., Fang, F., 2019a. Impact of nitrogen fertilizer, greenhouse, and crop species on yield-scaled nitrous oxide emission from vegetable crops: A meta-analysis. *Ecological Indicators* 105, 717–726. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.02.001>
- Yang, W., Kang, Y., Feng, Z., Gu, P., Wen, H., Liu, L., Jia, Y., 2019b. Sprinkler Irrigation Is Effective in Reducing Nitrous Oxide Emissions from a Potato Field in an Arid Region: A Two-Year Field Experiment. *Atmosphere* 10, 242. <https://doi.org/10.3390/atmos10050242>
- Yao, Z., Yan, G., Wang, R., Zheng, X., Liu, C., Butterbach-Bahl, K., 2019. Drip irrigation or reduced N-fertilizer rate can mitigate the high annual N₂O+NO fluxes from Chinese intensive greenhouse vegetable systems. *Atmospheric Environment* 212, 183–193. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.05.056>
- Yoh, M., Toda, H., Kanda, K., Tsuruta, H., 1997. Diffusion analysis of N₂O cycling in a fertilized soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 49, 29–33. <https://doi.org/10.1023/A:1009757829417>
- Yu, K.W., Wang, Z.P., Chen, G.X., 1997. Nitrous oxide and methane transport through rice plants. *Biol Fertil Soils* 24, 341–343. <https://doi.org/10.1007/s003740050254>
- Zaady, E., Groffman, P.M., Standing, D., Shachak, M., 2013. High N₂O emissions in dry ecosystems. *European Journal of Soil Biology* 59, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2013.08.004>
- Zaman, M., Nguyen, M.L., Blennerhassett, J.D., Quin, B.F., 2008. Reducing NH₃, N₂O and NO₃-N losses from a pasture soil with urease or nitrification inhibitors and elemental S-amended nitrogenous fertilizers. *Biol Fertil Soils* 44, 693–705. <https://doi.org/10.1007/s00374-007-0252-4>
- Zebarth, B.J., Rochette, P., Burton, D.L., Price, M., 2008. Effect of fertilizer nitrogen management on N₂O emissions in commercial corn fields. *Canadian Journal of Soil Science* 88, 189–195. <https://doi.org/10.4141/CJSS06010>
- Zeller, B., Legout, A., Bienaimé, S., Gratia, B., Santenoise, P., Bonnaud, P., Ranger, J., 2019. Douglas fir stimulates nitrification in French forest soils. *Scientific Reports* 9, 10687. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-47042-6>
- Zhang, Y., Mu, Y., Zhou, Y., Liu, J., Zhang, C., 2014. Nitrous oxide emissions from maize–wheat field during 4 successive years in the North China Plain. *Biogeosciences* 11, 1717–1726. <https://doi.org/10.5194/bg-11-1717-2014>
- Zhang, Y., et al., 2016. Application of the DNDC model to estimate N₂O emissions under different types of irrigation in vineyards in Ningxia, China. *Agricultural Water Management* 163, 295–304. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2015.10.006>
- Zhang, Y., Wang, J., Dai, S., Sun, Y., Chen, J., Cai, Z., Zhang, J., Müller, C., 2019. Temperature effects on N₂O production pathways in temperate forest soils. *Science of The Total Environment* 691, 1127–1136. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.208>
- Zheng, J., Qu, Y., Kilasara, M.M., Mmari, W.N., Funakawa, S., 2019. Nitrate leaching from the critical root zone of maize in two tropical highlands of Tanzania: Effects of fertilizer-nitrogen rate and straw incorporation. *Soil and Tillage Research* 194, 104295. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104295>

- Zhong, L., Zhou, X., Wang, Y., Li, F.Y., Zhou, S., Bai, Y., Rui, Y., 2017. Mixed grazing and clipping is beneficial to ecosystem recovery but may increase potential N₂O emissions in a semi-arid grassland. *Soil Biology and Biochemistry* 114, 42–51. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.07.002>
- Zhu, Y., Merbold, L., Leitner, S., Xia, L., Pelster, D.E., Diaz-Pines, E., Abwanda, S., Mutuo, P.M., Butterbach-Bahl, K., 2020. Influence of soil properties on N₂O and CO₂ emissions from excreta deposited on tropical pastures in Kenya. *Soil Biology and Biochemistry* 140, 107636. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107636>
- Zimmermann, J., Carolan, R., Forrester, P., Harty, M., Lanigan, G., Richards, K.G., Roche, L., Whitfield, M.G., Jones, M.B., 2018. Assessing the performance of three frequently used biogeochemical models when simulating N₂O emissions from a range of soil types and fertiliser treatments. *Geoderma* 331, 53–69. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.06.004>
- Zhuang, Q., Lu, Y., Chen, M., 2012. An inventory of global N₂O emissions from the soils of natural terrestrial ecosystems. *Atmospheric Environment* 47, 66–75. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.11.036>
- Zimmermann, J., Carolan, R., Forrester, P., Harty, M., Lanigan, G., Richards, K.G., Roche, L., Whitfield, M.G., Jones, M.B., 2018. Assessing the performance of three frequently used biogeochemical models when simulating N₂O emissions from a range of soil types and fertiliser treatments. *Geoderma* 331, 53–69. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.06.004>

Liste tableaux et figures

Tableau	Légende	Page
Tableau 1	Résumé des impacts négatifs liés aux surplus de certains éléments azotés dans l'environnement (UNEP, 2019).	2
Table 3.1	Description of variables potentially available for gap-filling.	55
Table 3.2	Description of the daily N ₂ O flux dataset at FR-Lam per functioning period.	66
Table 3.3	Summary of the selected variables used to develop the different neuronal network at FR-Lam.	67
Table 3.4	R ² and RMSE calculated on testing dataset for ANN, linear interpolation and both methodologies combined for each functioning period.	70
Table 3.5	Effect of ANN and linear interpolation gap-filling methodologies on mean N ₂ O emissions (gN ha ⁻¹ d ⁻¹).	71
Table 3.6	RMSE according to gap-filling methodology and GMD coefficient.	73
Table 3.7	N ₂ O budget gap-filling uncertainty per civil year. Mean and standard deviation were calculated using the 100 repetitions.	77
Table 4.1	Annual N ₂ O budget (± standard deviation), NUE _{agro} , Yield scaled-N ₂ O efflux and nitrogen inputs per cultivated crop and site. Uncertainties correspond to the observations' standard deviations.	97
Table 4.2	Values of N_{res} , $Wmean_{31d}$ and $F_{N_2O\ 41d}$ during the observed spring mineralisation effect on FR-Lam and FR-Aur from the a cumulative degree-day calculation of 1040°C and the associated date. Residues + CC means that the Cover Crop nitrogen content was also included in the total nitrogen residues.	103
Table 5.1	Main characteristics of the Dahra site and the Mbita region. Values of N, C, sand, clay contents and pH are averaged values with standard deviation in parenthesis. (a) In International Centre of Insect Physiology and Ecology (ICIPE), mean annual rain is for the period 1986-2018, mean annual temperature is provided for the period 1986-2013 (Bakayoko et al., 2020) and the soil characteristics of the five sites were averaged. (b) In Fort Ternan, Kaptumo and Kisumu, mean annual rain and temperature is provided for the period 1982 – 2012 (climate-data.org). (c) In Dahra, mean annual rain and temperature is given for the period 1951-2013 (Delon et al., 2019). KEN and SEN mean Kenya and Senegal respectively.	122

Tableau	Légende	Page
Table 5.2	Annual N ₂ O budget, rain, mean [NO ₃ -] and contribution of N ₂ O emission (as simulated by STEP-GENDEC-N ₂ O) during the rainy season to the annual budget from 2012 to 2017 at the Dahra site.	138
Tableau 6.1	Moyenne des teneurs en nitrates mesurées lors des campagnes de mesure sur nos sites d'études et issus de la littérature en comparaison aux teneurs en nitrates simulées sur la couche 0 – 1 m moyenné de 2012 à 2018. ^a Mesures effectuées sur la couche 0 – 10 cm. ^b Mesures effectuées sur la couche 0 – 30 cm.	154
Tableau 7.1	Résumé des différences de gestions, de teneur en argile mesuré entre 0 et 20 cm, de pluviométrie, de maximum d'émission et des bilans annuels de N ₂ O sur l'ensemble des sites d'étude. ^a Les données de Mbita sont moyennés sur l'ensemble des parcelles de la région. ^b Bilan annuel calculé avec les résultats du model STEP-GENDEC-N ₂ O. ^c Bilan annuel calculé par la méthode d'extrapolation des moyennes explicité dans le chapitre 5.	169

Figure	Légende	Page
Fig. 1	Cycle de l'azote (UNIFA).	2
Fig. 1.1	Schéma explicatif du processus de nitrification et de dénitrification (Wrage et al., 2001).	6
Fig. 1.2	Schéma des facteurs d'influences et leurs interactions entraînant la production de N ₂ O. Illustration d'après Robertson (1989).	7
Fig. 1.3	Evolution de l'oxydation de NH ₄ ⁺ dans le sol : Sol de type I, sableux-limoneux du Kendaia, pH 7.6 ; Sol de type II, sableux-limoneux et graveleux du Lansing, pH 6.5 ; et sol de type II, sableux-limoneux caillouteux du Bath, pH 5.0. Illustration d'après Morril et Dawson (1967).	8
Fig. 1.4	Variation de la quantité de N ₂ O formé en fonction de la quantité de NO ₃ ⁻ ajouté. Illustration d'après Stevens et Laughlin (1994).	9
Fig. 1.5	Emissions de N ₂ O journalières suivant l'addition de différentes espèces de résidus au sol (a) et corrélation entre le cumul de N ₂ O (mgN m ⁻²) émis après 29 jours d'après l'étude de Millar et Baggs (2004) (symbole plein) et émis pendant 23 jours d'après l'étude de Baggs et al. (2001) (symbole vide) suivant l'ajout de résidus et le ratio (lignine%+polyphénols%)-sur-N% des résidus (b). Illustration d'après Millar et Baggs (2004).	10
Fig. 1.6	Evolution de l'activité bactérienne de nitrification et de dénitrification en fonction du WFPS (Linn et Doran, 1984).	11
Fig. 1.7	Variation du facteur d'émission de N ₂ O en fonction du contenu en N minéral d'engrais organiques seuls ou combinés à des engrais de synthèse et de la texture du sol. Illustration d'après Charles et al. (2017).	12

Figure	Légende	Page
Fig. 1.8	Gamme de variation des émissions de N ₂ O en fonction du taux de fertilisation d'après les études de Philbert et al. (2012), de Shcherbak et al. (2014) et du Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat (GIEC) (Shcherbak et al., 2014).	16
Fig. 1.9	Ratio moyen du cumul des émissions de N ₂ O de sols non travaillés (NT) ou travaillés (T) avec une aération bonne, moyenne ou pauvre. Illustration d'après Rochette (2008).	19
Fig. 2.1	Position géographique des sites de Lamasquère, Auradé, Dahra et Mbita.	27
Fig. 2.2	Position géographique et photo du site de Lamasquère (FR-Lam).	29
Fig. 2.3	Position géographique et photo du site d'Auradé (FR-Aur).	30
Fig. 2.4	Position géographique et photo du site de Dahra, Sénégal.	31
Fig. 2.5	Position géographique des sites de Mbita (Kenya) et photo de la parcelle de thé à Kaptumo.	32
Fig. 2.6	Chambre automatique	33
Fig. 2.7	Chambre statique	34
Fig. 2.8	Schéma d'un perceptron multicouche avec 4 variables d'entrée, 3 neurones cachés et 1 variable de sortie.	37
Fig. 2.9	Schéma simplifié du fonctionnement du modèle RegCM-CLM. Les modules sur lesquels j'ai travaillé sont en rouge et surlignés.	40
Fig. 2.10	Carte d'occupation du sol par type de végétation majoritaire (Plant Functional Type ou PFT). 1 : sans végétation ; 2 : conifère à feuilles persistantes (tempérée) ; 3 : conifère à feuilles persistantes (boréal) ; 4 : arbre feuillu à feuilles persistantes (tempérée) ; 5 : arbre feuillu à feuilles persistantes (tempérée) ; 6 : arbre feuillu à feuilles persistantes (tempérée) ; 7 : arbre feuillu à feuilles persistantes (tempérée) ; 8 : arbre feuillu à feuilles persistantes (tempérée) ; 9 : arbuste feuillu à feuilles persistantes (tempérée) ; 10 : arbuste feuillu à feuilles caduques (tempérée) ; 11 : arbuste feuillu à feuilles caduques (boréal) ; 12 : herbacé C3 arctique ; 13 : herbacé C3 ; 14 : herbacée C4 ; 15 : culture pluviale non gérée.	44
Fig. 3.1	Schematic MLP with 4 input variables, 3 hidden neurons and 1 output variable.	56
Fig. 3.2	RMSE (gN ha ⁻¹ d ⁻¹) between ANN training (black) and testing (grey) datasets in function of iterations for draw number 5 during maize 2012 period. Here the minimum RMSE for the test simulation is reached after 770 iterations.	58
Fig. 3.3	Diagram outlining the successive steps to implement the ANN methodology.	60
Fig. 3.4	Method used to create and linearly interpolate artificial gaps from the N ₂ O observations.	61
Fig. 3.5	Decision tree helping to select the more suitable gap-filling method according to GMD value.	62

Figure	Légende	Page
Fig. 3.6	Diagram outlining the successive steps to calculate the uncertainty due to gap-filing methodology.	63
Fig. 3.7	Daily N ₂ O fluxes dynamic observed (cross) and gap-filled (dot) at FR-Lam from 2012 to 2016. M: maize; B: bare soil; W: wheat; C: cover crop; N: nitrogen application (kgN ha ⁻¹); I: irrigation.	65
Fig. 3.8	Illustration of the possible interactions between selected variables and proximal factors of N ₂ O emissions. Variables in grey italics were not measured or not available.	67
Fig. 3.9	N ₂ O fluxes (+) gap-filled by ANN (o) and linear interpolation (Δ) on bare soil period from 05/03/2014 to 19/05/2014 and on maize 2014 period from 20/05/2014 to 09/06/2014.	72
Fig. 3.10	Comparison between observed (cross) and simulated (dot) N ₂ O fluxes dynamic according to gap-filling methodology ANN (a), linear interpolation (b) and mixed methodology (c) on Maize 2014. Only the days used for the test dataset are shown here.	75
Fig. 3.11	Comparison between observed (cross) and simulated (dot) N ₂ O fluxes dynamic according to gap-filling methodology ANN (a), linear interpolation (b) and mixed methodology (c) on Wheat 2016. Only the days used for the test dataset are shown here.	76
Fig. 4.1	Description and location of FR-Lam and FR-Aur site with the experimental devices' disposal on each site.	88
Fig. 4.2	Seasonal water supply (rain and/or irrigation) and water index (difference between the seasonal rain and irrigation of a given year and the mean seasonal rain and irrigation over the 5 years) on FR-Aur and FR-Lam.	89
Fig. 4.3	Monthly cumulated N ₂ O emissions (dark grey bars), mean rain (light grey bars), mean rain + irrigation (dashed light grey bars), GLAI (dashed line) and field operations from October 2011 to December 2016 at FR-LAM (a) and FR-AUR (b) (T, tillage> 20cm; t, tillage<20cm; SM, Spring Mineralisation). Bars indicate uncertainties of the cumulated monthly N ₂ O emissions calculated according to the section 2.4.2 chapter 4.	96
Fig. 4.4	Seasonally cumulated N ₂ O fluxes (lower panel) and annual emission factor (upper panel) according to year and cultivated species. For each cultivation year, the left side correspond to FR-Lam site and the right side to FR-Aur site.	99
Fig. 4.5	Relationship between N surplus and annual N ₂ O emissions for summer and winter crops (a) and between agronomical nitrogen use efficiency (NUE, expressed as apparent recovery efficiency (in %) of applied N in kg N taken up per kg N) and (yield-scaled) N ₂ O emissions for maize and winter wheat crops only (b).	100

Figure	Légende	Page
Fig. 4.6	Cumulated N ₂ O emissions over 41 days ($F_{N_2O_{41d}}$ in kgN ha ⁻¹) in function of $FN_{day-fert}$ after a fertilisation event. The equation and R ² are referring to the linear regression line in the figure.	101
Fig. 4.7	R ² calculated between $N_{res} Wmean_{31d}$ and $F_{N_2O_{41d}}$ in function of the degree-day sum from which applying N_{res} for the year 2012, 2014 and 2015 in FR-Lam and for the year 2016 in FR-Aur. For a degree-day sum of 1040 °C, R ² is of 0.85.	102
Fig. 4.8	Relation between the residual nitrogen content from the previous crop residues (N_{res} in kgN ha ⁻¹) weighed by the mean waterfall over 31 days after the date determined from the 1040 degree-day accumulation starting on January the 1st ($Wmean_{31d}$ in mm d ⁻¹) and the cumulated N ₂ O emissions over 41 days after that date ($F_{N_2O_{41d}}$ in kgN ha ⁻¹) during a maize (FR-Lam, ●) or a sunflower (FR-Aur, ▲) cropping year. The equation and R ² are referring to the linear regression line in the figure.	103
Fig. 4.9	Effect of mean rain over 31 days before a deep tillage ($Wmean_{31d-before}$ in mm d ⁻¹) higher than 20 cm (■) or a reduced tillage lower than 20 cm (◇) on cumulated N ₂ O budget over 41 days after this tillage ($F_{N_2O_{41d}}$ in kgN ha ⁻¹). The equation and R ² are referring to the exponential regression line in the figure.	104
Fig. 4.10	Empirical linear relationship between the observed seasonal N ₂ O budget ($F_{N_2O_{season sim}}$ in kgN ha ⁻¹) and FN_{avg} (FN parameter averaged at the seasonal scale).	106
Fig. 4.11	Comparison between observed and modelled seasonal N ₂ O budget (kgN ha ⁻¹) on FR-Lam (a) and FR-Aur (b). Linear regressions are represented by the dotted lines. Bars indicate uncertainties of the seasonal N ₂ O budgets calculated according to the section 2.4.3 chapter 4.	107
Fig. 4.12	Observed annual N ₂ O budgets at FR-Lam (●) and FR-Aur (▲) as a function of the empirical simulations of the annual N ₂ O budget (a) and of the IPCC Tiers 1 simulation (b). y represents the linear regression equations that are represented by the dotted lines. Bars indicate uncertainties of the annual N ₂ O budgets calculated according to the section 2.4.3 chapter 4.	108
Fig. 5.1	Plots location in Dahra (Senegal) and around and in the Mbita region (Kenya). The borders define with dark and blue lines referred to African countries and Kenyan districts' boundaries, respectively.	125

Figure	Légende	Page
Fig. 5.2	Rain (black lines, in mm) and field campaign periods (grey strip) in the Mbita region in 2018.	131
Fig. 5.3	Average daily N ₂ O emissions (bars) and SWC (crosses) in the Mbita region during the January (grey) and November (dark) campaigns. Error bars represent the standard deviations of the measurement averages.	131
Fig. 5.4	N ₂ O emissions (dot) and SWC at 5 cm (line) measured in Dahra during the three campaigns. Error bars represent the standard deviations of the measurements and may not appear in the plot if the value is too low.	132
Fig. 5.5	N ₂ O emissions vs soil temperature 5 cm depth in Dahra (2013 and 2017 campaigns).	133
Fig. 5.6	SWC measured at 5 cm depth (black) and simulated in the 0-2 cm layer (grey) (a), measured at 10 cm (black) and simulated in the 2 – 30 cm layer (grey) (b) and scatter plot of SWC measured and simulated in Dahra at 5 and 10 cm depth (c and d, respectively) with the linear regression (dotted line).	135
Fig. 5.7	Observed soil NO ₃ ⁻ content vs NO ₃ ⁻ content simulated by STEP-GENDEC-N ₂ O in Dahra between 2012 and 2017 with the linear regression (dotted line).	136
Fig. 5.8	Scatter plot (a) and time series (b) of observed (black crosses) and simulated with STEP-GENDEC-N ₂ O (grey dot) N ₂ O emissions and daily rain (histogram) from 2012 to 2017 at the Dahra site (linear regression in dotted line in upper left). Upper panels focus on the July and November 2013 (c) and September 2017 (d) field campaigns.	138
Fig. 6.1	Moyenne (a) et écart-type (b) des cumuls annuels de précipitation simulés de 2012 à 2018.	149
Fig. 6.2	Coefficient de détermination (R ²) (a) et différence mensuelle moyenne (b) calculés entre les précipitations observées par CRU et simulées par RegCM-CLM.	150
Fig. 6.3	Comparaison entre les cumuls mensuels de précipitation observées (CRU) et simulées sur les 3 zones d'études Dahra (a), sites Sud-Ouest (b) et Mbita (c) ainsi que la régression linéaire (droite en pointillée) et les résultats statistiques (R ² , RMSE, RRMSE) correspondant. Les équations « y = » représentent les équations des régressions linéaires. L'échelle n'est pas la même en fonction de la zone.	151
Fig. 6.4	Moyenne annuelle des LAI simulés de 2012 à 2018 et moyenné pour chaque année.	152
Fig. 6.5	LAI annuel moyen global obtenus avec les observations de GEOCLIM dérivées du programme SPOT VEGETATION de 1999 à 2010 (Vergier et al., 2015).	153
Fig. 6.6	Moyenne annuelle des teneurs en NO ₃ ⁻ du sol présent dans une colonne de sol de 1 m sur 1 m ² de surface simulée de 2012 à 2018 et moyenné pour chaque année.	154

Figure	Légende	Page
Fig. 6.7	Moyenne (a) et écart-type (b) des cumuls annuels d'émissions de N ₂ O simulés de 2012 à 2018 avec le module CENTURY. Le cercle rouge de gauche désigne la zone au niveau de la Guinée et celui de droite la zone Tchad-Centrafrrique-Soudan-Soudan du Sud (TCSS).	156
Fig. 6.8	Moyenne (a) et écart-type (b) des cumuls annuels d'émissions de N ₂ O simulés de 2012 à 2018 avec le module NOE2.	157
Fig. 6.9	Evolution temporelle des émissions de N ₂ O simulées avec les modules CENTURY (cercle gris) et NOE2 (triangle noir) et observées (carré rouge) entre 2012 et 2018 sur nos 3 zones d'études : Dahra (a), Mbita (b) et les sites Sud-Ouest (c). L'évolution temporelle des précipitations sont aussi représenté sur la figure de Dahra (a). Pour les sites Sud-Ouest (c), les émissions de N ₂ O des deux sites (FR-Lam et FR-Aur) ont été moyennées à la journée. Les échelles des émissions de N ₂ O ne sont pas les mêmes pour les observations et les simulations à Mbita (b) et Lamasquère (c).	159
Fig. 6.10	Moyenne des cumuls annuels des émissions de N ₂ + N ₂ O produit par dénitrification en kgN ha ⁻¹ an ⁻¹ simulées de 2012 à 2018 avec le module CENTURY.	161
Fig. 6.11	Cumuls d'émissions mensuels de N ₂ O simulés sur les mois de juin, juillet et août (JJA) de l'année 2000 réalisé sur l'ensemble du globe par le modèle CLMCN-N ₂ O (Saikawa et al., 2013). 34 mgN m ⁻² mois ⁻¹ est équivalent à 0.34 kgN ha ⁻¹ mois ⁻¹ .	164
Fig. 6.12	Cumuls d'émissions moyens simulés par le modèle ForestDNDC-tropica de 1991 à 2000 au niveau de l'équateur (Werner et al., 2007b) en kgN ha ⁻¹ an ⁻¹ .	165
Fig. 7.1	Interactions entre les différents facteurs d'influence de la production et de l'émission de N ₂ O mis en évidence dans nos études. Vert : variables liées au teneur en carbone et en azote du sol. Marron : variables liées au sol. Bleu : variables liées au contenu en eau du sol. Orange : variable liée à la végétation. Mauve : variable liée au teneur en dioxygène du sol.	175
Fig. 7.2	Amplitude des émissions de N ₂ O en fonction de la pression anthropique, de la pluviométrie et de la texture du sol et la place des sites étudiés sur cette échelle.	176