

Rapport de Stage

Effectué au Laboratoire des Sciences et de l'Environnement (LSCE) du 06/04/17 au 12/07/17

Représentation des flux d'ammoniac dans le modèle ORCHIDEE : état des lieux et voies d'amélioration.

Thomas AUDOUX

Maitres de stage :

- Nicolas Vuichard, Chercheur CEA - LSCE-IPSL, CEA/CNRS/UVSQ
- Juliette Lathière, Chercheure CNRS - LSCE - IPSL, CEA-CNRS/UVSQ

Tuteur universitaire :

- Fabien Stalport : Université Paris Diderot - Paris 7

Remerciements :

Je tiens à remercier Juliette Lathière et Nicolas Vuichard sans qui ce stage n'aurait pas pu avoir lieu. Merci d'avoir répondu à toutes mes questions et de m'avoir accordé du temps afin que je puisse comprendre les différents aspects de mon stage. Pour finir, je tiens aussi à les remercier pour les nombreuses relectures et leur aide apportée pour la rédaction de ce mémoire ainsi que pour la préparation de ma présentation oral.

Je tiens aussi à remercier Benoit Laurent qui, par la diffusion de mon cv, a rendu possible ce stage.

Résumé :

L'ammoniac (NH_3) joue un rôle important dans le cycle de l'azote réactif mais aussi dans la formation d'aérosols : une fois dans l'atmosphère, l'ammoniac réagit avec les acides s'y trouvant et ainsi forme des aérosols secondaires de petite taille pouvant alors altérer le climat, l'environnement ainsi que la santé. De nombreux inventaires d'émissions ont donc été réalisés et montrent une augmentation des émissions depuis les années 1990, pour atteindre un niveau de 48,35Mt N/an en 2005 au niveau mondial. Afin d'améliorer notre compréhension de ces émissions, la modélisation des processus en jeu est une approche utile et complémentaire d'études de terrain.

Mon stage consiste à étudier les flux d'ammoniac par les sols et de réaliser une première évaluation des performances du modèle global de végétation ORCHIDEE pour la détermination des émissions de NH_3 par les sols. Pour ce faire, une comparaison des sorties du modèle ORCHIDEE avec les données utilisées par le modèle de chimie-transport LMDz-INCA a été entreprise. Une analyse de la variabilité spatiale et temporelle des émissions de NH_3 a permis d'identifier les principales variables les influençant.

Mots-clés : émission d'ammoniac, modélisation.

Abstract :

Ammonia has an important role in the reactive nitrogen cycle, and also in the formation of aerosols : once in the atmosphere, ammonia can react with acid, then forming small secondary aerosols that can impact the climate, the environment and health. Many emission inventories have been made, concluding that global ammonia emissions have increased continually since 1990 to reach 48,35Mt N/year in 2005. In order to better quantify ammonia emissions, modeling the key related processes is a useful approach, complementary of observation-based studies.

My internship consists in studying soil ammonia emissions and to perform the first evaluation of the ORCHIDEE global vegetation model in terms of ammonia fluxes. In this aim, I will compare the results of the ORCHIDEE model with the data used by the LMDz-INCA chemistry-transport model. In order to understand which variables influence NH_3 emissions, I will analyze how those emissions vary with space and time.

Keywords: ammonia emissions, modeling.

Sommaire

1. Présentation du sujet	8
1.1. Estimation des émissions de NH ₃ et de leur impact	8
1.2. Processus contrôlant les émissions d'ammoniac par les sols agricoles	10
1.3. Intérêt de la modélisation	12
1.4. Objectifs du stage	13
2. Matériels et méthodes	14
2.1. Le modèle ORCHIDEE	14
2.1.1. Structure générale.....	14
2.1.2. Modélisation de l'azote minéral dans les sols	16
2.1.3. Modélisation des émissions d'ammoniac.....	17
2.2. Mise en place des simulations	17
2.3. Démarche.....	19
3. Résultats	20
3.1. Comparaison avec le modèle LMDz-INCA	20
3.2. Variabilité spatiale	21
3.3. Variabilité temporelle	23
4. Discussion	25
4.1. Comparaison avec le modèle LMDz-INCA	25
4.2. Variabilité spatiale	25
4.3. Variabilité temporelle	27
5. Conclusions et perspectives	27
Références bibliographiques	29
ANNEXES	32

Table des figures

Figure 1 Cycle de l'azote avec accentuation sur la volatilisation de l'ammoniac.....	11
Figure 2 Schéma représentant les différents processus impliqués dans les cycles de l'azote et du carbone au sein du modèle O-CN	14
Figure 3 Carte de végétation illustrant le PFT dominant sur chaque point de grille pour l'année 2000.	15
Figure 4 Cycle de l'azote dans le modèle DNDC	16
Figure 5 Comparaison entre les émissions de NH ₃ calculées par le modèle de végétation ORCHIDEE et le modèle de chimie transport LMDz-INCA.....	Erreur ! Signet non défini.
Figure 6 Emissions moyennes de NH ₃ de chaque site en fonction de la quantité de NH ₄ ⁺ dans le sol	21
Figure 7 Emissions moyennes de NH ₃ de chaque site en fonction de la quantité de N ₂ O dans le sol	21
Figure 8 Emissions moyennes de NH ₃ de chaque site en fonction de la température.....	22
Figure 9 Emissions moyennes de NH ₃ de chaque site en fonction de l'humidité.	22
Figure 10 Corrélation sur chaque site entre les émissions moyennes de NH ₃ et la température.	24
Figure 11 Corrélation sur chaque site entre les émissions moyennes de NH ₃ et le dépôts de NH _x	24
Figure 12 Corrélation sur chaque site entre les émissions moyennes de NH ₃ et la quantité de NH ₄ ⁺ dans le sol	24

Liste des tableaux

Tableau 1 Émissions atmosphériques globales d'ammoniac pour l'année 1990. (a) en pourcentage de l'ensemble des sources d'origine anthropique ou naturelle, (b) en pourcentage de l'ensemble des sources d'origine anthropique et naturelle.....	9
Tableau 2 Tableau représentant les 12 PFT pris en compte dans le modèle ORCHIDEE.	15

Annexe

Figure a1 Pourcentage de NH ₃ /NH ₄ ⁺ en fonction du pH.	32
Figure a2 Taux de volatilisation moyens d'ammoniac, durant les trois premiers jours de stockage, de purins de porc (a) et de vache (b) à pH=7 (▲), pH=6 (■) et pH=5,5 (●)	33
Figure a3 Volatilisation de l'ammoniac en fonction du pH et de la CEC du sol.....	34
Figure a4 Dépôts de NH _x en fonction du temps sur le site FR-Gri.....	38
Figure a5 Concentration de NH ₄ ⁺ dans le sol en fonction de temps sur le site FR-Gri	38
Figure a6 Emission de NH ₃ en fonction de la température.....	38
Figure a7 Emissions moyennes de NH ₃ en g(N).m ⁻² .jour ⁻¹ de chaque site en fonction de la quantité de NO ₃ ⁻ dans le sol en g(NO ₃ ⁻).m ⁻²	38

Figure a8 Emissions moyennes de NH ₃ en g(N).m ⁻² .jour ⁻¹ de chaque site en fonction de la quantité de NO _x dans le sol en g(NO _x).m ⁻²	39
Figure a9 Emissions moyennes de NH ₃ en g(N).m ⁻² .jour ⁻¹ de chaque site en fonction du dépôts de NH _x en g(NH _x).m ⁻²	39
Figure a10 Corrélation sur chaque site entre les émissions moyennes de NH ₃ et la quantité de NO ₃ ⁻ dans le sol.	39
Figure a11 Corrélation sur chaque site entre les émissions moyennes de NH ₃ et la quantité de NO _x dans le sol.	40
Figure a12 Corrélation sur chaque site entre les émissions moyennes de NH ₃ et l'humidité.	40
Figure a13 Corrélation sur chaque site entre les émissions moyennes de NH ₃ et la quantité de N ₂ O dans le sol.	40
Figure a14 Graphique de l'équation 12 : effet de la température sur la nitrification en fonction de la température.....	41
Figure a15 Graphique de l'équation 13 : effet de l'humidité sur la nitrification en fonction de l'humidité	41
Tableau a1 Description des sites utilisés	37

Lexique

Aérosol secondaire : un aérosol secondaire est une suspension de particules solides ou liquides obtenue par une réaction physico-chimique du gaz atmosphérique. Il s'agit plus précisément de la transformation d'une phase gazeuse en une phase condensée (liquide ou solide) accompagnée de l'apparition d'inclusions de noyaux de la phase condensée dans la phase gazeuse : ce processus s'appelle nucléation à partir d'un précurseur gazeux.

Cycle biogéochimique : un cycle biogéochimique est le processus de transport et de transformation cyclique d'un élément ou composé chimique entre les différents réservoirs d'un système, par exemple entre l'atmosphère, les surfaces continentales et les océans.

Eutrophisation : l'eutrophisation est une forme de pollution qui se produit lorsqu'un milieu reçoit trop de matières nutritives assimilables par l'écosystème conduisant à la dégradation de ce dernier.

PM_x (Particulate Matter) : désigne les particules en suspension dans l'air de taille <x μm.

Adsorption : l'adsorption est un phénomène physique de fixation de molécules liquides ou gazeuses sur la surface d'un solide.

1. Présentation du sujet

1.1. Estimation des émissions de NH₃ et de leur impact

L'atmosphère est composée de 78% de diazote (N₂). Cette molécule est un gaz inerte qui représente une source importante d'azote, élément nutritif le plus important pour la croissance des végétaux (*Erisman et al., 2007*). Pour répondre à ces besoins, les végétaux, étant dans l'incapacité d'absorber directement le N₂, assimilent grâce à leurs racines des ions nitrate NO₃⁻ et, dans une moindre mesure, des ions ammonium (NH₄⁺) présent dans le sol (*Fields., 2004 ; Riddick et al., 2016 ; UNIFA*[®]). Les ions NO₃⁻ sont formés par un processus de nitrification à partir des ions NH₄⁺ eux-mêmes formés à partir de NH₃.

L'ammoniac joue donc un rôle important dans le cycle biogéochimique de l'azote réactif, mais aussi dans la formation d'aérosols. En effet, une fois dans l'atmosphère, l'ammoniac peut réagir avec l'acide sulfurique (H₂SO₄) ou l'acide nitrique (HNO₃) pour former respectivement des nitrates d'ammonium (NH₄NO₃) ainsi que des sulfates d'ammonium ((NH₄)₂SO₄) qui représentent des éléments clés dans la formation d'aérosols secondaires de petite taille PM_{2,5} (particules de taille inférieure à 2,5 µm, formées dans l'atmosphère par des processus de conversion de gaz en particules). Par leur dimension, les PM_{2,5} ont la possibilité de pénétrer par les voies respiratoires dans le sang et provoquer l'apparition de certaines maladies comme l'asthme et des bronchites chroniques, constituant ainsi un danger pour la santé de l'homme. Ces aérosols peuvent également avoir des effets catastrophiques sur l'environnement, comme l'eutrophisation ou l'acidification d'un milieu, pouvant aller dans les cas les plus extrêmes jusqu'à la disparition de la faune et de la flore (*Portejoie et al., 2002*). A l'échelle globale, les émissions de NH₃ contribuent à la formation de 13% de PM₁₀ et PM_{2,5}, et au transport de substances acidifiantes (31%) et de substances eutrophisantes (45%) (*Erisman et al (2008)*).

En plus de son rôle dans la composition chimique de l'atmosphère, l'ammoniac a un impact sur le bilan radiatif terrestre. En premier lieu, un effet « refroidissant », par son implication dans la formation d'aérosols qui absorbent ou dévient les rayonnements solaires et tellurique. En second lieu par la transformation du NH₃ en N₂O, un puissant gaz à effet de serre (*GIEC., 2006 ; Sun and al., 2017*), produit notamment par les sols via les processus de nitrification et de dénitrification. Considérant l'importance de l'ammoniac pour la chimie et son implication dans le bilan radiatif, il est important d'en connaître les sources. Certaines études se sont attachées à constituer des inventaires représentant les émissions globales de NH₃ selon les différents secteurs socio-économiques. C'est le cas notamment de *Bouwman et al (1997)* qui

ont estimé pour l'année 1990 que le total des émissions annuelles de NH₃ dans le monde était de 53,7Mt N (10⁹kg N) dont 43Mt N, soit 80% des émissions, dues à l'activité humaine (industrie, agriculture, énergie fossile). L'agriculture seule contribue à 34,2Mt N, soit 64% des émissions annuelles de NH₃ émises dans le monde. Le secteur agricole regroupe plusieurs sources d'émissions: (i) les déjections d'animaux d'élevages, qui contribuent à la majeure partie des émissions agricoles (21,6Mt N/an soit 63%); et (ii) les sols agricoles, à travers l'utilisation de fertilisants, les cultures et leur décomposition qui représentent 37% des émissions agricoles (12,6Mt N/an). Les sources naturelles (océans, excréments d'animaux sauvages par exemple), quant à elles représentent 20% des émissions totales soit 10,7Mt N/an. Ainsi la production de nourriture est responsable de 70% des émissions totales de NH₃ (tableau 1). Cependant, cette étude est entachée d'incertitudes : elle représente non pas les émissions totales, mais le flux d'ammoniac "potentiel" vers l'atmosphère, en d'autres termes, les émissions possibles considérant les réserves connues d'ammoniac. Les données répertoriées dans le tableau 1 ont été obtenues grâce à différents outils : des mesures, un modèle (pour estimer les émissions par les océans) ou bien, lorsqu'il n'y avait pas de données utilisables, par une estimation statistique rapportant une émission type au nombre d'individus émettant (facteurs d'émission).

Source	Emission de NH ₃ Mt N/an	Incertainitude	% ^a	% ^b
Sources anthropiques				
-Agriculture	34,2	15,9 – 48,5	79,5	63,7
- Déjections des animaux d'élevage	21,6	10 – 30	50,2	40,2
- Fertilisants synthétiques	9,0	4,5 – 13,5	20,9	16,8
- Cultures et décomposition de cultures	3,6	1,4 – 5	8,4	6,7
-Combustion des énergies fossiles	0,1	0,0 – 0,2	0,2	0,2
-Procédés industrielles	0,2	0,2 – 0,3	0,5	0,4
-Feux de biomasse	5,9	3,0 – 7,7	13,7	11,0
-Excréments d'humains et d'animaux domestiques	2,6	1,3 – 3,9	6,0	4,8
Total anthropogénique	43,0	20 – 61	100	80,1
Sources naturelles				
-Sols : décomposition microbienne	2,4	0 – 10	22,4	4,5
-Excréments d'animaux sauvages	0,1	0 – 1	0,9	0,2
-Océans	8,2	3 – 16	76,6	15,3
Total naturel	10,7	3 – 27	100	19,9
total	53,7	23 – 88		100

Tableau 1 Émissions atmosphériques globales d'ammoniac pour l'année 1990. (a) en pourcentage de l'ensemble des sources d'origine anthropique ou naturelle, (b) en pourcentage de l'ensemble des sources d'origine anthropique et naturelle (Hamaoui-Laguel, 2012, adapté de Bouwman et al., 1997).

Depuis l'année 1990 les émissions de NH_3 ne cessent d'augmenter. *Behera et al (2013)* ont estimé que les émissions anthropiques globales de NH_3 pour l'année 2005 étaient de 48,35Mt N/an soit une augmentation de 12,4% par rapport à 1990. Cependant, il est important de nuancer cette augmentation. En Europe, regroupant 15 Pays, il y a eu une réduction de 9% d'émissions d'ammoniac entre 1990 et 2002 (*Erismann et al., 2008*). Durant la même période en Chine, les émissions d'ammoniac ont augmenté de 28% au total (8,4Mt → 10,7Mt) (*Kang et al., 2016*). Ce bilan corrobore l'estimation de *Behera et al (2013)* selon laquelle les émissions anthropiques globales ont augmenté entre 1990 et 2005 : malgré une diminution en Europe grâce à une limitation des émissions par l'Union Européenne à travers la Politique Agricole Commune (PAC), l'augmentation des émissions est trop importante en Chine pour que les émissions globales décroissent. Ceci est dû à l'augmentation de l'utilisation des fertilisants contenant de l'azote, ce qui a provoqué le rejet en plus grande quantité d'ammoniac, aussi bien sous forme gazeuse que sous forme dissoute (*Smil., 2002*).

De plus, la Loi sur l'Air et l'Utilisation Rationnelle de l'Énergie (LAURE), promulguée en 1997, introduit dans la législation française le "droit de respirer un air qui ne nuise pas à sa santé et d'en connaître précisément la qualité". C'est pourquoi il est important de pouvoir représenter les différents flux de composés azotés, et notamment de l'ammoniac, pour ainsi comprendre ses effets sur l'environnement et l'influence des activités humaines dans ce cycle.

1.2. Processus contrôlant les émissions d'ammoniac par les sols agricoles

Dans le cadre de cette étude, nous nous intéressons aux sols agricoles, et par conséquent à l'ammoniac se trouvant dans ces sols. C'est pourquoi avant de discuter des processus en jeu lors de l'émission de l'ammoniac dans l'atmosphère, il convient tout d'abord de comprendre la réactivité de l'azote dans la biosphère continentale.

Les transformations de l'azote s'effectuent en plusieurs étapes comme présenté dans le schéma ci-dessous (fig. 1).

L'azote organique (apporté par la décomposition des plantes, et les engrais organiques) est transformé en NH_4^+ par le processus de **minéralisation**. Ces ions ammonium pourront dès lors subir d'autres transformations pour redevenir organique via **l'immobilisation**, ou bien être consommés par les plantes, adsorbés sur des complexes argilo-humiques ou bien être oxydés et former ainsi des ions nitrate. Ces nitrates pourront être lessivés, consommés par les plantes, ou bien être émis vers l'atmosphère.

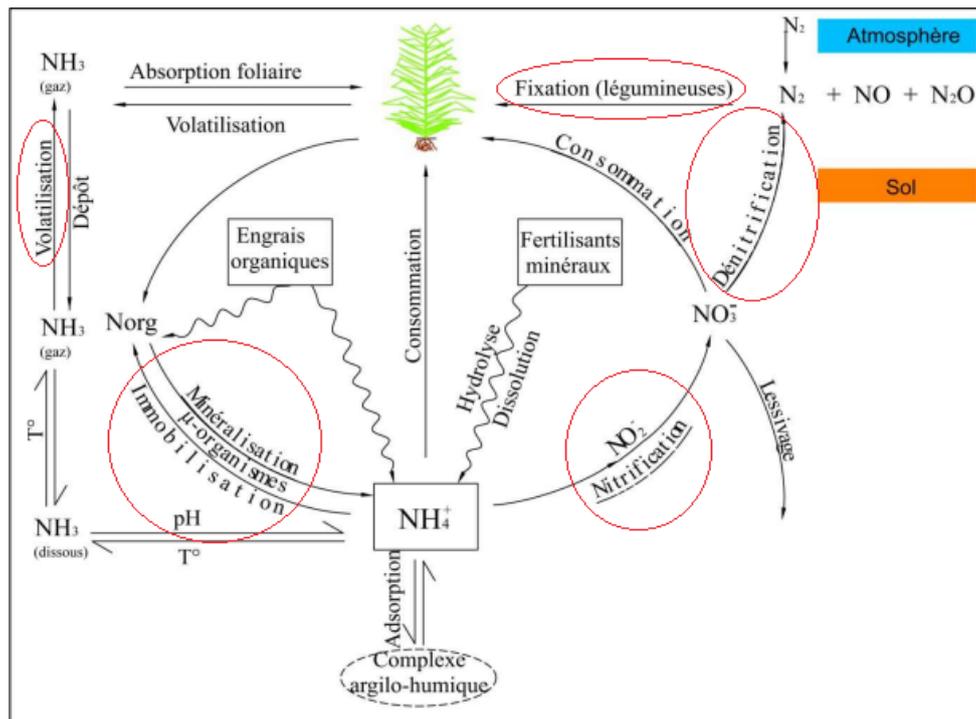


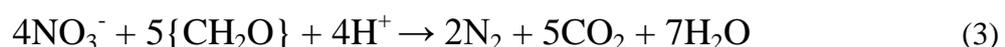
Figure 1 Cycle de l'azote avec accentuation sur la volatilisation de l'ammoniac (Hamaoui-Laguel., 2012)

L'ammonium NH_4^+ pourra aussi être transformé en NH_3 qui, pourra selon les conditions environnementales comme la température ou bien le pH, se volatiliser dans l'atmosphère. L'ammoniac présent dans l'atmosphère pourra réagir avec d'autres composés ou se fixer sur les plantes et les surfaces avoisinantes, par un mécanisme de dépôt sec ou humide.

La nitrification correspond à la transformation d'ions ammonium ou bien de l'ammoniac en nitrites puis en nitrates grâce à des bactéries appelées bactéries nitrifiantes.



La dénitrification est la réduction des nitrates en oxydes nitreux puis en diazote grâce à des bactéries appelées bactéries dénitrifiantes qui transforment la matière organique.



L'immobilisation correspond à la conversion de l'azote inorganique en formes organiques.

La minéralisation correspond au chemin inverse de la mobilisation, c'est la conversion de l'azote organique en azote inorganique assimilable par les plantes, il est alors dit "biodisponible".

La fixation de l'azote gazeux correspond à la réduction enzymatique de l'azote moléculaire (N_2) en ammonium (NH_4^+) ou ammoniac (NH_3) par des bactéries libres ou dites symbiotiques.



La volatilisation de l'ammoniac correspond à un processus de perte gazeuse d'azote du sol sous forme d'ammoniac. Ce processus réduit par conséquent l'efficacité de l'utilisation de l'azote par la biosphère. Il est la principale cause de perte d'azote assimilable par les végétaux (*Anderson et al., 2003*). Elle est le résultat de la conversion des ions ammonium en solution en ammoniac dans la phase aqueuse du sol :



S'en suit dès lors un changement d'état de l'ammoniac suivant la loi de Henry:



L'étape permettant à l'ammoniac d'atteindre l'atmosphère est la dispersion du gaz selon le gradient de concentration et la résistance au transfert (*Hamaoui-Laguel, 2012*):

$$\phi_{NH_3} = \frac{\Delta NH_3}{r_{NH_3}} \quad (7)$$

Avec : ϕ_{NH_3} la densité de flux d'ammoniac

ΔNH_3 le gradient de concentration de NH_3 à l'interface surface/atmosphère.

r_{NH_3} la résistance au transfert de l'ammoniac gazeux entre la surface et l'atmosphère ($s.m^{-1}$)

Ces processus physico-chimiques sont influencés par les variables de l'environnement, telles que la vitesse du vent, la rugosité de surface ou le gradient de température, et les caractéristiques du milieu agricole. Selon la valeur de ces propriétés physiques, les émissions d'ammoniac pourront être favorisées ou ralenties (Annexes A et B).

1.3. Intérêt de la modélisation

Les inventaires sont faits en fonction de facteurs d'émissions, qui sont marqués par une grande incertitude du fait de leur caractère statistique (les émissions sont calculées selon un ratio entre la quantité de composés émis et la valeur caractéristique de la source). De plus, ces émissions sont contrôlées par des processus complexes, eux-mêmes influencés par des

variables physiques et humaines. Effectivement, comme vu précédemment, les sources d'émissions de NH_3 sont sujettes à une grande variabilité géographique et une incertitude forte (Bouwman *et al.*, 1997). Les plus grandes sources d'incertitudes sont liées à des processus complexes ayant lieu à l'interface entre le sol et l'atmosphère (Hamaoui-Laguel, 2012). Selon Générmont et Cellier (1997), la difficulté à estimer les émissions de NH_3 les amènent à penser que la modélisation de ce processus pourrait nous aider à comprendre et apprécier l'influence des différents facteurs agissant sur les émissions de ce composé.

Un modèle est une représentation simplifiée de processus physiques et biogéochimiques qui interviennent dans les différents compartiments étudiés (l'atmosphère, la biosphère etc.). C'est pourquoi l'utilisation de la modélisation peut être d'un bon recours. En effet, c'est un outil d'expérimentation pouvant intégrer plusieurs facteurs et ainsi, il peut être utilisé afin d'extrapoler les résultats obtenus sur le terrain ou bien en laboratoire.

Cependant, les modèles peuvent avoir une limite. D'après Asman *et al* (1997), afin d'améliorer nos connaissances et la validité des modèles, plusieurs champs d'applications sont à développer comme par exemple les variations saisonnières de taux d'émissions de NH_3 , le relargage d'ammoniac par la végétation, les interactions chimiques affectant le flux d'ammoniac dans la végétation etc. Cela est aussi repris par Hurtt *et al* (2011) qui préconisent, dans le but d'obtenir des résultats plus précis, d'utiliser les propriétés physico-chimiques du sol car cela a un impact sur la biogéochimie, la bio géophysique, la biodiversité ainsi que le climat de la Terre et donc aura un impact sur le cycle de l'azote.

1.4. Objectifs du stage

Mon stage consiste à effectuer une première évaluation des performances d'un modèle global de végétation nommé ORCHIDEE, intégrant nouvellement le cycle de l'azote, pour la détermination des émissions d'ammoniac par les sols.

Dans ce but, j'ai analysé les résultats d'un ensemble de simulations déjà réalisées pour plusieurs sites forestiers ou agricoles, situés à travers le monde, majoritairement dans l'hémisphère nord, en Amérique du Nord et en Europe. L'ensemble de ces résultats couvre une période allant de 1 à 5 ans entre 1999 et 2006. Dans un premier temps, afin d'estimer si les ordres de grandeur obtenus sont cohérents, une comparaison entre les résultats du modèle ORCHIDEE et des informations fournies au modèle de chimie-transport LMDz-INCA, comme forçage afin de réaliser des simulations, a été effectuée. Dans un second temps, dans le but de comprendre quelles sont les variables qui contrôlent les émissions de NH_3 , nous

avons effectué une analyse selon deux approches : l'une visant à mieux comprendre les différences entre sites relatives; l'autre visant à identifier les facteurs contrôlant la variabilité temporelle des émissions sur chacun des sites.

2. Matériels et méthodes

2.1. Le modèle ORCHIDEE

2.1.1. Structure générale

La version du modèle ORCHIDEE que j'ai utilisée dans le cadre de mon stage est issue de la fusion du modèle ORCHIDEE original établi par *Krinner et al (2005)* et du modèle O-CN de *Zaehle&Friend (2010)*.

Le modèle ORCHIDEE (ORganizing Carbon and Hydrology In Dynamics EcosystEms) permet de décrire le fonctionnement des surfaces continentales en résolvant les bilans d'eau et d'énergie des surfaces continentales tout en prenant en compte la phénologie et le cycle du carbone de la biosphère terrestre (*Krinner et al., 2005*). Le cycle de l'azote a été intégré lors du développement du modèle "O-CN" (ORCHIDEE-Carbon-Nitrogen) par *Zaehle&Friend (2010)*. Ce dernier a été conçu à partir du modèle ORCHIDEE en y intégrant non seulement le cycle de l'azote mais également les interactions entre le cycle du carbone et le cycle de l'azote, en particulier la dépendance à l'azote de plusieurs processus tels que la photosynthèse (fig. 2).

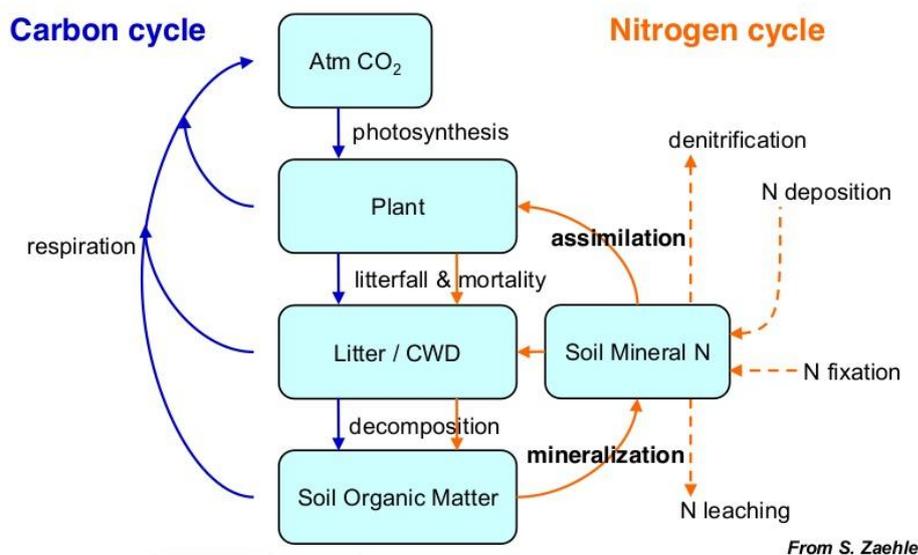


Figure 2 Schéma représentant les différents processus impliqués dans les cycles de l'azote et du carbone au sein du modèle O-CN (*Zaehle*)

Au sein du modèle ORCHIDEE, les différentes espèces végétales sont regroupées en grands types fonctionnels (Plant Functional Type, PFT). Ces PFT sont établis selon des critères relatifs à la structure des plantes (plante ligneuse ou herbacée), au type de feuilles (forêts de feuillus ou d'épineux), à leur phénologie (feuilles persistantes ou caduques) ainsi qu'à leur voie photosynthétique pour les herbacés (dite en C3 ou en C4). Dans le modèle ORCHIDEE, l'ensemble de la végétation terrestre est ainsi regroupé en 12 PFT (Tableau 2).

PFT											
Boisé						Herbacé					
Résineux		Feuilles larges						Agriculture		Naturel	
Feuilles persistantes		Feuilles caduques		Feuilles persistantes		Feuilles caduques		C4	C3	C4	C3
Climat Tempéré	Climat Boréal	Climat Boréal	Climat Tempéré	Climat Tropical	Climat Boréal	Climat Tempéré	Climat Tropical				

Tableau 2 Tableau représentant les 12 PFT pris en compte dans le modèle ORCHIDEE.

ORCHIDEE est un modèle global de végétation. En ce sens, il permet de décrire les processus pour chaque point de grille de la terre sur lequel le modèle est amené à être utilisé, pour des échelles allant d'un site particulier à l'ensemble du globe terrestre. Pour ce faire, le modèle utilise des cartes de végétation (fig. 3) afin de connaître pour chaque point de grille considéré la fraction occupée par chacun des 12 PFT d'ORCHIDEE ou par le sol nu.

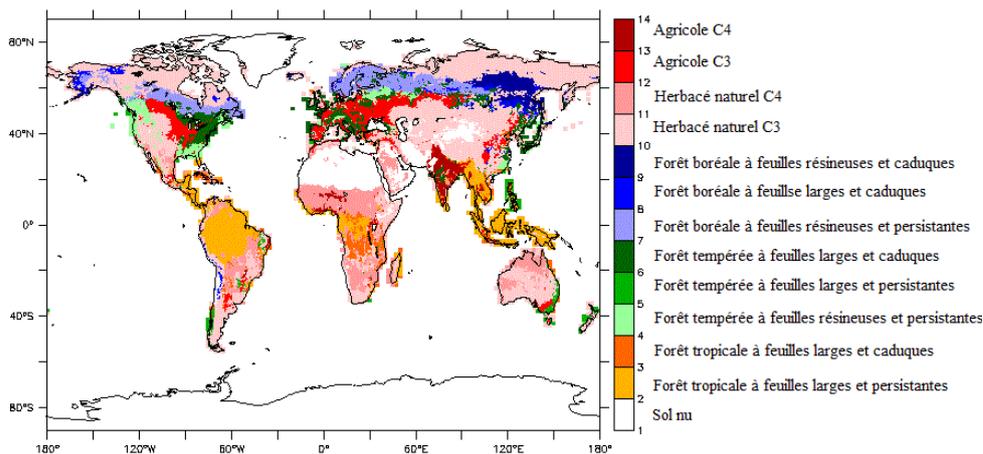


Figure 3 Carte de végétation illustrant le PFT dominant sur chaque point de grille pour l'année 2000.

Le modèle ORCHIDEE, comme tout modèle, se base sur des paramétrisations qui, en s'appuyant sur un ensemble d'informations descriptives de la région considérée, permettent la modélisation des processus souhaités. Les informations relatives à la texture du sol, à la distribution de la végétation, aux conditions météorologiques et aux entrées d'azote sont ainsi regroupées dans des fichiers, appelés forçages, et prises en compte par le modèle en tout début de simulation (pour des informations constantes au cours du temps), ou tout au long de la simulation.

2.1.2. Modélisation de l'azote minéral dans les sols

Le modèle ORCHIDEE détermine, pour chaque PFT, l'évolution des différents réservoirs de carbone et d'azote et des flux associés dans la biomasse végétale, la litière et le sol. Les réservoirs représentant la matière organique (MO) du sol diffèrent par la vitesse à laquelle la MO se décompose. Les réservoirs d'azote minéral dans le sol représentés dans le modèle sont associés aux formes $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$, NO_3^- , NO_x , N_2O et N_2 . Les concentrations d'ammonium et de nitrate dans le sol sont contrôlées par l'apport d'azote associé aux dépôts de NH_x et NO_y , à la fertilisation, à la fixation biologique, à la minéralisation, par les pertes associées au lessivage, et aux émissions de gaz (N_2 , N_2O , NO_x , NH_x) produits par les processus de nitrification et de dénitrification et par l'assimilation de nitrate et d'ammonium par la plante. Toutes ces transformations sont calculées par le modèle avec un pas de temps de 30 min comme les autres processus du modèle (sauf pour la croissance des végétaux, qui comme pour la phénologie, est prise en compte de façon journalière).

Le modèle DNDC (DeNitrification and DeComposition) (fig. 4) a servi de base pour le développement de la modélisation des flux d'azote minéral au sein du modèle O-CN de [Zaehle&Friend \(2010\)](#). Le modèle DNDC a été établi par [Li et al \(1992\)](#) afin de modéliser la dynamique du carbone et de l'azote dans le sol ainsi que les émissions de composés azotés.

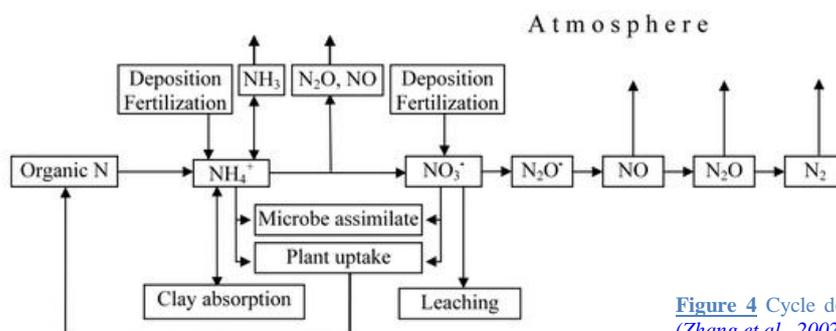


Figure 4 Cycle de l'azote dans le modèle DNDC ([Zhang et al., 2002](#))

2.1.3. Modélisation des émissions d'ammoniac

Les émissions d'ammoniac sont contrôlées par la quantité de NH₃ elle-même contrôlée par l'équilibre entre NH₃ et NH₄⁺. Afin de déterminer comment les émissions de NH₃ sont modélisées, il faut donc regarder la paramétrisation de cet équilibre, et de manière plus précise, s'intéresser aux pertes et gains de NH₄⁺.

Dans le modèle ORCHIDEE, les émissions d'ammoniac (E , [gN.m⁻².jour⁻¹]) se calculent en fonction de la concentration en NH₃ dans le sol ([NH₃], [gN.m⁻³]), d'un coefficient de diffusion de NH₃ dans le sol (D , [m.jour⁻¹]) et d'un paramètre modulant les émissions de NH₃ en fonction de la teneur en argile (C , [-]). E s'écrit alors comme :

$$E = D \times [NH_3] \times C \quad (9)$$

La concentration en NH₃ est calculée à partir de l'équation suivante (eq. 10)

$$[NH_3] = \frac{X \times N}{z \times z_{decomp}} \quad (10)$$

avec X ([-]) la dissociation entre NH₃ et NH₄⁺, N ([gN.m⁻²]) l'azote minéral sous forme NH₄⁺/NH₃ en phase liquide dans le sol, z ([m]) la profondeur du sol et z_{decomp} ([-]) un facteur permettant de définir dans quelles horizons du sol l'azote minéral est présent.

La dissociation de NH₃/NH₄⁺ est celle énoncée dans l'équation (5) et est définie comme suit :

$$X = \frac{10^{pH - pKa}}{1 + 10^{pH - pKa}} \quad (11)$$

Avec pKa=9,25.

Les valeurs des paramètres associés à l'émission d'ammoniac ont été définies par [Li \(2000\)](#) et [Zaehle&Friend \(2010\)](#). A chaque nouveau pas de temps, la quantité d'azote minéral dans le sol est mise à jour en fonction des émissions précédemment calculées et des autres flux entrants et sortants comme l'assimilation par les végétaux, les dépôts, la minéralisation ou l'immobilisation.

2.2. Mise en place des simulations

Des simulations à l'aide du modèle ORCHIDEE ont été réalisées sur 58 sites (répertoriés dans l'annexe C, tableau a1) forestiers ou agricoles, à travers le monde, situés majoritairement dans l'hémisphère nord (en Amérique du Nord et en Europe). L'ensemble de ces données couvre

une période allant de 1 à 5 ans entre 1999 et 2006. La végétation est représentée par un seul PFT sur chacun des sites. Ces simulations sont dites "à l'équilibre" puisqu'elles correspondent à un état stable du système associé au climat actuel. Les différents jeux de données utilisés pour "forcer" le modèle sont décrits ci-dessous.

- Sol :

Les données utilisées par le modèle concernant le sol sont : la texture, le pH ainsi que la densité avec une résolution de 0,5°. Les données concernant la texture du sol s'appuient sur les travaux de [Zobler \(1986\)](#), la densité est extraite de la base de données de [FAO/IIASA/ISRIC/ISSCAS/JRC\(2012\)](#) et le pH du sol extrait des travaux de [Global Task Group. 2000](#).

- Météorologie :

Les données météorologiques telles que la température, l'humidité et la pression sont obtenues à l'aide du réseau de mesures FLUXNET pour chacun des sites à un pas de temps de 30 minutes sur une période variable selon les sites entre 1999 et 2006. Le réseau de mesures FLUXNET est un réseau de données micro-météorologiques à l'échelle globale permettant de mesurer les flux d'eau, de dioxyde de carbone et d'énergie entre la biosphère et l'atmosphère ([Baldochi et al., 2001](#)). Ce réseau permet donc d'avoir accès à un ensemble d'informations sur les échanges physico-chimiques entre la biosphère et l'atmosphère, les conditions météorologiques ainsi que les données du sol et de la végétation, accessibles à tous et disponibles sur plusieurs années.

- Entrées d'azote :

Les données de dépôts d'azote utilisées par le modèle ORCHIDEE concernent les dépôts sec et humide de nitrate (NO_3^-), mais aussi des dépôts atmosphériques d'ammonium (NH_4^+) (en $\text{g-N.m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$). Ces données sont utilisées pour forcer les variables ou bien dans le but de contrôler les cycles d'azote et de carbone entre les plantes et le sol. La base de données utilisée pour les dépôts d'azote est celle réalisée par [Wang et al \(2015\)](#) et s'appuie sur les sorties mensuelles du modèle LMDz-INCA avec une résolution spatiale de $1,26^\circ \times 2,5^\circ$ (lat x lon). A chaque pas de temps, les quantités de nitrate et d'ammonium dues aux dépôts sont ajoutées aux réservoirs d'azote minéral du sol, en négligeant la part qui est déposée sur la canopée.

2.3 Démarche

- **Comparaison à LMDz-INCA :**

Le modèle LMDz-INCA est un modèle global de chimie-transport. Il résulte du couplage entre le modèle de chimie INCA (INteractions avec la Chimie et les Aérosols) et le modèle de circulation générale atmosphérique LMDz(modèle du Laboratoire de Météorologie Dynamique), développés au sein des laboratoires de l'Institut Pierre Simon Laplace (IPSL). Afin d'effectuer la comparaison entre les résultats du modèle ORCHIDEE et les valeurs utilisées par le modèle LMDz-INCA, j'ai extrait des données du modèle LMDz-INCA les valeurs d'émissions de NH_3 des mailles correspondant à la localisation des sites FLUXNET (selon leur latitude / longitude). Les valeurs d'émissions utilisées pour le modèle LMDz-INCA sont sous forme de carte d'émission et sont utilisées par le modèle afin de déterminer la composition exacte de l'atmosphère. Ces données correspondent à des émissions de NH_3 en $\text{kg}(\text{NH}_3\text{-N}).\text{m}^2.\text{s}^{-1}$ que j'ai converties dans la même unité que les émissions calculées par le modèle ORCHIDEE à savoir en $\text{g}(\text{NH}_3\text{-N}).\text{m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$.

- **Variabilité spatiale :**

J'ai effectué une étude statistique en regroupant les résultats de chaque site afin de déterminer le comportement du flux moyen d'émission de NH_3 en fonction de différents paramètres. D'une part, les paramètres physiques tels que la température et l'humidité qui interviennent dans le processus d'émissions en influençant par exemple les réactions d'immobilisation ou bien de nitrification de l'azote. D'autre part, les différentes teneurs moyennes en azote réactif sous forme NH_4^+ , NO_3^- , NO_x , N_2O qui influencent les émissions de NH_3 . Ces différentes formes d'azote réactif réagissent sans cesse entre elles et modifient l'équilibre thermodynamique établi entre NH_4^+ et NH_3 , influençant dès lors la volatilisation de l'ammoniac selon le principe de Le Châtelier.

- **Variabilité temporelle :**

J'ai déterminé pour chacun des 58 sites l'indice de corrélation (R^2) entre les émissions journalières de NH_3 et plusieurs caractéristiques physico-chimiques ou environnementales telles que la température, l'humidité du sol, les dépôts atmosphériques de NH_x ainsi que les teneurs en NH_4^+ , NO_3^- , NO_x et N_2O du sol. Cet indice qui varie entre 0 et 1 permet de quantifier l'intensité du lien (linéaire) entre deux variables. Une valeur de 1 indique une corrélation parfaite, une valeur de 0 une absence de corrélation.

Pour chacun des sites, j'ai analysé la relation entre les émissions et chacune des 7 variables considérées dont certains résultats sont situés dans l'annexe C figures a4 à a6. Mais dans le cadre de la partie principale de ce rapport, je ne détaillerai que l'étude faite sur la comparaison avec le modèle LMDz-INCA ainsi que sur la variabilité spatiale et temporelle des émissions de NH₃.

3. Résultats

3.1. Comparaison avec le modèle LMDz-INCA

Les ordres de grandeur des émissions du modèle LMDz-INCA sont compris entre 10^{-7} et $7.10^{-3} \text{g}(\text{NH}_3\text{-N}).\text{m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$ contre un intervalle allant de $5,6.10^{-21}$ à $2.10^{-3} \text{g}(\text{NH}_3\text{-N}).\text{m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$ pour le modèle ORCHIDEE.

Nous pouvons voir sur le graphique (fig. 5) que les émissions estimées par le modèle ORCHIDEE sont inférieures à celles prises en compte par le modèle LMDz-INCA à quelques exceptions près : 5 sites situés aux Etats Unis, un en France, en Allemagne, en Grande-Bretagne ainsi qu'un en Espagne (hachuré en jaune dans le tableau a1 situé en annexe).

Le plus grand écart calculé dû à une possible surestimation se trouve sur le site US-Oho : ORCHIDEE calcule une émission moyenne de NH₃ de $4,8.10^{-4} \text{g}(\text{N}).\text{m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$ contrairement aux données utilisées par le modèle LMDz-INCA qui affichent une valeur de $2,4.10^{-6} \text{g}(\text{N}).\text{m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$ soit un rapport égale à 200.

On remarque aussi une grande différence au site US-Bo1 où ORCHIDEE calcule une émission moyenne de NH₃ de $5,6.10^{-21}$ contre $1,2.10^{-3} \text{g}(\text{N}).\text{m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$ pour la valeur utilisée par LMDz-INCA.

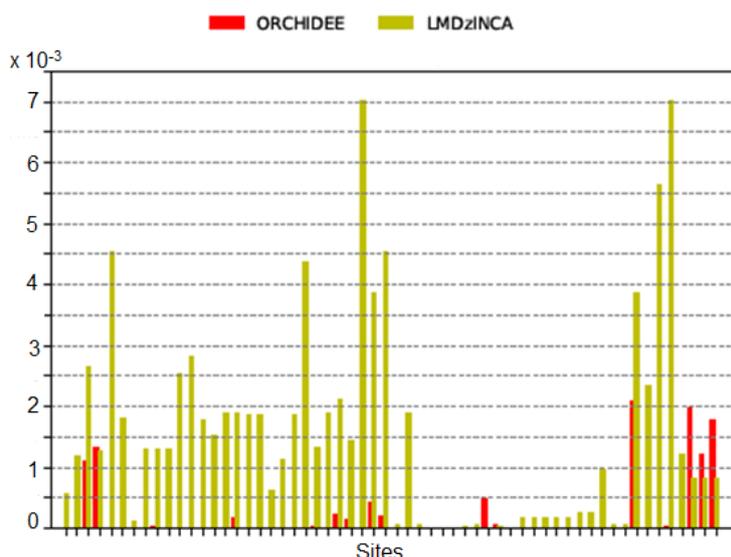


Figure 5 Comparaison entre les émissions de NH_3 calculées par le modèle de végétation ORCHIDEE et le modèle de chimie transport LMDz-INCA

3.2. Variabilité spatiale

Les émissions moyennes de NH_3 calculées sur l'ensemble des sites étudiés par ORCHIDEE varient de $5,6 \cdot 10^{-21} \text{g(N).m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$ à $2 \cdot 10^{-3} \text{g(N).m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$.

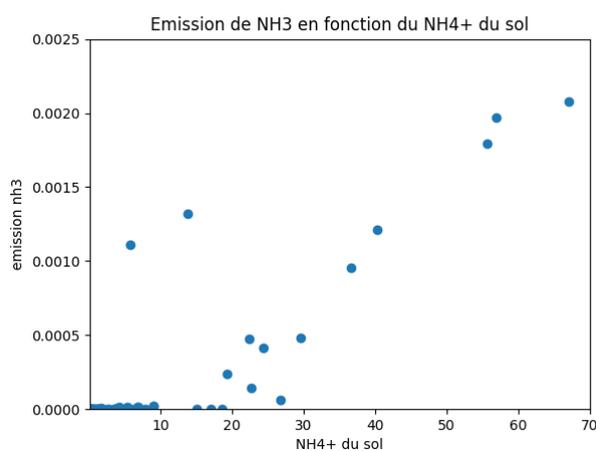


Figure 6 Emissions moyennes de NH_3 en $\text{g(N).m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$ de chaque site en fonction de la quantité de NH_4^+ dans le sol en $\text{g(NH}_4^+).m^{-2}$

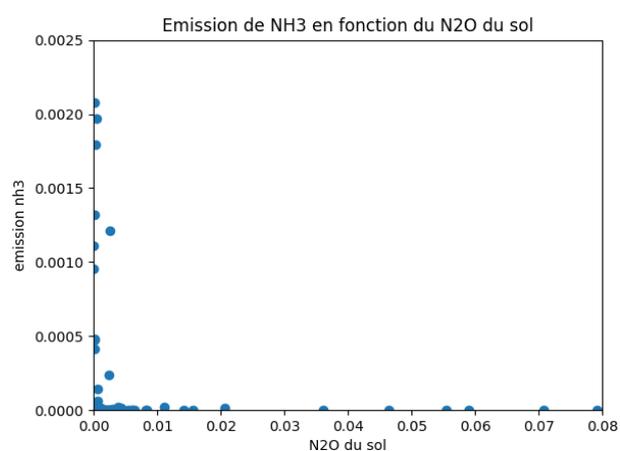


Figure 7 Emissions moyennes de NH_3 en $\text{g(N).m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$ de chaque site en fonction de la quantité de N_2O dans le sol en $\text{g(N}_2\text{O).m}^{-2}$

Comme illustré en figure 6, les émissions évoluent avec la quantité d'ammonium dans le sol : plus il y a de NH_4^+ dans le sol, plus les émissions sont importantes. Le maximum d'émission ($2,08 \cdot 10^{-3} \text{g(NH}_3\text{-N).m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$) est atteint pour une quantité de NH_4^+ dans le sol de $67,09 \text{g(NH}_4^+\text{-N).m}^{-2}$ alors que pour une quantité de $2,52 \text{g(NH}_4^+\text{-N).m}^{-2}$, les émissions de NH_3 sont de $7,82 \cdot 10^{-7} \text{g(NH}_3\text{-N).m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$.

En revanche, les émissions diminuent lorsque les quantités de N_2O (fig. 7) dans le sol augmentent : l'émission moyenne maximale d'ammoniac ($2,08 \cdot 10^{-3} \text{g(N).m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$) est atteinte lorsqu'il n'y a pas ou très peu ($8,79 \cdot 10^{-5} \text{g(NO}_2\text{-N).m}^{-2}$) de N_2O dans le sol. A l'inverse, les

émissions moyennes de NH_3 sont très faibles ($1,02 \cdot 10^{-6} \text{ g}(\text{NH}_3\text{-N}) \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{jour}^{-1}$) lorsque la quantité de N_2O est de $7,92 \cdot 10^{-2} \text{ g}(\text{N}_2\text{O-N}) \cdot \text{m}^{-2}$. On retrouve les mêmes résultats lorsque l'on regarde les émissions moyennes de NH_3 en fonction de la quantité de NO_x dans le sol : maximum d'émission atteint pour une quantité de NO_x dans le sol de $3,76 \cdot 10^{-3} \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ contre des émissions de NH_3 de l'ordre de $2,631 \cdot 10^{-8} \text{ g}(\text{N}) \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{jour}^{-1}$ lorsque la quantité en NO_x est de $1,603 \cdot 10^{-1} \text{ g}(\text{NO}_x\text{-N}) \cdot \text{m}^{-2}$.

Concernant la température (fig. 8), les émissions semblent avoir lieu sur les sites ayant une température moyenne comprise entre 283 et 292 K avec une maximum atteint pour 284,4K, hors de cette intervalle, de nombreux sites émettent très peu de NH_3 ($< 10^{-4} \text{ g}(\text{N}) \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{jour}^{-1}$).

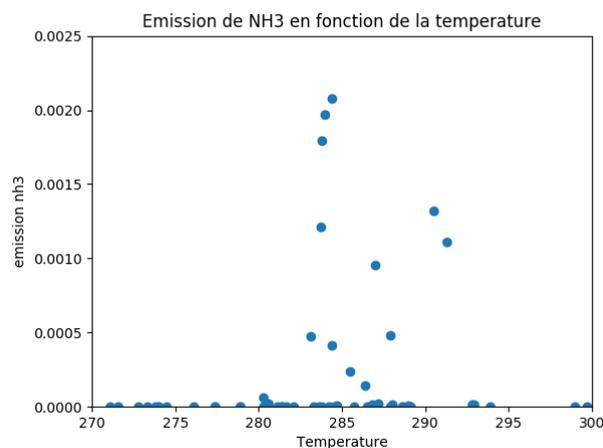


Figure 8 Emissions moyennes de NH_3 en $\text{g}(\text{N}) \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{jour}^{-1}$ de chaque site en fonction de la température en K

En ce qui concerne l'évolution des émissions de NH_3 en fonction de l'humidité, la figure 9 montre que le comportement semble similaire à celui avec la température, au delà de 70% d'humidité, les émissions diminuent.

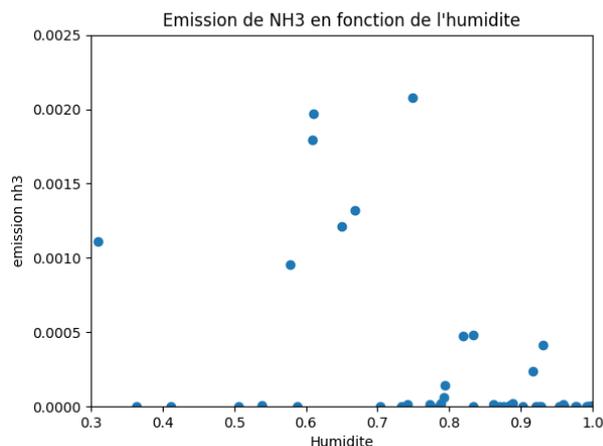


Figure 9 Emissions moyennes de NH_3 en $\text{g}(\text{N}) \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{jour}^{-1}$ de chaque site en fonction de l'humidité.

La quantité de NO_3^- dans le sol agit différemment sur les émissions. En effet, pour de faibles quantités de NO_3^- dans le sol, on observe (Annexe C fig. a7) des émissions moyennes allant de $2,63.10^{-8} \text{g}(\text{NH}_3\text{-N}).\text{m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$ à $1,97.10^{-3} \text{g}(\text{NH}_3\text{-N}).\text{m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$. Contrairement à l'azote sous forme N_2O (fig. 7) et NO_x (Annexe C fig. a8), pour une quantité de NO_3^- dans le sol de $9,91.10^2 \text{g}(\text{NO}_3^-).\text{m}^{-2}$ les émissions d'ammoniac sont plus importantes ($4,77.10^{-4} > 1,08.10^{-6} \text{g}(\text{NH}_3\text{-N}).\text{m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$) que pour une quantité de $1,84.10^2 \text{g}(\text{NO}_3^-).\text{m}^{-2}$.

Contrairement aux autres paramètres, cette étude ne nous permet pas de définir le comportement général des émissions en fonction des dépôts de NH_x (Annexe C fig. a9) : pour des valeur de dépôts proches, les émissions moyennes varient fortement : entre $1,52.10^{-3} \text{g}.\text{m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$ et $1,57.10^{-3} \text{g}.\text{m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$ les émissions sont respectivement de $1,97.10^{-3} \text{g}(\text{NH}_3\text{-N}).\text{m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$ et de $1,02.10^{-6} \text{g}(\text{NH}_3\text{-N}).\text{m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$.

3.3. Variabilité temporelle

Les figures 10, 11 et 12 représentent la corrélation entre les émissions moyennes de NH_3 et respectivement, la température, les dépôts de NH_x et la quantité de NH_4^+ dans le sol, pour chaque site.

Les paramètres pour lesquels les indices de corrélations sont les plus élevés (moyennés sur l'ensemble des sites) sont la température (fig.10) et la quantité de NH_4^+ dans le sol (fig. 12) avec un R^2 moyen sur l'ensemble des sites de, respectivement 0,23 et 0,22. Emissions de NH_3 et dépôt atmosphérique de NH_x sont moins corrélés, avec un R^2 moyen de 0,06 (figure 11). Les R^2 entre les émissions de NH_3 et les autres paramètres étudiés, à savoir la quantité de NO_3^- , de NO_x dans le sol, l'humidité et la teneur du sol en N_2O , sont respectivement de 0,19, 0,17 et 0,17 (annexe C, fig. a10 à a13).

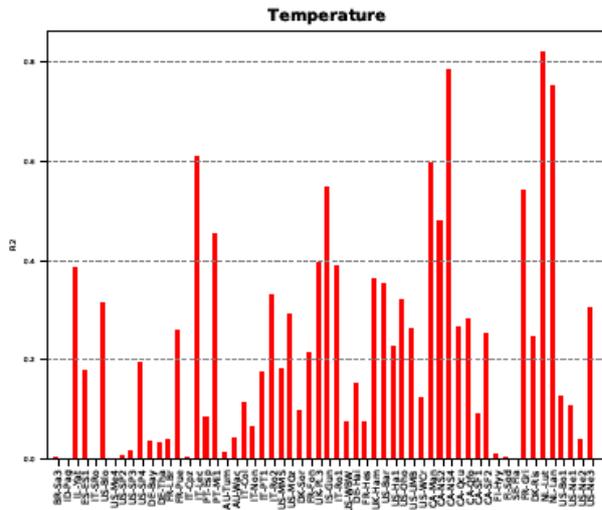


Figure 10 Corrélation sur chaque site entre les émissions moyennes de NH_3 et la température.

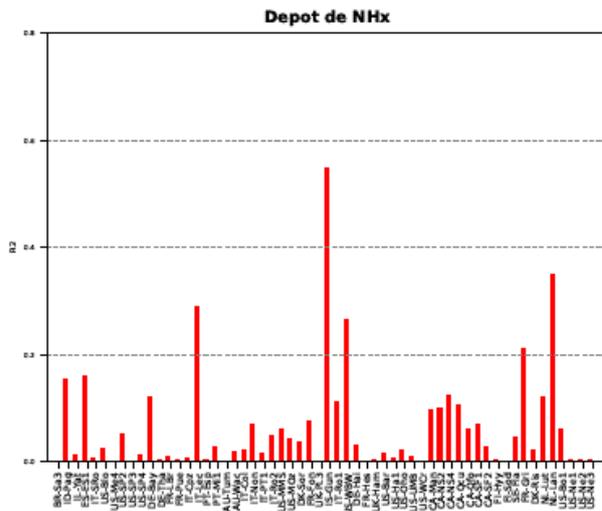


Figure 11 Corrélation sur chaque site entre les émissions moyennes de NH_3 et le dépôts de NH_x .

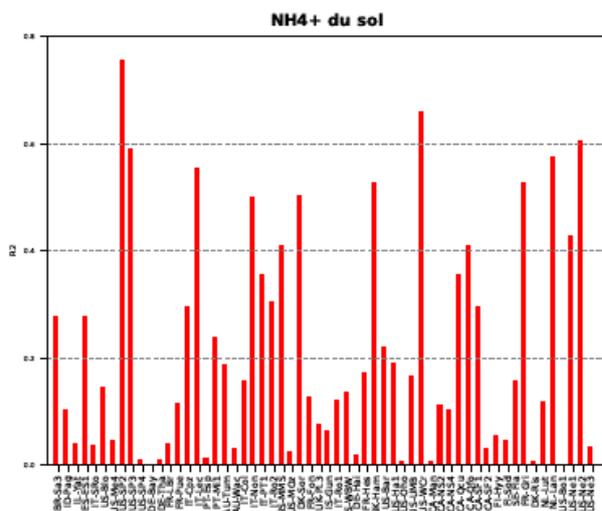


Figure 10 Corrélation sur chaque site entre les émissions moyennes de NH_3 et la quantité de NH_4^+ du sol.

4. Discussion

4.1. Comparaison avec le modèle LMDz-INCA

Nous trouvons des ordres de grandeur similaires entre les deux jeux de données hormis pour 6 sites aux Etats-Unis et 4 en Europe où ces derniers sont différents. Dans le but de comprendre ces différences notables et de voir à quoi elles sont dues, il conviendrait d'analyser les différentes conditions météorologiques et autres paramètres affectant les émissions sur ces sites. Cependant, ces données ne sont pas vraiment comparables. Les valeurs utilisées par le modèle LMDz-INCA correspondent à une moyenne dans chacune des mailles du modèle et ne différencient pas les multiples origines des émissions de NH₃, comprenant les émissions industrielles ainsi que la fertilisation azotée des sols agricoles. Le modèle ORCHIDEE détermine seulement les émissions par les sols : les résultats sur lesquels se basent cette étude ont été fait à partir de valeurs ne prenant pas en compte la fertilisation en ne considérant qu'un seul type de végétation pour chaque site.

4.2. Variabilité spatiale

Cette étude a permis d'apprécier l'influence des paramètres étudiés sur les émissions moyennes de NH₃.

Pour la température, lorsque l'on regarde les flux moyens pour chaque site en fonction de la température moyenne sur la durée pour laquelle le modèle a été effectué les simulations, on aperçoit un seuil au-delà duquel la température semble avoir pour effet une diminution des émissions. Cela peut être dû à l'influence de la température sur les différents processus menant à ces émissions. En effet, la température agit sur les processus de nitrification de l'azote influençant par conséquent la quantité d'azote sous forme ammonium dans le sol. L'effet de la température sur la nitrification est paramétrée dans le modèle ORCHIDEE comme suit :

$$f_T = -0.0233 + 0.3094*(0.1*T) - 0.2234*(0.1*T)^2 + 0.15566*(0.1*T)^3 - 0.0272*(0.1*T)^4 \quad (12)$$

T étant la température en K. (Graphique de cette fonction en annexe C fig. a12).

Cependant, lorsque l'on regarde site à site (Annexe C fig. a6), on pourrait croire que lorsque la température augmente, les émissions augmentent également. Une analyse plus poussée est donc requise afin de déterminer la dépendance des émissions d'ammoniac à la température.

- Les dépôts de NH_x :

La mise en parallèle des émissions avec le dépôt ne nous permet pas d'en faire ressortir une tendance nette, nous ne pouvons donc pas faire de conclusion vis à vis de ce paramètre. Ce résultat peut s'expliquer par le fait que la quantité de dépôts de NH_x qui a été transmise au modèle est trop inférieure ($\sim 10^4$ fois plus petite) à la quantité de NH_4^+ dans le sol, n'influençant par conséquent que très faiblement la quantité d'azote réactif dans le sol. (Voir annexe C fig. a4 et fig. a5)

- La quantité d'azote réactif:

On remarque l'augmentation des émissions lorsque la quantité de NH_4^+ dans le sol augmente. De fait, cette augmentation influence l'équilibre thermodynamique établi entre NH_4^+ et NH_3 . Cela se confirme par le fait que plus la quantité de NO_x , NO_3^- et de N_2O dans le sol augmente, plus les émissions de NH_3 diminuent. Cette diminution est la conséquence de la diminution de NH_4^+ du fait de la nitrification transformant ainsi ce dernier en nitrate, oxyde d'azote et protoxyde d'azote. Cependant, on remarque dans la figure a7 (Annexe C) que malgré une quantité dans le sol de $\text{NO}_3^- > 600\text{g}(\text{N O}_3^-).\text{m}^{-2}$ pour certains sites, ces derniers subissent des émissions moyennes de NH_3 supérieures à des sites ayant une quantité de NO_3^- dans le sol $< 200\text{g}(\text{NO}_3^-).\text{m}^{-2}$. Cela est sûrement dû aux différences dans les conditions météorologiques, mais je ne peux expliquer pour l'instant ces exceptions. Cela constituera la suite de mon stage.

- L'humidité :

Les émissions d'ammoniac augmentent avec l'humidité jusqu'à un taux d'environ 70%, et diminuent au-delà. Cela peut être dû, comme pour l'influence de la température, à l'effet de l'humidité sur la nitrification de l'azote. En effet, la paramétrisation de ce dernier est similaire à l'effet de la température sur ce même processus :

$$f_h = -0.0243 + 0.9975 * H - 5.5368 * H^2 + 17.651 * H^3 - 12.904 * H^4 \quad (13)$$

H étant le taux d'humidité du sol compris entre 0 et 1. (Graphique de cette fonction en annexe C fig. a13).

Il est nécessaire de nuancer nos propos. En effet, les résultats de cette étude sont limités par le fait que cette dernière a été réalisée en regardant comment se comportait les émissions selon un seul paramètre en supposant que les autres étaient fixés.

4.3. Variabilité temporelle

Les indices de corrélation entre l'évolution temporelle des émissions de NH_3 et les facteurs environnementaux pouvant expliquer cette évolution sont compris entre 0,063 (pour les dépôts atmosphériques de NH_x) et 0,233 (pour la température). Cependant, ces facteurs n'influençant pas forcément linéairement les émissions, l'obtention de ces indices de corrélation par un modèle linéaire représente une limite de cette étude.

5. Conclusions et perspectives

Durant cette étude, nous avons réalisé la première évaluation des émissions de NH_3 calculées par le modèle de végétation ORCHIDEE.

- Comparaison avec LMDz-INCA :

Les ordres de grandeur sont cohérents, le modèle de végétation ORCHIDEE ne semble donc pas surestimer les émissions de NH_3 . Cependant, les valeurs ne sont pas en accord pour chacun des sites et montrent ainsi qu'il faut éclaircir certains points dans le but de comprendre ces différences. Afin d'aller plus loin dans l'analyse, il faudrait établir des simulations régionales avec une végétation comprenant différents PFT en prenant en compte les intrants azotés dus à la fertilisation. Dès lors, nous pourrions comparer nos résultats en se basant sur la part que représente l'agriculture dans les émissions d'ammoniac en France, à savoir 97% dont 33% dû aux cultures en 2014 selon *Citepa*.

- Variabilité spatiale :

Nous avons vu précédemment que la température et l'humidité sont des variables météorologiques pouvant expliquer la disparité du niveau moyen d'émission de NH_3 site à site. En effet, le modèle a calculé des émissions de NH_3 essentiellement sur des sites dont la température et l'humidité étaient comprises respectivement entre 270 et 300K et 0,3 à 1. Afin de déterminer la réelle dépendance des émissions à la température ou bien l'humidité, il faudrait pouvoir s'abstraire des autres variables pouvant influencer en même temps les émissions. Cela est possible par la modélisation en effectuant une analyse des émissions pour une gamme de température ou d'humidité différentes tout en fixant les autres paramètres en forçant les données d'entrées du modèle. Ou bien, nous pourrions établir un graphique représentant les émissions en fonction et de la température et de l'humidité afin de comprendre comment ces variables interagissent.

Dans le but d'aller plus loin dans cette étude, nous devrions mener une étude bibliographique afin de voir si la dépendance des émissions d'ammoniac envers la température et l'humidité a été sujette à des études expérimentales ou bien modélisée. Enfin, durant cette étude, je n'ai pas eu l'opportunité d'étudier l'évolution de ces émissions en fonction du pH du sol par manque de données. Cette réflexion devrait être mise en place afin de déterminer si le pH peut être un facteur contrôlant le niveau moyen des émissions des sites.

- Variabilité temporelle :

L'étude élaborée au cours de ce stage a permis de mettre en évidence des facteurs environnementaux et des paramètres physico-chimiques contrôlant les variations d'émissions de NH_3 au cours du temps. Afin de pousser plus loin l'analyse, il faudrait étudier plus en profondeur les travaux expérimentaux ayant eu pour objectif de mettre en exergue de telles relations.

Références bibliographiques

Anderson, Natalie, Ross Strader, and Cliff Davidson. 2003. "Airborne Reduced Nitrogen: Ammonia Emissions from Agriculture and Other Sources." *Environment International* 29 (2–3): 277–86. doi:10.1016/S0160-4120(02)00186-1.

Asman, Willem A. H., Mark A. Sutton, and Jan K. Schjorring. 1998. "Ammonia: Emission, Atmospheric Transport and Deposition." *The New Phytologist* 139 (1): 27–48.

Baldocchi, Dennis, Eva Falge, Lianhong Gu, Richard Olson, David Hollinger, Steve Running, Peter Anthony, et al. 2001. "FLUXNET: A New Tool to Study the Temporal and Spatial Variability of Ecosystem-Scale Carbon Dioxide, Water Vapor, and Energy Flux Densities." *Bulletin of the American Meteorological Society* 82 (11): 2415–34. doi:10.1175/1520-0477(2001)082<2415:FANTTS>2.3.CO;2.

Behera, Sailesh N., Mukesh Sharma, Viney P. Aneja, and Rajasekhar Balasubramanian. 2013. "Ammonia in the Atmosphere: A Review on Emission Sources, Atmospheric Chemistry and Deposition on Terrestrial Bodies." *Environmental Science and Pollution Research* 20 (11): 8092–8131. doi:10.1007/s11356-013-2051-9.

Bouwman, A. F., D. S. Lee, W. A. H. Asman, F. J. Dentener, K. W. Van Der Hoek, and J. G. J. Olivier. 1997. "A Global High-Resolution Emission Inventory for Ammonia." *Global Biogeochemical Cycles* 11 (4): 561–87. doi:10.1029/97GB02266.

CITEPA (Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique. 2001. "Emissions Dans l'air En France." <http://www.citepa.org>.

Erismann, Jan Willem, Albert Bleeker, Arjan Hensen, and Alex Vermeulen. 2008. "Agricultural Air Quality in Europe and the Future Perspectives." *Atmospheric Environment* 42 (14): 3209–17. doi:10.1016/j.atmosenv.2007.04.004.

Erismann, J.W., A. Bleeker, J. Galloway, and M.S. Sutton. 2007. "Reduced Nitrogen in Ecology and the Environment." *Environmental Pollution* 150 (1): 140–49. doi:10.1016/j.envpol.2007.06.033.

FAO/IIASA/ISRIC/ISSCAS/JRC, 2012. "Harmonized World Soil Database (version 1.2)." FAO, Rome, Italy and IIASA, Laxenburg, Austria.

Fields, Scott. 2004. "Global Nitrogen: Cycling out of Control." *Environmental Health Perspectives* 112 (10): A556-563.

Fleisher, Zhenia, A. Kenig, Israel Ravina, and J. Hagin. 1987. "Model of Ammonia Volatilization from Calcareous Soils." *Plant and Soil* 103 (2): 205–12. doi:10.1007/BF02370390.

Génermont, S., and P. Cellier. 1997. "A Mechanistic Model for Estimating Ammonia Volatilization from Slurry Applied to Bare Soil." *Agricultural and Forest Meteorology* 88 (1–4): 145–67. doi:10.1016/S0168-1923(97)00044-0.

GIEC. 2006. "IPCC - Lignes Directrices 2006 Du GIEC Pour Les Inventaires Nationaux de Gaz à Effet de Serre." <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/french/vol1.html>.

Global Soil Data Task Group. 2000. "Global Gridded Surfaces of Selected Soil Characteristics (IGBP-DIS)." [Global Gridded Surfaces of Selected Soil Characteristics (International Geosphere-Biosphere Programme - Data and Information System)]. Data set. Available on-line [<http://www.daac.ornl.gov>] from Oak Ridge National Laboratory Distributed Active Archive Center, Oak Ridge, Tennessee, U.S.A. doi:10.3334/ORNLDAAC/569.

Hamaoui-Laguel, Linda. 2012. “Les Émissions d’Ammoniac par les Activités Agricoles : Impact sur la Qualité de l’Air.” UNIVERSITÉ PARIS DIDEROT (Paris 7).

Hurt, G. C., L. P. Chini, S. Frohling, R. A. Betts, J. Feddes, G. Fischer, J. P. Fisk, et al. 2011. “Harmonization of Land-Use Scenarios for the Period 1500–2100: 600 Years of Global Gridded Annual Land-Use Transitions, Wood Harvest, and Resulting Secondary Lands.” *Climatic Change* 109 (1–2): 117–61. doi:10.1007/s10584-011-0153-2.

Kang, Yaning, Mingxu Liu, Yu Song, Xin Huang, Huan Yao, XuhuiCai, Hongsheng Zhang, et al. 2016. “High-Resolution Ammonia Emissions Inventories in China from 1980 to 2012.” *Atmospheric Chemistry and Physics* 16 (4): 2043–58. doi:10.5194/acp-16-2043-2016.

Krinner, G., Nicolas Viovy, Nathalie de Noblet-Ducoudré, JérômeOgée, Jan Polcher, Pierre Friedlingstein, Philippe Ciais, Stephen Sitch, and I. Colin Prentice. 2005. “A Dynamic Global Vegetation Model for Studies of the Coupled Atmosphere-Biosphere System: DVGM FOR COUPLED CLIMATE STUDIES.” *Global Biogeochemical Cycles* 19 (1).doi:10.1029/2003GB002199.

Lakel, Abdelkader, and M. Mazet. 1995. “Analyse Déterministe de Systèmes de Biofiltration En Écoulement Insaturé et Saturé Dans Le Cadre d’un Procédé d’assainissement Autonome Avec Recyclage Permettant l’élimination Des Composés Azotés = Deterministic Analysis of Insaturated and Saturated Biofiltration Systems Used in a on Site Waste Water Treatment Process with Recirculation and Allowing Nitrogen Compounds Removal.” Text. <http://cat.inist.fr/?aModele=afficheN&cpsid=172608>.

Li, C. S. 2000. “Modeling Trace Gas Emissions from Agricultural Ecosystems.” In *Methane Emissions from Major Rice Ecosystems in Asia*, edited by Reiner Wassmann, Rhoda S. Lantin, and Heinz-Ulrich Neue, 259–76. *Developments in Plant and Soil Sciences* 91. Springer Netherlands. doi:10.1007/978-94-010-0898-3_20.

Li, Changsheng, Steve Frohling, and Tod A. Frohling. 1992. “A Model of Nitrous Oxide Evolution from Soil Driven by Rainfall Events: 1. Model Structure and Sensitivity.” *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 97 (D9): 9759–76. doi:10.1029/92JD00509.

Riddick, Stuart, Daniel Ward, Peter Hess, Natalie Mahowald, RaiaMassad, and Elisabeth Holland. 2016. “Estimate of Changes in Agricultural Terrestrial Nitrogen Pathways and Ammonia Emissions from 1850 to Present in the Community Earth System Model.” *Biogeosciences* 13 (11): 3397–3426. doi:10.5194/bg-13-3397-2016.

Smil, Vaclav. 2002. *Feeding the World: A Challenge for the Twenty-First Century*. Cambridge, Mass.: MIT Press.

Søgaard, H. T., S. G. Sommer, N. J. Hutchings, J. F. M. Huijsmans, D. W. Bussink, and F. Nicholson. 2002. “Ammonia Volatilization from Field-Applied Animal Slurry—the ALFAM Model.” *Atmospheric Environment* 36 (20): 3309–19. doi:10.1016/S1352-2310(02)00300-X.

Sommer, S. G., and O. H. Jacobsen. 1999. “Infiltration of Slurry Liquid and Volatilization of Ammonia from Surface Applied Pig Slurry as Affected by Soil Water Content.” *The Journal of Agricultural Science* 132 (3): 297–303.

Sommer, S. G., J. E. Olesen, and B. T. Christensen. 1991. “Effects of Temperature, Wind Speed and Air Humidity on Ammonia Volatilization from Surface Applied Cattle Slurry.” *The Journal of Agricultural Science* 117 (01): 91. doi:10.1017/S0021859600079016.

Sommer, S. G., and J. E. Olesen. 1991. “Effects of Dry-Matter Content and Temperature on Ammonia Loss from Surface-Applied Cattle Slurry.” *Journal of Environmental Quality*, September.

Sommer, Sven G., EgeFriis, Anne Bach, and Jan K. Schjørring. 1997. “Ammonia Volatilization from Pig Slurry Applied with Trail Hoses or Broadcast to Winter Wheat: Effects of Crop Developmental Stage,

Microclimate, and Leaf Ammonia Absorption.” *Journal of Environment Quality* 26 (4): 1153. doi:10.2134/jeq1997.00472425002600040030x.

Stevens, R. J., R. J. Laughlin, and J. P. Frost. 1989. “Effect of Acidification with Sulphuric Acid on the Volatilization of Ammonia from Cow and Pig Slurries.” *The Journal of Agricultural Science* 113 (03): 389. doi:10.1017/S0021859600070106.

Stevens, R. J., R. J. Laughlin, and J. P. Frost. 1992. “Effects of Separation, Dilution, Washing and Acidification on Ammonia Volatilization from Surface-Applied Cattle Slurry.” *The Journal of Agricultural Science* 119 (03): 383. doi:10.1017/S0021859600012223.

Sun, Kang, Lei Tao, David J. Miller, Da Pan, Levi M. Golston, Mark A. Zondlo, Robert J. Griffin, et al. 2017. “Vehicle Emissions as an Important Urban Ammonia Source in the United States and China.” *Environmental Science & Technology* 51 (4): 2472–81. doi:10.1021/acs.est.6b02805.

UNIFA. 2001. “De Quoi Se Nourrit Une Plante?” <http://www.unifa.fr>.

Wang, R., Balkanski, Y., Bopp, L., Aumont, O., Boucher, O., Ciais, P., Gehlen, M., Peñuelas, J., Ethé, C., Hauglustaine, D., Li, B., Liu, J., Zhou, F., Tao, S., 2015. "Anthropogenic aerosol deposition reduces the sensitivity of oceanic productivity to warming." *Geophys. Res. Lett.* 42, 10,745–10,754., doi:10.1002/2015GL066753

Whitehead, D. C., and N. Raistrick. 1993. “Nitrogen in the Excreta of Dairy Cattle: Changes during Short-Term Storage.” *The Journal of Agricultural Science* 121 (01): 73. doi:10.1017/S0021859600076814.

Zaehle, S., and A. D. Friend. 2010. “Carbon and Nitrogen Cycle Dynamics in the O-CN Land Surface Model: 1. Model Description, Site-Scale Evaluation, and Sensitivity to Parameter Estimates: SITE-SCALE EVALUATION OF A C-N MODEL.” *Global Biogeochemical Cycles* 24 (1): n/a-n/a. doi:10.1029/2009GB003521.

Zhang, Yu, Changsheng Li, Xiuji Zhou, and Berrien Moore III. 2002. “A Simulation Model Linking Crop Growth and Soil Biogeochemistry for Sustainable Agriculture.” *Ecological Modelling* 151 (1): 75–108. doi:10.1016/S0304-3800(01)00527-0.

Zobler, L., 1986. "A world soil file for global climate modeling."

ANNEXES

Les parties A et B correspondent à une partie du travail bibliographique qui a été fait et qui peut aider à comprendre la démarche effectuée.

A. Variables physiques influençant les émissions d'ammoniac:

a) *Le pH*

En solution, l'ammoniac est présent sous deux formes : NH_3 et NH_4^+ . Un équilibre acido-basique s'établit dès lors entre ces deux espèces avec une constante d'acidité $K_a=10^{-9,25}$. Avec la connaissance de cette constante d'acidité nous pouvons établir un diagramme de prédominance, nous informant à quel pH se trouvent ces espèces, ou à l'inverse, connaître en quelles proportions ces deux formes sont présentes, à une valeur de pH donnée.

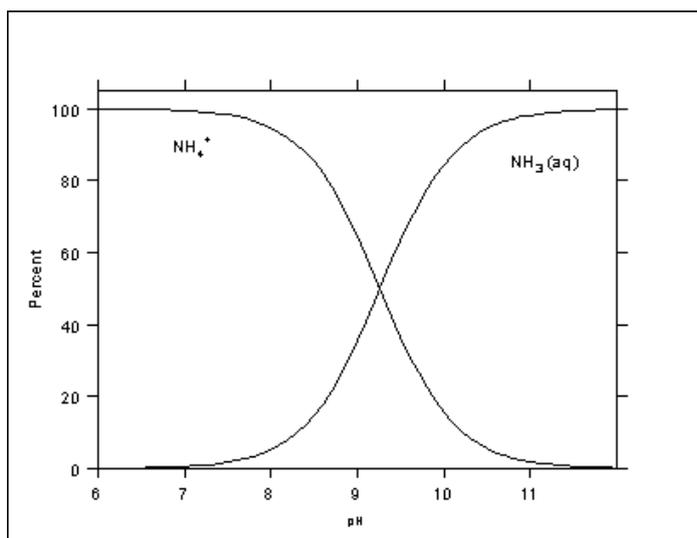


Figure a1 Pourcentage de $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ en fonction du pH.
<http://www.isws.illinois.edu>

Ainsi, plus le pH est acide, plus la volatilisation d'ammoniac sera réduite car l'équation (5) favorisera la formation de NH_4^+ . Cela a été vérifié par *Stevens et al (1989)* qui ont mesuré la volatilisation de NH_3 du purin issu de porc et de vache. Effectivement, comme nous le montre la figure a2, le lien entre le pH et la volatilisation de l'ammoniac est important : la volatilisation est divisée par un facteur de plus de 5 en diminuant le pH de 1,5 point. Après trois jours de stockage, la volatilisation, pour le purin de porc par exemple, est passée d'environ 25% pour un pH de 7 à moins de 5% pour un pH de 5,5.

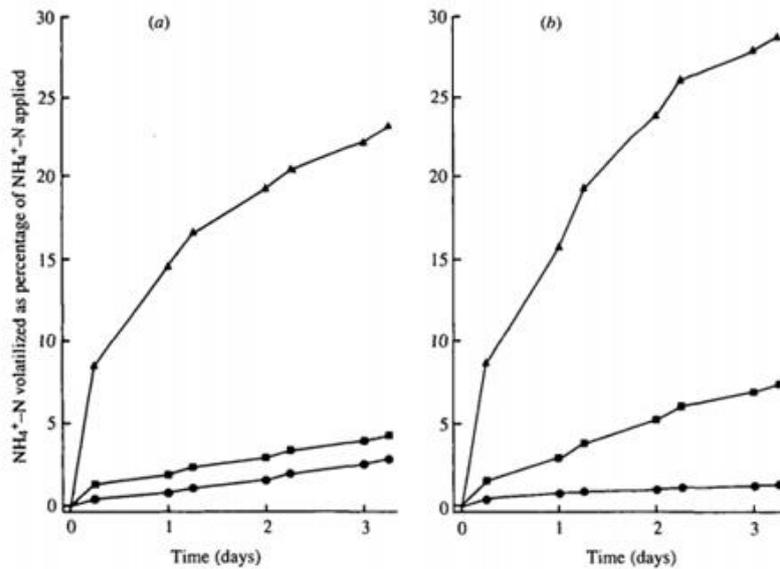


Figure a2 Taux de volatilisation moyens d'ammoniac, durant les trois premiers jours de stockage, de purins de porc (a) et de vache (b) à pH=7 (▲), pH=6 (■) et pH=5,5 (●) (Stevens et al., 1989)

b) La texture du sol

D'après [Hamaoui-Laguel \(2012\)](#), la texture du sol est un facteur pouvant influencer la volatilisation de l'ammoniac. En effet, le sol, par ses propriétés physico-chimiques, a la capacité de favoriser, ou non, le lessivage de l'ammoniac, et ainsi faire passer l'ammoniac dans les couches plus profondes du sol lorsque le sol est composé d'éléments grossiers comme le sable par exemple, ou bien de garder l'ammoniac en surface lorsque le sol est constitué d'éléments fins comme l'argile. La texture du sol influe donc sur la volatilisation de l'ammoniac en ayant un rôle sur l'exposition de l'engrais à l'air. Le rôle de la texture est important car cette dernière influence le comportement du sol et agit sur les propriétés physico-chimiques et hydraulique comme par exemple l'humidité et la capacité d'échange cationique que nous verrons ci-après ([Lakel et Mazet., 1995](#)).

c) L'humidité du sol

Lors de l'épandage d'un lisier, le transport de NH_4^+ est plus important lorsque le taux d'humidité du sol est faible. En effet, l'engrais, se trouvant sous forme liquide majoritairement, contient les ions ammoniums qui pourront donc mieux s'infiltrer dans un sol sec plutôt que dans un sol avec un fort taux d'humidité. Un sol sec permet donc une diminution de la volatilisation de l'ammoniac jusqu'à 70% par rapport à un sol très humide. Si la diffusion de NH_4^+ est plus importante lorsque la teneur en eau du sol est grande, cela n'affecte pas la volatilisation de l'ammoniac ([Sommer et Jacobsen., 1999](#)). Cependant, lorsque le sol est saturé en eau, l'épandage de fertilisant minéraux entraîne une augmentation

de la volatilisation de NH_3 en raison de l'augmentation des concentrations de NH_3 et de NH_4^+ à la surface du sol (Fleischer et al., 1987).

d) La Capacité d'Echange Cationique (CEC)

La capacité d'échange cationique est un paramètre permettant de définir la quantité échangeable de cations avec le sol dont il est question. Plus un sol dispose de cations, plus ces derniers auront tendance à offrir des sites d'adsorption et de fixation pour les ions ammoniums. Ainsi, rendant dès lors indisponible l'azote, la volatilisation de NH_3 diminue lorsque la CEC augmente :

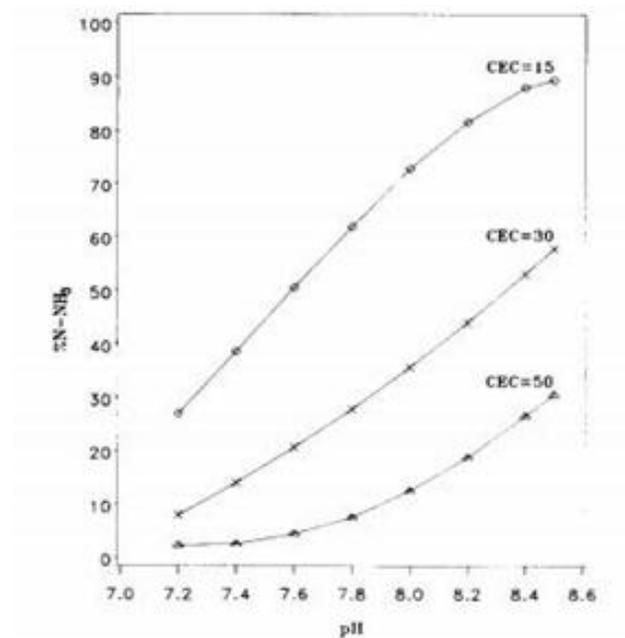


Figure a3 Volatilisation de l'ammoniac en fonction du pH et de la CEC du sol (Fleischer et al., 1987)

e) Autres variables d'influences

Plusieurs études se sont intéressées à l'influence de paramètres différents de ceux énoncés précédemment comme Sogaard et al (2002). En se basant sur une étude statistique réalisée à partir de données fournies par 7 pays européens, ils ont pu établir un modèle nommé ALFAM (Ammonia Loss from Field Applied Manure) qui permet de déterminer les pertes de NH_3 suite à l'application d'engrais. Ce modèle montre que les pertes de NH_3 dépendent de plusieurs facteurs : la température de l'air, la vitesse du vent, le rayonnement solaire incident ainsi que la concentration ammoniacale totale ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$). Les effets de la température sont confirmés par les travaux de Sommer et al (1991) qui ont analysé l'effet de l'augmentation de la température sur les émissions d'ammoniac sur 4 périodes allant de 6 heures jusqu'à 5 jours :

les pertes de NH_3 augmentent avec la température.

De plus, le modèle intègre que la volatilisation augmente durant les 4 à 6 premières heures d'ensoleillement en raison du réchauffement induit. Selon *Sommer et al (1991)*, la réponse de la volatilisation d'ammoniac à la vitesse du vent n'est pas linéaire : il existe un intervalle [$2,5 \text{ m.s}^{-1}$; 4 m.s^{-1}] au-delà duquel la vitesse du vent n'avait plus d'impact sur la volatilisation. D'autre part, les émissions d'ammoniac augmentent avec la quantité de matière sèche ainsi qu'avec la concentration totale en ammoniac de l'engrais. En effet, durant les premières 24h après l'application de fertilisants, la volatilisation est reliée à la concentration initiale de NH_3 dans la phase gazeuse. Cette dernière est calculée à partir de la concentration ammoniacale totale de l'engrais, le pH ainsi que la température. De plus, en raison de son faible taux d'humidité, la matière sèche contenue dans l'engrais peut affecter fortement la volatilisation de NH_3 . Plus le taux de matière sèche est important, plus la volatilisation de NH_3 va être importante (*Sommer et Olesen., 1991*).

Cette partie nous a montré que certaines variables physiques, comme le pH ou l'humidité du sol par exemple, influencent les émissions d'ammoniac. Cependant, l'homme, par ses pratiques agricoles fait varier ces paramètres et ainsi, peut influencer les émissions de certains composés comme l'ammoniac.

B. Importance des pratiques agricoles

Les engrais, comme le purin ou le lisier, sont stockés avant d'être utilisés. Durant cette période, la réactivité ainsi que la volatilisation de l'azote qui se trouve dans les engrais vont dépendre des conditions imposées (température, aération, pH...).

a) Stockage de l'engrais

L'étude de *Whitehead and Raistrick (1993)* a permis de déterminer que le stockage d'urine et de fumier provenant de vache conduit à des émissions importantes d'ammoniac par volatilisation. Grâce à plusieurs expériences réalisées sur différents échantillons, ils ont pu montrer que 2 paramètres influencent la volatilisation lors de ce stockage: la température et l'aération. En effet, lors du stockage de l'urine, le taux d'hydrolyse de l'azote de l'urée en ammonium est gouverné principalement par la température : l'hydrolyse est complète après 7 jours à 20°C contre 21 jours à 10°C . L'hydrolyse de l'ammoniac permet de diminuer sa volatilisation.

La volatilisation augmente avec le pH et l'aération. Sans traitement de l'urine et sans aération, il y a peu de volatilisation durant les 2-3 premières semaines, mais après un stockage de 30

jours sans aération on remarque une perte totale d'azote de 50% (*Whitehead and Raistrick, 1993*).

Lorsque l'on stocke de l'urine avec du fumier, l'hydrolyse est aussi efficace que si l'urine avait été stockée seule. Bien que la minéralisation de la matière organique présente dans le fumier soit plus rapide que si le fumier avait été stocké seul, la matière particulaire présente dans ce dernier immobilise un peu l'azote contenu dans l'urine rendant ainsi la volatilisation de l'ammoniac plus difficile.

b) Dilution, acidification et séparation

Stevens et al (1992) ont réalisé une étude qui a mis en évidence les paramètres importants dans la diminution de la volatilisation de l'ammoniac. En effet, ils ont remarqué que :

- L'acidification à un pH=5,5 avec du H₂SO₄ permettait de diminuer la volatilisation de près de 95% ;
- La dilution du lisier permet de diminuer la volatilisation de l'ammoniac de près de 75% ;
- La séparation de l'engrais en granulés de 0,4mm permet une diminution de 50% de la volatilisation.

De plus, lorsque l'on couple ces procédés, cela a un effet supra additif sur la volatilisation : par exemple, lorsque l'on dilue l'engrais à 50% en y ajoutant une acidification à pH=6,5 cela entraîne une diminution de la volatilisation à 90%.

c) Type d'agriculture

La volatilisation de l'ammoniac varie aussi selon le type d'agriculture qui est employé. En effet, l'irrigation, la méthode d'épandage et même le type de plante cultivé ont un impact sur la volatilisation de NH₃. Comme vu précédemment, la dépendance à la température de l'air a pour conséquence une plus grande volatilisation de NH₃ lorsque l'engrais est appliqué le matin par rapport à une application dans l'après-midi (plus de temps sous les forts rayons du soleil) (*Sommer et al., 1997*). De plus, l'irrigation permet une meilleure infiltration dans un sol sec, mais aussi permet la dilution de l'engrais et donc la diminution de la concentration de l'ammonium dans ce dernier : cela réduit la volatilisation de NH₃.

Le type de plante cultivée influe sur les émissions d'ammoniac, chaque plante assimilant l'azote de façon spécifique. Ainsi, selon la variété de blé, les apports nécessaires à la production d'un quintal ne sont pas les mêmes : de 2,8 à 3,6 kg d'azote (*UNIFA*®). Un apport

d'engrais adapté à chaque variété est à préconiser afin que l'azote contenu dans l'engrais soit absorbé au maximum par la culture tout en limitant les pertes.

C. Résultats

Sites	PFT dominant	Latitude	Longitude
FR-Gri	12	48.8N	2E
NL-Lut	12	53.4N	8.4E
NL-Lan	13	52N	4.9E
DK-Ris	12	55.5N	12.1E
US-Bo1	13	40N	88.3W
US-Ne1	13	41.2N	96.5W
US-Ne2	13	41.2N	96.5W
US-Ne3	13	41.2N	96.4W
BR-Sa3	2	3S	55W
ID-Pag	2	2.3N	114E
IL-Yat	4	31.3N	35.1E
ES-ES1	4	39.3N	0.3W
IT-SRo	4	43.7N	10.3E
US-Blo	4	38.9N	120.6W
US-Me4	4	44.5N	121.6W
US-SP2	4	29.8N	82.2W
US-SP3	4	29.8N	82.2W
US-SP4	4	29.8N	82.2W
DE-Bay	4	50.1N	11.9E
DE-Tha	4	51N	13.6E
FR-LBr	4	44.7N	0.8W
FR-Pue	5	43.7N	3.6E
IT-Cpz	5	41.7N	12.4E
IT-Lec	5	43.3N	11.3E
PT-Esp	5	38.6N	8.6W
PT-Mi1	5	38.5N	8W
AU-Tum	5	35.7S	148.2E
AU-Wac	5	37.4S	145.2E
IT-Col	6	41.8N	13.6E
IT-Non	6	44.7N	11.1E
IT-PT1	6	45.2N	9.1E
IT-Ro2	6	42.4N	11.9E
US-MMS	6	39.3N	86.4W
US-MOz	6	38.7N	92.2W
DK-Sor	6	55.5N	11.6E
FR-Fon	6	48.5N	2.8E
UK-PL3	6	51.5N	1.3W
IS-Gun	6	63.8N	20.2W
IT-Ro1	6	42.4N	11.9E

Tableau a1 Description des sites utilisés, les sites surlignés correspondent aux sites ayant des résultats supérieurs aux valeurs utilisées par le modèle LMDz-INCA ou bien trop inférieurs (US-Bo1).

Sites	PFT dominant	Latitude	Longitude
US-WBW	6	36N	84.3W
DE-Hai	6	51.1N	10.5E
FR-Hes	6	48.7N	7.1E
UK-Ham	6	51.2N	0.9W
US-Bar	6	44.1N	71.3W
US-Ha1	6	42.5N	72.2W
US-Oho	6	41.6N	83.8W
US-UMB	6	45.6N	84.7W
US-WCr	6	45.8N	90.1W
CA-Man	7	55.9N	98.5W
CA-NS2	7	55.9N	98.5W
CA-NS4	7	55.9N	98.4W
CA-Qcu	7	49.3N	74W
CA-Qfo	7	49.7N	74.3W
CA-SF1	7	54.5N	105.8W
CA-SF2	7	54.3N	105.9W
FI-Hyy	7	61.8N	21.3E
FI-Sod	7	67.4N	26.6E
SE-Fla	7	64.1N	19.5E

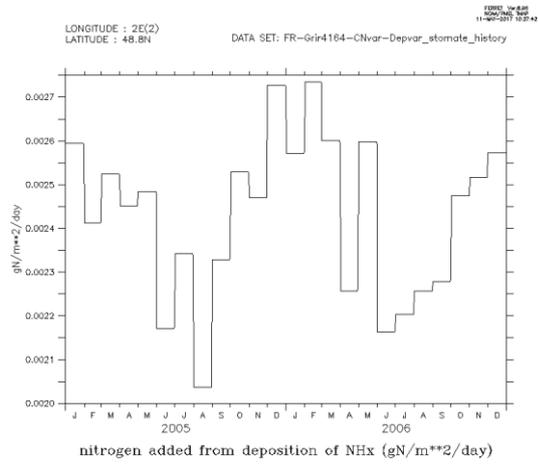


Figure a4 Dépôts de NH_x en fonction du temps sur le site FR-Gri

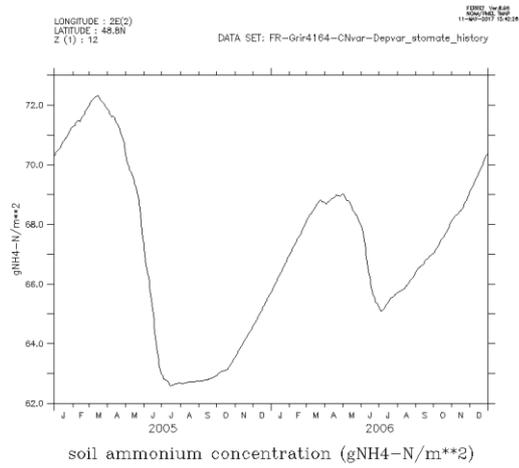


Figure a5 Concentration de NH_4^+ dans le sol en fonction de temps sur le site FR-Gri

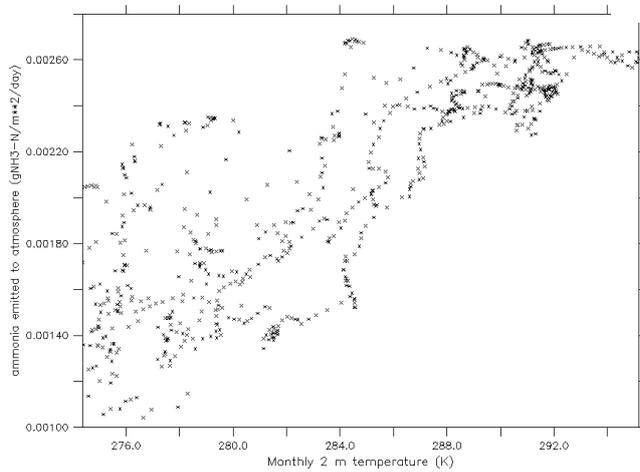


Figure a6 Emission de NH_3 en fonction de la température

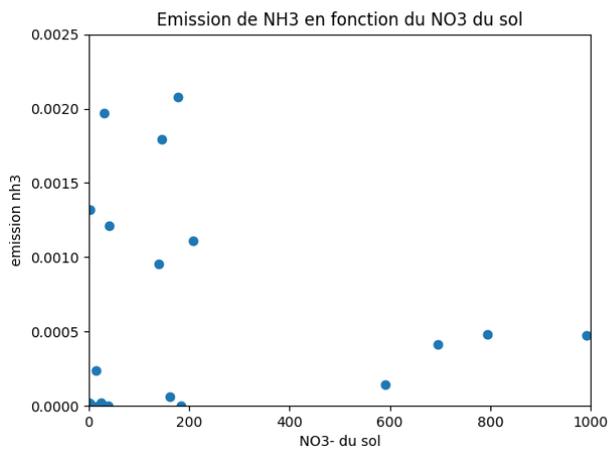


Figure a7 Emissions moyennes de NH_3 en $\text{g(N).m}^2.\text{jour}^{-1}$ de chaque site en fonction de la quantité de NO_3^- dans le sol en $\text{g(NO}_3^-).\text{m}^2$.

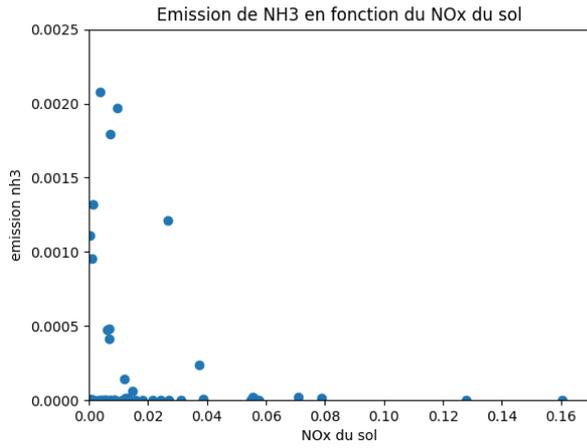


Figure a8 Emissions moyennes de NH₃ en g(N).m⁻².jour⁻¹ de chaque site en fonction de la quantité de NO_x dans le sol en g(NO_x).m⁻².

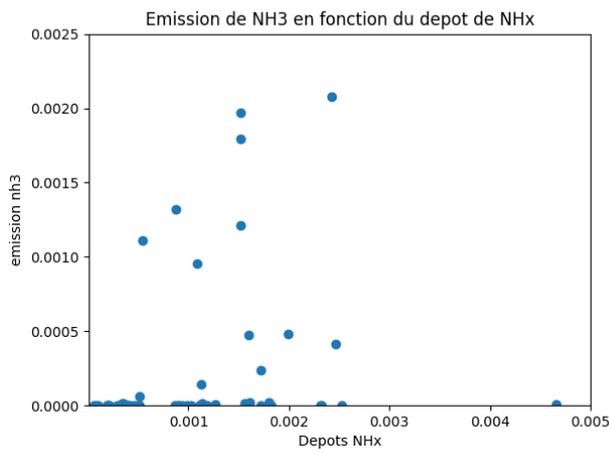


Figure a9 Emissions moyennes de NH₃ en g(N).m⁻².jour⁻¹ de chaque site en fonction du dépôts de NH_x en g(NH_x).m⁻².jour⁻¹.

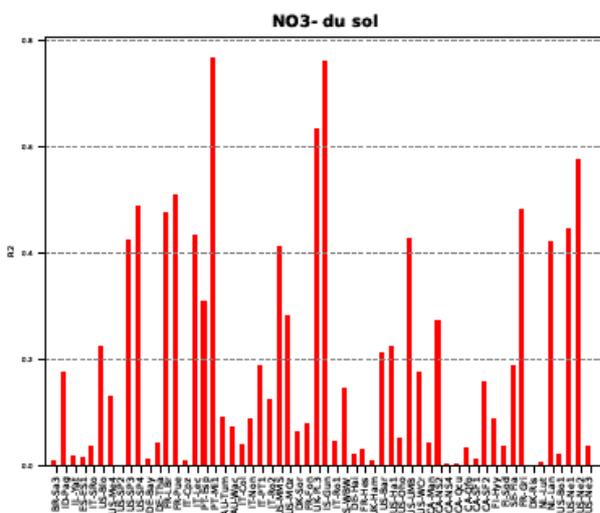


Figure a10 Corrélation sur chaque site entre les émissions journalières de NH₃ et la quantité de NO₃⁻ dans le sol.

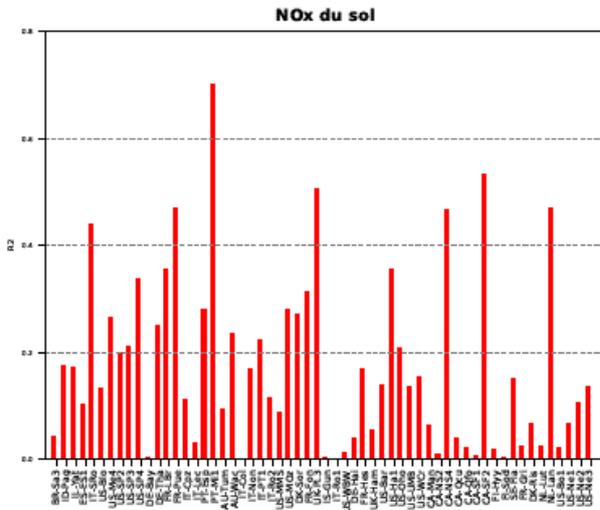


Figure a11 Corrélation sur chaque site entre les émissions journalières de NH_3 et la quantité de NO_x dans le sol.

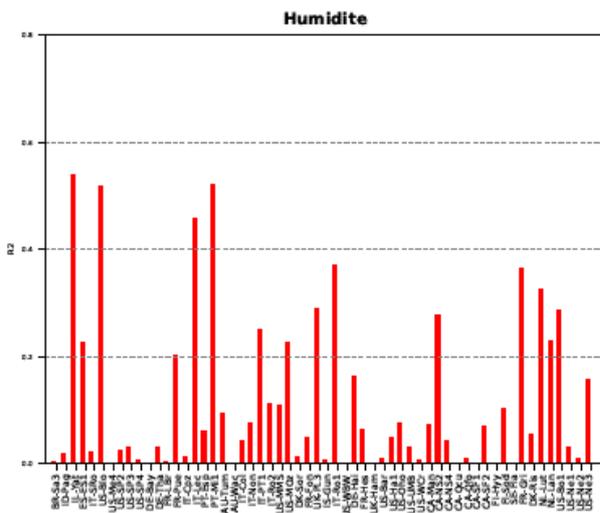


Figure a12 Corrélation sur chaque site entre les émissions journalières de NH_3 et l'humidité.

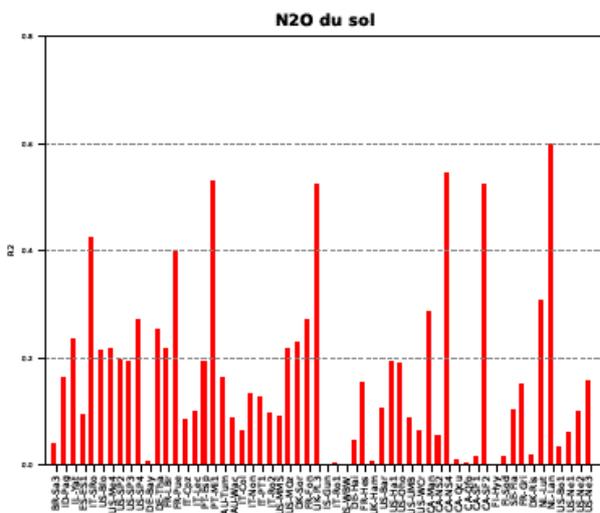


Figure a13 Corrélation sur chaque site entre les émissions journalières de NH_3 et la quantité de N_2O dans le sol.

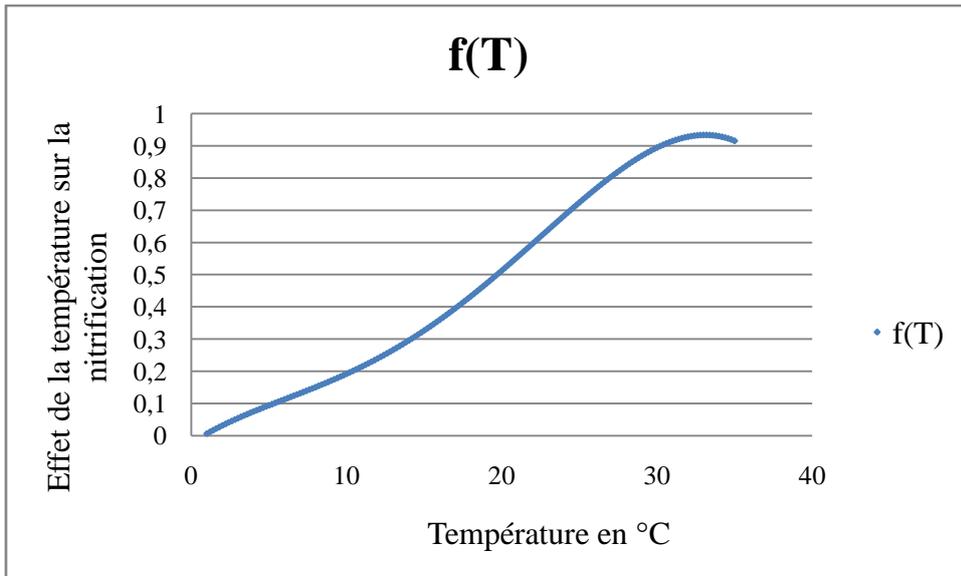


Figure a14 Graphique de l'équation 12 : effet de la température sur la nitrification en fonction de la température

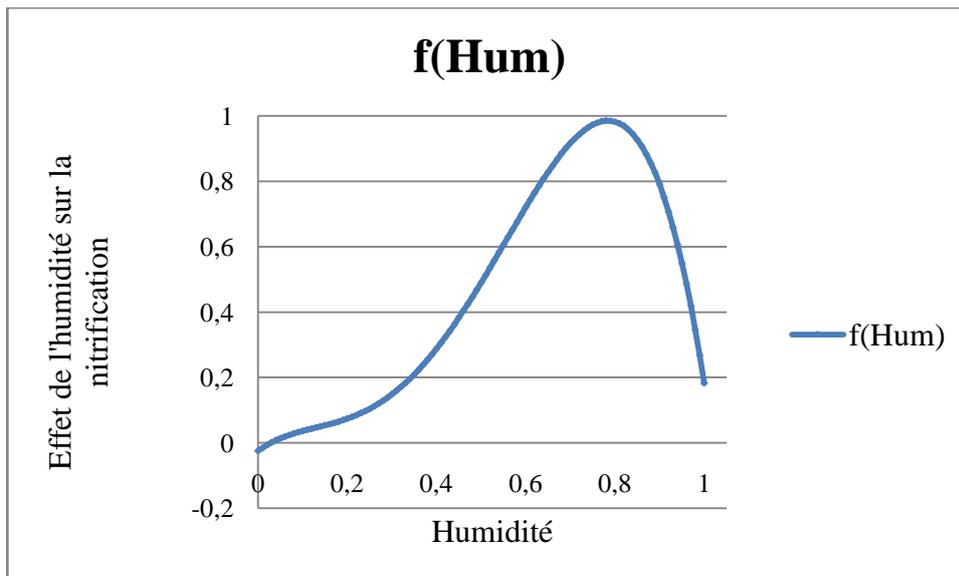


Figure a15 Graphique de l'équation 13 : effet de l'humidité sur la nitrification en fonction de l'humidité