

# **ETUDE DE L'EFFET DE LA RÉDUCTION DU TRAVAIL DU SOL SUR LES ÉMISSIONS DE N<sub>2</sub>O ET ANALYSE DE LA VARIABILITÉ SPATIALE EN CHAMP D'ESSAIS**

**ANTOINE ANDRE**

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE  
MASTER BIOINGENIEUR EN SCIENCES ET TECHNOLOGIES DE L'ENVIRONNEMENT**

**ANNEE ACADEMIQUE 2022-2023**

**PROMOTEUR: BERNARD HEINESCH**



© Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique<sup>1</sup> de Gembloux Agro-Bio Tech.

Le présent document n'engage que son auteur.

---

<sup>1</sup> Dans ce cas, l'autorité académique est représentée par le(s) promoteur(s) membre du personnel(s) enseignant de GxABT.

# **ETUDE DE L'EFFET DE LA RÉDUCTION DU TRAVAIL DU SOL SUR LES ÉMISSIONS DE N<sub>2</sub>O ET ANALYSE DE LA VARIABILITÉ SPATIALE EN CHAMP D'ESSAIS**

**ANTOINE ANDRE**

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE  
MASTER BIOINGENIEUR EN SCIENCES ET TECHNOLOGIES DE L'ENVIRONNEMENT**

**ANNEE ACADEMIQUE 2022-2023**

**PROMOTEUR: BERNARD HEINESCH**

Biosystems Dynamics and Exchanges (BIODYNE)  
University of Liege – Gembloux Agro-Bio Tech  
2 Passage des Déportés, 5030 Gembloux

## **REMERCIEMENTS**

Je tiens à remercier François pour son suivi, son investissement et sa disponibilité. Merci pour ton excellent encadrement.

Je tiens aussi à remercier tous les membres du service pour leur accueil chaleureux qui facilite l'intégration. Je remercie particulièrement Henri et Gaëtan pour leur soutien technique et leur immense disponibilité.

Je remercie l'équipe de la ferme expérimentale qui était également très disponible et à l'écoute, c'est un plaisir de travailler avec eux.

Je remercie Joost et Cédric pour leur prêt de matériel ainsi que Jeroen Meersmans pour son aide précieuse sur la variabilité spatiale.

Je remercie naturellement Mr Heinesch pour ses conseils toujours très pertinents.

Je remercie enfin ma famille et mes proches pour leur soutien et particulièrement ma maman pour sa relecture attentive

## RÉSUMÉ

Le N<sub>2</sub>O est un gaz à effet de serre puissant principalement produit par l'agriculture. De nombreuses études ont montré que certaines stratégies mises en place pour augmenter le stockage du carbone dans le sol, notamment la réduction du travail du sol, peuvent également augmenter les émissions de N<sub>2</sub>O. Compte tenu de l'incertitude à long terme associée à l'effet de la réduction du travail du sol sur les émissions de N<sub>2</sub>O, des travaux de recherche sont encore nécessaires. Cette étude vise à évaluer les émissions de N<sub>2</sub>O en grandes cultures et de l'effet du travail du sol sur celles-ci après 15 ans d'essai.

Un des objectifs de ce travail est de comparer l'effet sur les émissions de N<sub>2</sub>O de deux modalités de travail du sol : le labour conventionnel (CT) et le travail du sol réduit (RT). La différenciation entre ces deux modalités de l'effet des facteurs explicatifs des émissions est aussi investiguée. L'autre objectif est l'étude de la variabilité spatiale des flux de N<sub>2</sub>O dans le but d'évaluer l'efficacité d'un dispositif de mesure automatique des flux préexistant. Dans cette perspective, les variabilités spatiales entre les 16 parcelles d'un champ d'essai (depuis 2008) et au sein d'une parcelle sont examinées.

Le dispositif préexistant est constitué de chambres de mesure automatique qui récoltent des données durant toute la saison de végétation, à raison d'une mesure par demi-heure, sur une parcelle par modalité. Les variabilités spatiales interparcelle et intraparcelle sont étudiées à l'aide de chambres manuelles qui sont, quant à elles, installées sur toutes les parcelles. Afin d'analyser l'effet des facteurs d'émissions du N<sub>2</sub>O, des données pédoclimatiques sont enregistrées en continu durant la campagne de mesure. Un suivi des propriétés chimiques du sol (notamment de l'azote minéral) et de la biomasse est aussi effectué.

Le dispositif automatique de mesure s'est révélé être représentatif des deux parcelles sur lesquelles il se trouve, mais ces parcelles n'étaient pas représentatives de tout l'essai. Les flux moyens de N<sub>2</sub>O sur toute la période de mesure étaient plus élevés sur RT ( $25,1 \pm 17,7 \text{ ngN}_{\text{N}_2\text{O}} \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ) que sur CT ( $11,0 \pm 5,53 \text{ ngN}_{\text{N}_2\text{O}} \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ). Néanmoins, la différence de moyenne n'est pas significative ( $p\text{-value} = 0,121$ ). La campagne de mesure se découpe en période avec des comportements différents d'émissions de N<sub>2</sub>O. Pour une période de pic d'émission et pour les émissions de fond, la différence des émissions moyennes est significative. Les facteurs explicatifs principaux des émissions sont la teneur en eau et la teneur en oxygène du sol, bien que la modalité RT comporte plus de facteurs explicatifs que CT (température du sol et rayonnement en plus).

Pour de futures études, il serait judicieux d'étendre le dispositif automatique des mesures des flux aux autres parcelles de l'essai pour gagner en robustesse lors des tests statistiques de comparaison des modalités.

## ABSTRACT

N<sub>2</sub>O is a powerful greenhouse gas produced mainly by agriculture. Numerous studies have shown that certain strategies implemented to increase carbon storage in the soil, especially reduced tillage, can also increase N<sub>2</sub>O emissions. Given the long-term uncertainty associated with the effect of reduced tillage on N<sub>2</sub>O emissions, further research is required. The aim of this study is to assess N<sub>2</sub>O emissions in field crops and the effect of tillage on them after 15 years of trials.

One of the aims of this work is to compare the effect on N<sub>2</sub>O emissions of two tillage methods: conventional tillage (CT) and reduced tillage (RT). The differentiation between these two methods, in terms of factors effects explaining N<sub>2</sub>O emissions, is also investigated. The other objective is to study the spatial variability of N<sub>2</sub>O fluxes in order to assess the effectiveness of a pre-existing automatic flux measurement system. To this end, the spatial variabilities between the 16 plots from a field trial (since 2008) and within a plot were examined.

The pre-existing system consists of automatic measuring chambers that collect data throughout the growing season, at a rate of one measurement per half-hour, on one plot per modality. Inter- and intra-plot spatial variabilities are studied using manual chambers set up on every plot. In order to analyse the effect of N<sub>2</sub>O emission factors, soil and climate data are recorded continuously during the measurement campaign. The chemical properties of the soil (particularly mineral nitrogen) and the biomass are also monitored.

The automatic measurement systems proved to be representative of the plots on which it was installed, but these plots were not representative of the entire trial. Average N<sub>2</sub>O fluxes over the entire measurement period were higher on RT ( $25.1 \pm 17.7 \text{ ngN}_{\text{N}_2\text{O}} \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ) than on CT ( $11.0 \pm 5.53 \text{ ngN}_{\text{N}_2\text{O}} \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ). However, the difference in mean values was not significant ( $p\text{-value} = 0,121$ ). The measurement campaign was divided into periods with different N<sub>2</sub>O emission behaviours. For a period of peak emissions and for background emissions, the mean emissions difference is significant. The main factors explaining emissions are soil water and oxygen contents, although RT modality includes more explanatory factors than CT (soil temperature and radiation in addition).

Future studies should consider extending the scope of the automatic chambers system to the other repetitions plots in order to increase the robustness of the statistical tests while comparing both modalities.

# TABLE DES MATIÈRES

Remerciements.....	I
Résumé.....	II
Abstract.....	III
Table des matières.....	IV
Table des figures.....	VI
Table des tables.....	VII
Préface.....	VIII
1. Introduction.....	1
1.1. Contexte.....	1
1.2. Objectifs.....	2
1.2.1. Evaluation du dispositif.....	2
1.2.2. Comparaison des modalités.....	3
1.3. Etat de l'art.....	4
1.3.1. Rappels théoriques.....	4
1.3.2. Effets de drivers sur les flux.....	4
1.3.3. Différences entre RT et CT.....	6
1.3.4. Variabilité spatiale des flux de N <sub>2</sub> O.....	7
2. Matériel et méthodes.....	9
2.1. Site et opérations culturales.....	9
2.2. Acquisition des données.....	11
2.2.1. Mesures du N <sub>2</sub> O.....	11
2.2.2. Mesures ancillaires.....	14
2.3. Traitements des données.....	16
2.4. Analyse des données.....	17
2.4.1. Dépendance spatiale.....	17
2.4.2. Comparaison des moyennes.....	18
2.4.3. Drivers.....	19
3. Résultats.....	20
3.1. Evaluation du dispositif.....	20
3.1.1. Représentativité des parcelles.....	20
3.1.2. Disposition et taille des chambres.....	21
3.2. Comparaison RT/CT.....	25



3.2.1. Comparaison des moyennes N <sub>2</sub> O.....	25
3.2.2. Comparaison variables ancillaires .....	27
3.2.3. Effet des drivers .....	31
4. Discussion .....	36
4.1. Evaluation du dispositif.....	36
4.1.1. Représentativité des parcelles .....	36
4.1.2. Disposition des chambres .....	36
4.2. Comparaison RT/CT .....	39
4.2.1. Comparaison des moyennes N <sub>2</sub> O.....	39
4.2.2. Effet des drivers .....	41
5. Contribution personnelle.....	43
6. Conclusion et perspectives.....	44
Bibliographie.....	46
Annexes.....	54

## TABLE DES FIGURES

Figure 2.1 - Schéma général de l'essai SolRésidus durant l'expérimentation. Les carrés vides représentent la position des armoires à proximité des chambres installées sur P7 et P12.....	9
Figure 2.2 - Schéma d'une parcelle avec chambres à fermeture automatisée et zones de prélèvement de sol. Dispositif identique sur les parcelles P07 et P12.....	11
Figure 2.3 - Chambre de mesure à fermeture automatisée. Photo : François Boland.....	12
Figure 2.4 - Représentation schématique du circuit d'air complet du dispositif de mesure automatisé. ....	13
Figure 2.5 : Disposition des petites chambres au sein d'un groupe de 9 .....	14
Figure 3.1 : Valeurs moyennes par parcelle et par date pour les grandes chambres manuelles .....	20
Figure 3.2 : Semivariogrammes pour RT.....	21
Figure 3.3 : Semivariogrammes pour CT.....	22
Figure 3.4 : Evolution de l'écart-type en fonction de la surface en rééchantillonnant les mesures des petites chambres .....	22
Figure 3.5 : Mise en perspective des flux manuels par rapport aux flux automatiques.....	24
Figure 3.6 : Quantités d'eau reçue par les parcelles .....	25
Figure 3.7 : Flux mesurés par les chambres automatiques avec séparation en périodes d'intérêt.....	25
Figure 3.8 : Evolution des variables météorologiques et qui concernent le sol.....	27
Figure 3.9 : Evolution de la biomasse.....	28
Figure 3.10 : Evolution du taux de nitrate .....	29
Figure 3.11 : Evolution du taux d'ammonium.....	29
Figure 3.12 : Valeur SHAP pour CT en période de <i>background</i> .....	33
Figure 3.13 : Valeur SHAP pour CT en période de pic .....	34
Figure 3.14 : Valeur SHAP pour RT en période de <i>background</i> .....	35
Figure 3.15 : SHAP <i>values</i> pour RT en période de pic.....	35
Figure 4.1 : Variogrammes théoriques de diverses formes.....	37

## TABLE DES TABLES

Table 2.1 - Succession des opérations culturales sur l'essai SOLRÉSIDUS à partir de la récolte de la culture précédente (froment d'hiver, 2022). .....	10
Table 3.1 : Moyennes et écart-type des différents types de chambres pour le 11/06 et 23/06 .....	23
Table 3.2 : Moyennes par période pour les deux modalités.....	26
Table 3.3 : Statistiques descriptives et test d'égalité des moyennes pour les analyses de sol pour les deux parcelles automatiques .....	30
Table 3.4 : Statistiques descriptives et test d'égalité des moyennes pour les analyses de sol pour tout l'essai .....	31
Table 3.5 : Corrélations partielles pour les différentes périodes d'intérêt sur CT .....	32
Table 3.6 : Corrélations partielles pour les différentes périodes d'intérêt sur RT .....	32

## **PRÉFACE**

Ce TFE s'inscrit dans le cadre de la thèse en cours de François Boland dont l'objectif est d'étudier l'effet à long terme de la réduction du travail du sol sur les émissions de N<sub>2</sub>O. Depuis 2015, un dispositif de mesures des émissions de N<sub>2</sub>O est installé sur l'essai SolRésidus (2008) de la ferme expérimentale de Gembloux Agro-Bio Tech pour comparer deux modalités de travail du sol, conventionnel et réduit. L'étude présentée dans ce travail bénéficie, d'une part, de l'expertise des différents acteurs qui ont été actifs sur cet essai, notamment Margaux Lognoul (Thèse 2019) et Matthieu Deslespesse (TFE 2021), et d'autre part, de la collaboration avec Guillaume Goisse dont le TFE porte sur la « caractérisation de l'impact du travail du sol sur la dynamique des processus microbiologiques responsables d'émissions de n<sub>2</sub>o en champ d'essai ». Ainsi, les parties qui concernent la description générale du site et des dispositifs de mesure (§2.1 et §2.2 excepté §2.2.1.2) de ce travail sont tirées de Deslespesse et al. (2021) avec le consentement des auteurs. Enfin, une partie du traitement des données (§2.3 et une partie du §3.2.1 et du §3.2.2) ainsi que cette préface ont été faites de manière commune avec Guillaume et sont identiques dans les deux manuscrits.

# 1. INTRODUCTION

## 1.1. Contexte

Le projet s'inscrit dans le cadre de la compréhension des causes du changement climatique. Le N<sub>2</sub>O est le troisième gaz à effet de serre en termes de pouvoir de réchauffement du climat. Bien qu'il soit produit en moindres quantités que le CO<sub>2</sub> et le CH<sub>4</sub>, il a un pouvoir de réchauffement 300 fois supérieur à celui du CO<sub>2</sub> (Ciais et al., 2013). La production anthropogénique du N<sub>2</sub>O est supérieure à sa production naturelle et parmi les sources humaines, l'agriculture est la principale (Smith et al., 2007). Les pratiques agricoles influencent les quantités d'émissions de N<sub>2</sub>O par l'agriculture. Parmi celles-ci, le labour fait l'objet d'une attention particulière. L'utilisation ou non du labour et la manière dont le sol est travaillé a une influence spécifique sur les émissions de N<sub>2</sub>O (Shakoor et al., 2021 ; van Kessel et al., 2013 et Yue et al., 2023). L'expérimentation mise en place dans cette étude vise à comparer les émissions de N<sub>2</sub>O sur des parcelles labourées et sur des parcelles avec travail du sol réduit. Pour ce faire, un dispositif de mesure en continu des émissions a été mis en place sur les deux types de parcelles. Néanmoins, diverses études des émissions menées sur cet essai (Lognoul et al., 2017 et Delespesse et al., 2021) ont montré une variabilité spatiale importante associée aux émissions de N<sub>2</sub>O, limitant la comparaison statistique entre modalités. Cette variabilité est connue de la littérature et s'exprime à différentes échelles, de celle des agrégats à celle du paysage (Hénault et al., 2012). Ce sont les échelles du champ (1.7 ha) et de la parcelle d'essai (4.5 ares) qui sont intéressantes pour cette étude. En effet, elles permettent d'étudier, d'une part, la représentativité des parcelles vis-à-vis de tout l'essai et, d'autre part, l'effet de la variabilité sur les mesures au sein de la parcelle. Le dispositif utilisé lors des études précédentes sur cet essai n'était déployé que sur une parcelle par répétition et n'utilisait que 8 chambres par parcelle. Dans cette étude, l'exploration de toutes les parcelles de l'essai via des mesures ponctuelles vise à augmenter le nombre de répétitions par modalité et à améliorer la certitude des conclusions statistiques. Tandis que l'étude approfondie de la variabilité au sein d'une parcelle tente de quantifier la précision et les biais associés au dispositif déjà présent sur l'essai.

## 1.2. Objectifs

Il y a deux objectifs principaux dans cette étude : l'évaluation du dispositif de mesure automatique préexistant au regard de la variabilité spatiale des flux de N<sub>2</sub>O et la comparaison des modalités RT et CT sur base des données mesurées. Ces deux objectifs sont intimement liés puisque la majorité des données mesurées proviennent du dispositif automatique.

### 1.2.1. Evaluation du dispositif

Le premier objectif se décline en deux sous-objectifs.

Le premier sous-objectif est l'évaluation de la représentativité des deux parcelles sur lesquelles est disposé le dispositif automatique de mesure par rapport à l'ensemble de l'essai. Pour répondre à cet objectif, des mesures manuelles vont être effectuées sur toutes les parcelles de l'essai qui appliquent les modalités rencontrées sur les parcelles automatiques. L'égalité des moyennes des flux et des variables ancillaires entre les parcelles sera ensuite testée pour voir s'il existe des variations significatives entre celles-ci. L'originalité de cet objectif réside dans le fait qu'aucune campagne de ce genre n'a encore été menée sur cet essai.

Le deuxième sous-objectif est de déterminer si les mesures de flux effectuées par le dispositif automatique sont représentatives des parcelles sur lesquelles il se trouve. Pour ce faire, les mesures effectuées par trois types de chambres différents sur ces parcelles sont comparées. Ces trois types correspondent aux chambres automatiques (3.1 dm<sup>2</sup>) plus deux autres types de chambres manuelles, des petites (0.50 dm<sup>2</sup>) et des grandes (15 dm<sup>2</sup>). Ensuite, la variabilité au sein des parcelles sera analysée à l'aide des petites chambres manuelles. Ces petites chambres doivent essentiellement servir à mettre en évidence une potentielle dépendance spatiale des émissions de N<sub>2</sub>O. S'il y a de la dépendance spatiale, alors les effets de la taille et de la position des chambres automatiques sur la précision et l'exactitude des mesures seront évalués par simulation informatique. S'il n'y a pas de dépendance spatiale, seul l'effet de la taille des chambres sera évalué. En effet, en l'absence de dépendance spatiale, la position des chambres n'a pas d'importance puisqu'il n'existe pas de lien entre la distance qui les sépare et la proximité des valeurs qu'elles mesurent. L'originalité du sous-objectif est double. D'abord, aucune étude de la variabilité spatiale à l'échelle de la parcelle n'a encore été menée sur cet essai. Ensuite, l'utilisation de données sur la dépendance spatiale pour simuler différents dispositifs de mesure est rare dans la littérature. Sherrill (2022) l'a fait, mais l'étude ne portait pas sur la taille des chambres (uniquement sur leur nombre et disposition) et était faite à l'échelle d'un champ d'un hectare. Smith et al. (1994) ont aussi utilisé la technique pour simuler la variabilité associée à une chambre de grande taille (62 m<sup>2</sup>) à partir de plus petites (0.13 m<sup>2</sup>). Mais encore une fois, l'échelle n'est pas la même que dans cette étude et l'objectif n'était pas chez eux d'améliorer un dispositif de mesure. A la connaissance de l'auteur, il n'existe pas d'étude qui utilise des données de dépendance spatiale pour évaluer et tenter d'améliorer un dispositif de mesure en jouant à la fois sur la taille des chambres et sur leur disposition. Or, de pareilles études pourraient être très utiles lors de la mise en place de dispositifs de mesure automatiques destinés à rester longtemps sur la parcelle (toute la saison et plusieurs saisons d'affilée).

### 1.2.2. Comparaison des modalités

Ici encore, l'objectif est divisé en deux sous-objectifs.

Le premier est la comparaison des flux de N<sub>2</sub>O mesurés à l'aide des chambres automatiques sur les deux parcelles où elles se trouvent et à l'aide des grandes chambres manuelles pour l'ensemble des parcelles de l'essai. L'ensemble de la campagne de mesure (du 26 mai au 29 juin) sera divisée en périodes d'intérêt qui présentent des comportements différents en termes d'émission de N<sub>2</sub>O. Les deux comportements différents observés sont : des pics d'émissions avec des flux très intenses et des émissions de fond (*background*) avec des flux faibles et stables. L'originalité de ce sous-objectif appliqué à cet essai est qu'il va explorer toutes les parcelles de l'essai. Jusqu'ici les études réalisées sur cet essai n'utilisaient que le dispositif automatique et les flux de N<sub>2</sub>O n'avaient jamais été mesurés sur les autres parcelles de l'essai.

Le second concerne l'étude des drivers des flux de N<sub>2</sub>O. Plus exactement, le but est d'observer s'il existe des différences dans l'effet des drivers sur les émissions en fonction de la modalité. Pour ce faire, deux méthodes statistiques ont été employées : la corrélation partielle et la valeur SHAP. Toutes deux permettent d'évaluer quantitativement l'effet des drivers sur les émissions. Néanmoins, la première est plus simple, mais met seulement en évidence des relations linéaires entre drivers et flux. La seconde, en revanche, est plus complexe à mettre en place, car elle nécessite de passer par un modèle prédictif des flux (ici un Random Forest), mais elle permet d'évaluer l'impact des drivers même pour des relations non linéaires avec les flux. L'originalité de ce sous-objectif tient au fait qu'il compare l'effet des drivers selon la modalité là où la majorité des études évaluent l'effet des drivers indépendamment de la modalité.

## 1.3. Etat de l'art

### 1.3.1. Rappels théoriques

#### 1.3.1.1. Processus de production du N<sub>2</sub>O

Deux processus microbiens sont principalement à l'origine de la production de N<sub>2</sub>O dans le sol, il s'agit de la nitrification et de la dénitrification. La nitrification est un processus bactérien aérobie de transformation de l'ammoniaque en nitrate, l'oxydation de l'ammoniaque apporte l'énergie nécessaire au développement de ces bactéries autotrophes. Cette transformation se fait en deux étapes avec, d'abord, une transformation de l'ammoniaque en nitrite puis, ensuite, une transformation du nitrite en nitrate. C'est au cours de la première étape que le N<sub>2</sub>O est produit, il s'agit en réalité d'un sous-produit de la réaction. La dénitrification est un processus bactérien anaérobie de transformation du nitrate en diazote. Il y a plusieurs étapes à ce processus, le nitrate est d'abord transformé en nitrite, lui-même transformé en monoxyde d'azote, qui est ensuite transformé en protoxyde d'azote et c'est finalement le protoxyde d'azote qui devient du diazote lors de la dernière étape du processus. Ici, et contrairement à la nitrification, le N<sub>2</sub>O est le produit direct d'une des étapes du processus (Paul, 2007).

#### 1.3.1.2. Définition d'un flux dans le cadre d'une mesure en chambre

Une chambre est constituée d'un collier enfoncé dans le sol afin d'assurer une certaine herméticité et d'un couvercle. Lorsque le couvercle est placé sur le collier, la concentration en gaz augmente au sein de la chambre. La concentration est alors mesurée à intervalles réguliers. Le flux peut être retrouvé à partir de l'évolution temporelle de la concentration, il s'agit de la dérivée première de cette évolution temporelle au temps zéro (Venterea et al., 2020) :

$$f_0 = \frac{V}{S} \frac{dC(t)}{dt} \Big|_{t=0}$$

où  $f_0$  est le flux,  $V$  est le volume de la chambre et du circuit pneumatique associé, et  $S$  la surface du sol couverte par la chambre.

### 1.3.2. Effets de drivers sur les flux

#### 1.3.2.1. Carbone organique

Un taux de carbone élevé tend à faire augmenter les émissions de N<sub>2</sub>O. En effet, le carbone joue le rôle de substrat pour les bactéries effectuant la dénitrification hétérotrophe (Mitchell et al., 2013 et Qiu et al., 2015). De plus, ce haut taux de carbone stimule aussi le développement des bactéries hétérotrophes aérobies qui consomment de l'oxygène (Harrison-Kirk et al., 2013). Or, la diminution du taux d'oxygène est nécessaire à l'obtention de conditions anoxiques dans lesquelles se déroule la dénitrification (Parkin et Tiedje, 1984). La minéralisation de la matière organique peut aussi libérer de l'azote minéral qui est nécessaire à la production de N<sub>2</sub>O. Néanmoins, la minéralisation est contrôlée par la qualité de la matière organique et le ratio C :N. Ainsi, Huang et al. (2004) montrent



une anticorrélation entre les émissions de N<sub>2</sub>O et le C :N. Malgré cet effet du C :N sur les émissions, Chen et al. (2013) ont tenté sans succès de déterminer un C :N de résidus ajoutés qui feraient baisser les émissions. En outre, Toma and Hatano (2007) ont montré qu'il existait une anticorrélation entre le facteur d'émissions N<sub>2</sub>O des résidus ajoutés et leur C :N. Ceci montre bien que l'azote provenant d'une matière organique moins riche en azote se transforme moins facilement en N<sub>2</sub>O.

#### 1.3.2.2. Azote

L'azote minéral est le substrat nécessaire à la production de N<sub>2</sub>O. Dès lors, une teneur plus élevée en NH<sub>4</sub><sup>+</sup> ou en NO<sub>3</sub><sup>-</sup> provoquera des flux de N<sub>2</sub>O accrus. Avrahami et al. (2002) ont montré que les flux de N<sub>2</sub>O augmentaient avec la concentration d'ammonium dans le sol. Ruser et al. (2001) montrent une relation linéaire entre les émissions moyennes de N<sub>2</sub>O et le taux de nitrate. Cet effet linéaire est aussi valable pour la quantité d'engrais apportés comme l'ont confirmé Zebrath et al. (2008). Outre son effet sur les émissions, Senbayram et al. (2012) ont aussi démontré qu'un plus grand taux de nitrate augmente le ratio N<sub>2</sub>O/(N<sub>2</sub>O+N<sub>2</sub>).

#### 1.3.2.3. pH

La diminution du pH a un effet positif sur les émissions de N<sub>2</sub>O. Cet effet est surtout lié au processus de dénitrification. En effet, la dernière étape du processus qui est la transformation du N<sub>2</sub>O en N<sub>2</sub> est inhibée par une acidité plus forte. Pan et al. 2012 montrent ainsi que, le N<sub>2</sub>O s'accumule lorsque le pH est de 6 ou 6.5, mais ce n'est plus le cas pour des pH de 7 ou plus. Van den Heuvel et al. (2011) montrent quant à eux qu'un pH de 5 est optimal pour la production de N<sub>2</sub>O par dénitrification. Russenes et al. (2016) observent directement cet effet sur le terrain, avec une augmentation de la production de N<sub>2</sub>O au fur et à mesure que le pH descend.

#### 1.3.2.4. Humidité du sol et teneur en oxygène

La disponibilité en oxygène dans le sol joue un rôle important dans le contrôle des mécanismes de production de N<sub>2</sub>O. Les bactéries pratiquant la dénitrification sont anaérobies et sont actives quand les teneurs en oxygène sont faibles et qu'il est plus probable de voir se développer des zones anaérobies dans le sol. Parkin et Tiedje (1984) observent par exemple une multiplication par deux à quatre du taux de dénitrification lorsque la teneur en oxygène passait de 20 à 5%. Par contre, les bactéries nitrifiantes sont aérobies et se développent mieux quand les taux d'oxygène du sol sont élevés (Greenwood, 1962).

Les teneurs en eau sont liées aux émissions de N<sub>2</sub>O, notamment via la disponibilité en oxygène. En effet, la diffusivité des gaz au sein de l'eau est beaucoup plus faible que dans l'air. Dès lors, quand les pores du sol commencent à se remplir d'eau, les gaz diffusent de moins en moins à travers l'air et de plus en plus à travers l'eau, ralentissant ainsi leur déplacement (Moldrup et al., 2000). C'est donc le cas de l'oxygène qui est consommé par les microorganismes hétérotrophes aérobies. Il se renouvelle de plus en plus difficilement lorsque la teneur en eau augmente puisqu'il doit diffuser depuis l'atmosphère vers le sol à travers les pores. C'est aussi le cas du N<sub>2</sub>O qui s'évacue difficilement lorsque les teneurs en eau sont élevées et qui peut alors être transformé en N<sub>2</sub>

(dénitrification complète) avant d'avoir atteint l'atmosphère (Chapuis-Lardy et al., 2007). L'eau joue aussi un rôle important, car elle est nécessaire au développement de tous les microorganismes. Smith et al. (1998) et Harrison-Kirk et al. (2013) montrent tous deux une relation exponentielle entre l'espace poral rempli d'eau (WFPS) et les émissions de N<sub>2</sub>O.

#### 1.3.2.5. Température

La température du sol joue un rôle positif sur les émissions de N<sub>2</sub>O, car elle stimule l'activité des microorganismes, notamment ceux impliqués dans la nitrification et la dénitrification (Benoit et al., 2015). De plus, des températures élevées favorisent la minéralisation de la matière organique (Lloyd et Taylor, 1994) ce qui peut conduire à de la libération d'azote minéral et à la consommation d'oxygène qui aboutit à des conditions anoxiques. Smith et al. (1998) montrent que les émissions de N<sub>2</sub>O suivent un cycle journalier intimement lié à la température.

#### 1.3.3. Différences entre RT et CT

Les deux modalités de travail du sol rencontrées dans cette étude se différencient essentiellement par la structure du sol, la densité apparente et la distribution de la matière organique dans le profil. Dans RT, les agrégats sont plus gros et plus stables que sur CT (Chellappa et al., 2021). La distribution de la taille des pores est aussi affectée, il y a plus de pores de grande taille sur CT (Chervet et al., 2016). La densité apparente est généralement plus élevée sur RT que sur CT (Hill et al., 1985 ; Rhoton et al., 1993 et Chervet et al., 2016). Néanmoins, ce n'est pas toujours le cas, Chellappa et al. (2021), observent par exemple une densité plus élevée sur CT. Comme il n'y a pas de labour sur RT, la matière organique reste principalement dans les 10 premiers centimètres du sol (c'est-à-dire la profondeur sur laquelle le sol est travaillé) (Blanco-Canqui et Lal, 2008). Sur CT, la matière organique est redistribuée dans tout le profil par le labour. Le même principe s'applique à l'azote total.

Ces différences directement provoquées par le type de travail du sol entraînent d'autres différences dans les propriétés du sol. Ainsi, sur RT, les changements dans la distribution des pores et le plus haut taux de matière organique en surface vont permettre au sol de mieux retenir l'eau (Hill et al., 1985 et R.L. Hill, 1990). La différence de structure amène aussi une diffusivité des gaz plus élevée dans CT que dans RT pour la couche supérieure du sol (Chervet et al., 2016). Cette différence de diffusivité s'explique principalement par un volume de pores de diamètre > 100µm plus élevé sur CT. La plus forte teneur en matière organique sur RT peut aussi amener une augmentation du pH (Butterly et al., 2013 et Husson et al., 2018). La minéralisation du carbone et de l'azote organiques change aussi selon le type de travail du sol. Pour la couche supérieure du sol, Oorts et al. (2006) montrent un taux de minéralisation plus important sur RT dû à une présence accrue de particules de matière organique. Beare et al. (1994) montrent en revanche que le taux de minéralisation est plus faible en surface sur RT, car la matière organique est protégée au sein d'agrégats. (La minéralisation dans la couche supérieure du sol est importante, car c'est là que se déroule l'essentiel des réactions productrices de N<sub>2</sub>O.). Finalement, comme la quantité de matière organique est plus importante dans la couche supérieure pour RT, une minéralisation plus importante est attendue sur RT. Drury et al.

(1999) ont montré que la température était plus faible sur des parcelles non labourées que sur des parcelles en labour conventionnel.

Les différences observées entre CT et RT peuvent tour à tour expliquer des flux de N<sub>2</sub>O plus ou moins importants. Ainsi, les teneurs plus élevées en carbone et en azote dans la couche supérieure sur RT et la minéralisation qui s'y déroule peuvent expliquer des émissions plus élevées. Toujours sur RT, la meilleure rétention en eau et la moins bonne diffusivité des gaz dans le sol sont propices à la création de conditions anoxiques nécessaires à la dénitrification. Par contre, la température plus faible, le pH plus élevé et la minéralisation qui y est parfois plus faible tendent à diminuer les émissions par rapport à CT.

La littérature reflète bien ces effets antagonistes des propriétés de RT. En effet, si la littérature rapporte régulièrement un effet d'augmentation des émissions pour le non-labour (Shakor et al., 2021 et Huang et al., 2018), la question est plus délicate pour le travail du sol réduit. Il y existe des études qui montrent que RT produit plus de N<sub>2</sub>O que CT (Abdalla et al., 2013 ; D'Haene et al., 2008 et Lognoul et al., 2017), tandis que d'autres ne mettent pas en évidence de différence entre les deux (Mei et al., 2018 et Guenet et al., 2021). Certaines études tendent à montrer que les émissions sont plus grandes sur une parcelle récemment convertie au travail réduit du sol. Alors qu'à long terme, la différence d'émission s'efface, voir s'inverse (van Kessel et al., 2013).

#### 1.3.4. Variabilité spatiale des flux de N<sub>2</sub>O

##### 1.3.4.1. Caractéristiques de la variabilité spatiale des flux

La variabilité spatiale des émissions de N<sub>2</sub>O se manifeste à plusieurs échelles (Hénault et al., 2012 ; Groffman et al., 2009 et Giles et al., 2012). D'abord, à l'échelle des agrégats de sol, qui peuvent constituer des microsites aux propriétés variées. Notamment, les conditions d'humidité et d'oxygénation peuvent être fort différentes au sein d'un agrégat où la porosité est beaucoup plus petite. Sexstone et al. (1985), montrent par exemple des teneurs fort différentes en oxygène au sein des agrégats. Il peut aussi, à cette échelle, y avoir des microsites construits autour d'un résidu de culture qui présenteront donc des teneurs en carbone et en azote très élevées et qui retiendront très bien l'eau. Parkin et al. (1987), montrent d'ailleurs qu'une petite portion d'agrégat peut contenir l'essentiel de la production de N<sub>2</sub>O par dénitrification.

Ces variations dans les propriétés de sol à l'échelle des agrégats sont responsables de l'apparition de hotspots (Kuzyakov et Blagodatskaya, 2015) qui expliquent les différences parfois très élevées d'émissions entre deux chambres proches. Ambus et Christensen (1993) mettent en évidence la présence de ces hotspots et proposent pour ceux-ci deux origines liées à ce qui a été dit plus haut : une origine organique et l'autre structurale. Ball et al. (2000) ont aussi investigué l'origine des variations dans les émissions de N<sub>2</sub>O à l'échelle submétrique. Ils ont notamment trouvé un lien entre les flux de N<sub>2</sub>O et la distance par rapport aux résidus de paille. Leur étude montre aussi une relation entre les flux et la pénétrabilité du sol, la perméabilité à l'air, les teneurs en azote minéral et le contenu en carbone dissout à l'échelle submétrique. Dans leur étude, van den Heuvel et al. (2009) confirment que les valeurs élevées mesurées par chambre proviennent d'une petite portion de la surface mesurée.

Il y a aussi de la variabilité à l'échelle du paysage et du champ où des hotspots de production sont de nouveau remarqués. Ces hotspots sont liés à la topographie qui permet l'émergence de zones plus humides ou qui possèdent des textures ou des teneurs en matière organique différentes (Groffman et al., 2009). Ball et al. (1997) ont par exemple montré que des dépressions humides dans la pente pouvaient être responsables de hotspots. D'autres études montrent quant à elles une production plus importante en bas de pente dans des zones d'accumulation en eau et en nutriment (Johnson et al., 2022 et Turner et al., 2016). Skiba et Ball (2006) ont aussi montré un effet du type de sol, avec des émissions plus importantes sur des sols bien drainés juste avant et juste après la fertilisation et des émissions plus importantes dans les sols avec mauvais drainage le reste du temps.

#### 1.3.4.2. Dépendance spatiale des flux

La dépendance spatiale des flux est essentiellement étudiée à l'échelle du paysage ou de champs de plusieurs hectares. La résolution spatiale des mesures utilisées pour étudier cette dépendance est de l'ordre du mètre ou de la dizaine de mètres. De nombreuses études montrent des ranges pour les semivariogrammes de l'ordre d'une ou plusieurs dizaines de mètres (Ambus et Christensen, 1994 ; Yanai et al., 2003 ; Roberston et al., 1988 ; Li et al., 2013 ; Wu et al., 2016 et Charteris et al., 2020). Les dépendances spatiales observées sont alors associées à la topographie ou à des zones où les propriétés du sol sont différentes (teneurs en nutriments, texture, drainage).

Avec une résolution inférieure au mètre, Ambus et Christensen (1994) montrent une dépendance spatiale avec un range de 0.8 et 0.5 m selon la distance entre les chambres. Les auteurs associent cette dépendance à l'apparition de zones anaérobies. En revanche, Clemens et al. (1999) qui ont aussi travaillé avec une résolution inférieure au mètre ne trouvent aucune dépendance spatiale à l'échelle submétrique. Les nuggets qui étaient d'environ 50% du sill chez Ambus et Christensen (1994) laissent aussi penser qu'une part importante de variabilité prenait place à une échelle inférieure à 10 cm.

## 2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

### 2.1. Site et opérations culturales

Cette expérimentation a été réalisée au sein de l'essai SolRésidus. Cet essai pluridisciplinaire a été mis en place en 2008 sur la ferme expérimentale de Gembloux Agro-Bio Tech. Il vise à étudier à court et moyen terme l'effet de différentes pratiques de travail du sol et de gestion des résidus de culture sur l'ensemble des paramètres physico-chimiques du sol, le développement de la culture, la vie microbienne du sol, les émissions de gaz à effet de serre et les bilans carbone et eau.

Le dispositif expérimental, représenté à la figure 2.1 est un carré latin composé de 16 parcelles comportant quatre modalités et quatre répétitions par modalité. Les deux modalités du facteur "travail du sol" sont labour réduit (RT) et labour conventionnel (CT) tandis que les deux modalités du facteur "gestion des résidus" sont l'incorporation (IN) et l'exportation des résidus (OUT). La modalité en labour conventionnel comporte un labour primaire (retournement sur 25 cm) et un labour secondaire sur une profondeur de 10 cm (passage d'une herse rotative pour la préparation du lit de semence), alors que le labour réduit ne comporte que le travail superficiel sur une profondeur de 10 cm. La gestion des résidus concerne les pailles provenant des cultures de froment une année sur deux, qui sont exportées ou non avant le labour primaire. Les quatre modalités du dispositif sont donc RT-IN, RT-OUT, CT-IN et CT-OUT. Pour plus d'informations, se référer à Hiel et al. (2018).

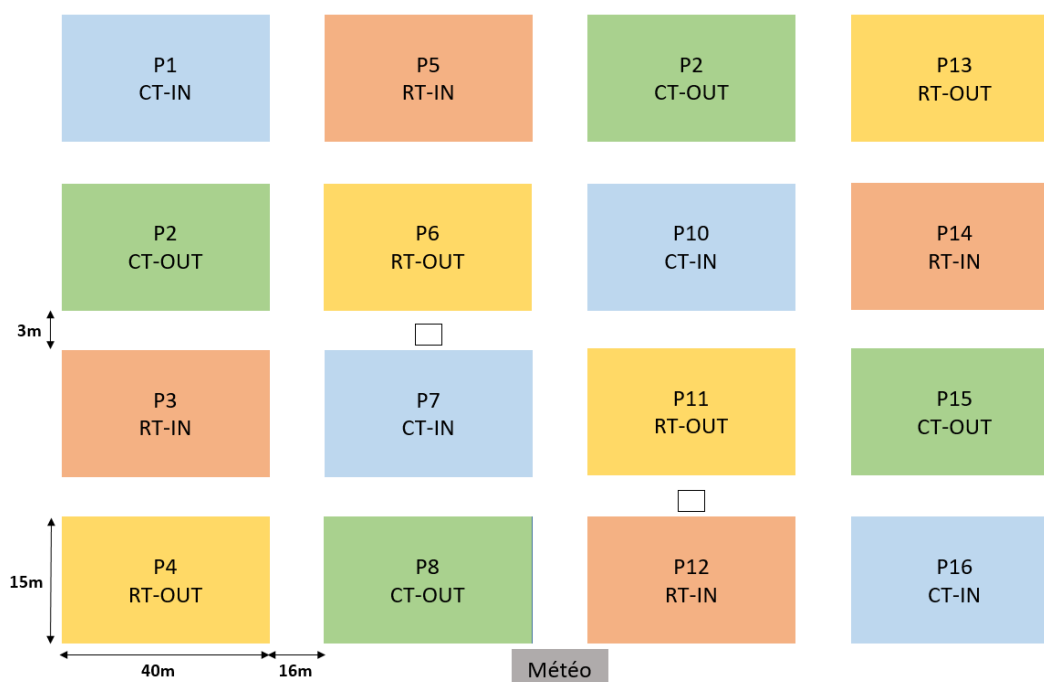


Figure 2.1 - Schéma général de l'essai SolRésidus durant l'expérimentation. Les carrés vides représentent la position des armoires à proximité des chambres installées sur P7 et P12

L'historique des cultures ayant été mises en place sur l'essai est le suivant : colza d'hiver (2009), froment d'hiver (2010, 2011, 2012), féverole (2013), froment d'hiver (2014), maïs (2015), froment d'hiver (2016), betterave sucrière (2017), froment d'hiver (2018), colza d'hiver (2019), maïs (2019), froment d'hiver (2020), betterave sucrière (2021), froment d'hiver (2022) et maïs (2023). Les opérations culturales qui concernent la période d'intérêt dans le cadre de cette étude sont présentées à la table 2.1.

<b>Date</b>	<b>Modalité</b>	<b>Opération</b>	<b>Détails</b>
11/08/2022	CT/RT	Déchaumage	
29/08/2022	CT/RT	Semis interculture	Moutarde phacélie : 10 kg.ha <sup>-1</sup>
18/01/2023	CT	Labour	Charrue 3 socs (25 cm)
01/03/2023	CT/RT	Dés herbage chimique	Herbicide systématique : U 46 M750 (0.118 kg.ha <sup>-1</sup> )
28/03/2023	CT/RT	Dés herbage chimique	Herbicide systématique : Stern 360 (1.5 kg.ha <sup>-1</sup> )
03/05/2023	CT/RT	Fertilisation solide	1000 kg/ha en 12N-9P-22K, composé solide au distributeur centrifuge
03/05/2023	CT/RT	Préparation lit de semence	Herse rotative, poussculteur, croskillette
17/05/2023	RT	Dés herbage chimique	Gestion repousses de vulpin sur RT
18/05/2023	CT/RT	Préparation lit de semence	Herse rotative, poussculteur
19/05/2023	CT/RT	Semis maïs	2 doses/ha (100 000 graines/ha), variété : Anovi Cs
22/05/2023 - 26/05/2023	P07/P12	Installation dispositif de mesure des flux	
06/06/2023	P07/P12	Arrosage	20 mm
20/06/2023	P07/P12	Arrosage	20 mm

Table 2.1 - Succession des opérations culturales sur l'essai SOLRÉSIDUS à partir de la récolte de la culture précédente (froment d'hiver, 2022).

Deux irrigations sur les parcelles P07 et P12 ont eu lieu afin de simuler un épisode de précipitations, aucune précipitation n'ayant eu lieu entre l'installation du dispositif (22 mai) et le 6 juin. La première irrigation a eu lieu le 6 juin et la deuxième le 20 juin. L'irrigation sur les parcelles P07 et P12 a concerné la zone couverte par les différents systèmes de mesure des flux ainsi que la zone dédiée à

l'échantillonnage de sol . 20 mm d'eau de distribution ont été arrosés pour chaque irrigation, en deux passages de 10 mm espacés d'au moins six heures. L'irrigation a été réalisée au moyen d'un tuyau équipé d'un pistolet d'arrosage (Gardena 18311-32) simulant au mieux la pluie. Le pistolet a été équipé d'un compteur volumique (Gardena 18350-20) permettant de contrôler le volume irrigué sur la surface voulue.

## 2.2. Acquisition des données

### 2.2.1. Mesures du N<sub>2</sub>O

#### 2.2.1.1. Dispositif automatique

Les mesures ont été effectuées sur deux parcelles parmi les 16 présentes sur l'essai : P07 (modalité CT-IN) et P12 (modalité RT-IN). Les concentrations et flux de N<sub>2</sub>O et CO<sub>2</sub> ont été mesurés sur ces deux parcelles au moyen de deux dispositifs de huit chambres de mesures à fermeture automatisée.

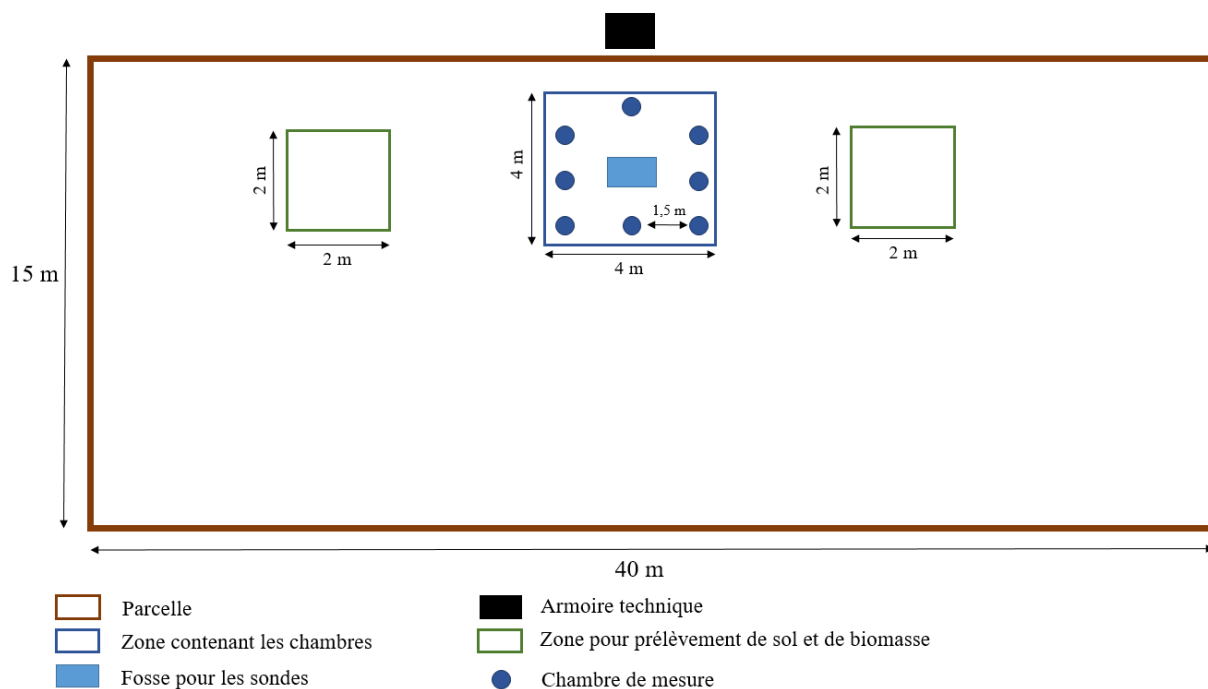


Figure 2.2 - Schéma d'une parcelle avec chambres à fermeture automatisée et zones de prélèvement de sol. Dispositif identique sur les parcelles P07 et P12.

Les chambres sont constituées d'un cylindre en PVC (hauteur : 14.5 cm et diamètre : 19.2 cm) équipé d'un couvercle motorisé permettant la fermeture hermétique de la chambre. Ces chambres seront appelées « chambres automatiques » dans le reste du document. Les chambres sont enfoncées de 3 cm dans le sol et installées dans l'inter rang des lignes de maïs. Elles forment un carré de 4 m x 4 m, et sont espacées d'environ 1,5 m (Figure 2.2). Un tube inséré latéralement permet l'équilibrage de la pression interne avec la pression atmosphérique et est dirigé perpendiculairement à la direction des vents dominants de façon à limiter l'effet Venturi (Suleau et al, 2009). Identiquement pour chaque chambre, deux tuyaux en polyéthylène (diamètre interne : 4 mm) permettent, d'une part, la prise de

l'échantillon d'air vers les analyseurs de gaz, et d'autre part, le retour de l'échantillon vers la chambre. La chambre et la tuyauterie associée constituent le circuit principal et la circulation de l'air dans ledit circuit est réalisée à l'aide d'une pompe à air (KNF, LABOPORT® N 86 KT.18, débit nominal 5,5 L/min). Celle-ci permet d'homogénéiser en permanence le circuit principal pendant la mesure de l'évolution de la concentration des gaz mesurés.

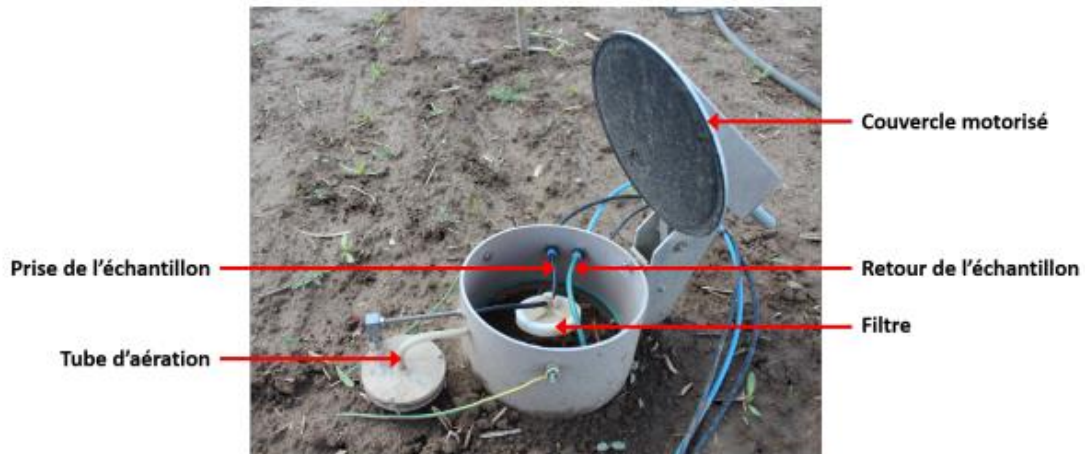


Figure 2.3 - Chambre de mesure à fermeture automatisée. Photo : François Boland.

L'analyseur  $N_2O$  (Thermo Scientific 46i, Waltham, USA) est installé dans une armoire électrique située en dehors de la parcelle de mesure. Il est connecté en parallèle au circuit d'air principal par l'intermédiaire d'un pot de mélange. L'analyseur  $N_2O$ , disposant d'une pompe interne d'un débit de 1L/min, prélève dans le circuit principal et renvoie le sous-échantillon d'air dans le pot de mélange. Le circuit d'air est représenté à la figure 2.4. L'appareil réalise une mesure moyenne toutes les 30 secondes. Pour réaliser une mesure de flux distincte par chambre, chacune est refermée tour à tour durant 26 minutes (série temporelle de 52 mesures) et un système d'électrovannes permet d'isoler les autres chambres ouvertes du circuit. Entre deux mesures de flux, le système est purgé durant 4 minutes avec toutes les chambres ouvertes. La mesure du flux des huit chambres constitue un cycle de 4 heures. L'acquisition et la commande du système sont réalisées par l'intermédiaire d'un datalogger (CR3000 Campbell Scientific, Logan, Utah, USA).



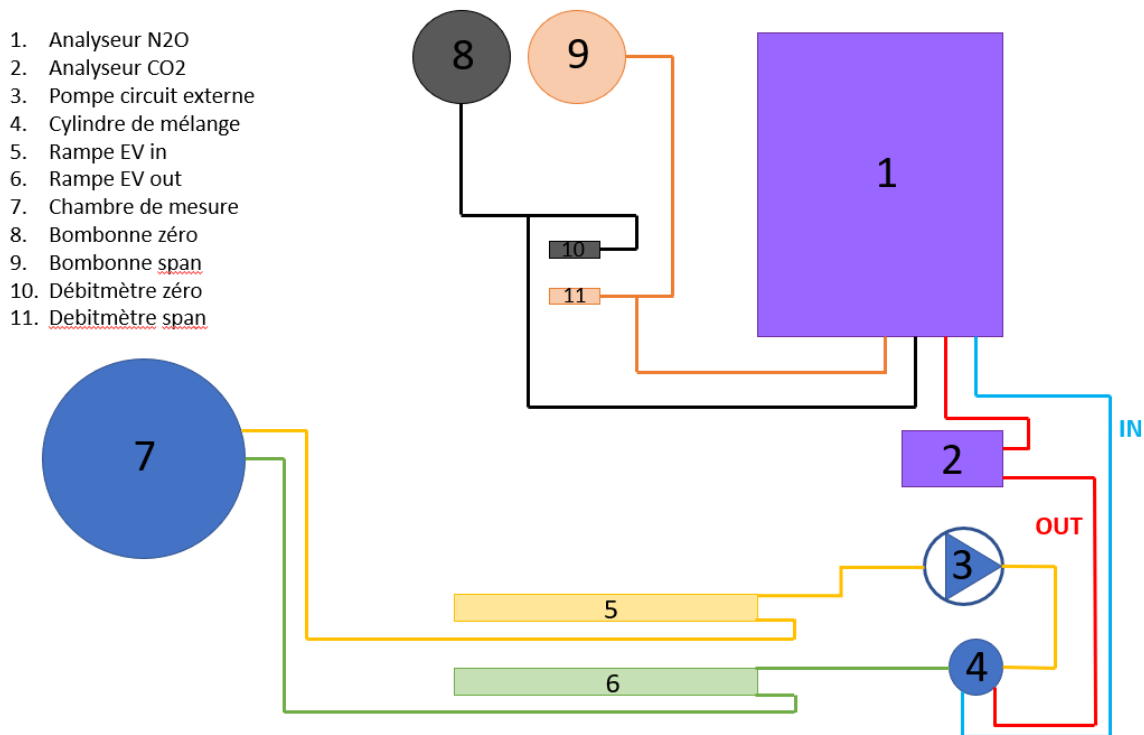


Figure 2.4 - Représentation schématique du circuit d'air complet du dispositif de mesure automatisé.

#### 2.2.1.2. Dispositifs manuels et dates de mesure

Afin d'évaluer la variabilité spatiale des flux, deux dispositifs de mesure manuels des émissions de gaz ont été utilisés. Le premier permet d'obtenir une mesure de flux sur les répétitions des parcelles RTin et CTin pour investiguer la variabilité interparcellaire. Les chambres utilisées dans ce dispositif seront appelées « grandes chambres » dans le reste du document. Elles sont construites à partir de colliers rectangulaires en inox d'une largeur de 30 cm, d'une longueur de 50 cm et d'une hauteur de 10 cm. Ces colliers ont été enfoncés de 3 cm dans le sol. Les colliers ont été disposés à raison de 4 colliers par parcelle. Les colliers ont été placés au sein d'un interrang de maïs, à intervalle régulier sur la longueur de la parcelle.

Pour la mesure des flux, un couvercle est ajusté sur le collier et un ventilateur intégré au couvercle permet d'homogénéiser les concentrations au sein de la chambre. Les concentrations croissantes de N2O sont mesurées à l'aide d'un analyseur portable. L'analyseur pompe directement l'air dans l'ensemble collier/couvercle puis l'y renvoie après la mesure. L'analyseur LI-7820 N2O/H2O Trace Gas Analyzer a été utilisé. Il a une précision de 0,40 ppb (moyenne sur 1s) et sa pompe interne a un débit nominal de 0,25 L/min en conditions standards.

Le deuxième dispositif vise à mieux comprendre la variabilité intra parcellaire. Pour ce faire, 54 petites chambres ont été disposées dans chacune des deux parcelles sur lesquelles le dispositif de mesure automatique se trouve. Les chambres utilisées dans ce dispositif seront appelées « petites chambres » dans le reste du document. Les colliers sont des cylindres de 8 cm de diamètre et de 10 cm de hauteur réalisés à partir de tuyaux PVC et sont enfoncés à 3 cm de profondeur dans le sol. Un couvercle est également ajusté sur les colliers lors de la mesure et le matériel de mesure utilisé est

identique au premier dispositif de mesures manuelles. Les chambres sont disposées en 6 groupes de 9 par parcelle. Le 5 juillet, les petites chambres ont été réorganisées, il y a alors 99 chambres sur RT et plus aucune sur CT.

L'objectif de la disposition des chambres est d'établir un semi-variogramme afin d'étudier la dépendance spatiale. Pour ce faire, il faut disposer les chambres de manière à couvrir un maximum de distances entre chambres possibles. L'idéal est de disposer les chambres complètement aléatoirement, mais c'est assez compliqué à mettre en place en pratique. De plus, les données disponibles dans la littérature montrent que la dépendance spatiale apparaît à des distances inférieures au mètre (Ambus et Christensen, 1994). La disposition retenue vise donc à s'assurer que la gamme des distances inférieures au mètre est bien couverte tout en permettant une installation et un accès facile pour les mesures. Les 9 chambres par groupe ont donc été installées en triangles imbriqués (figure 2.5). Les 6 groupes ont été répartis pseudo-aléatoirement sur la parcelle pour couvrir les gammes de distances supérieures au mètre.

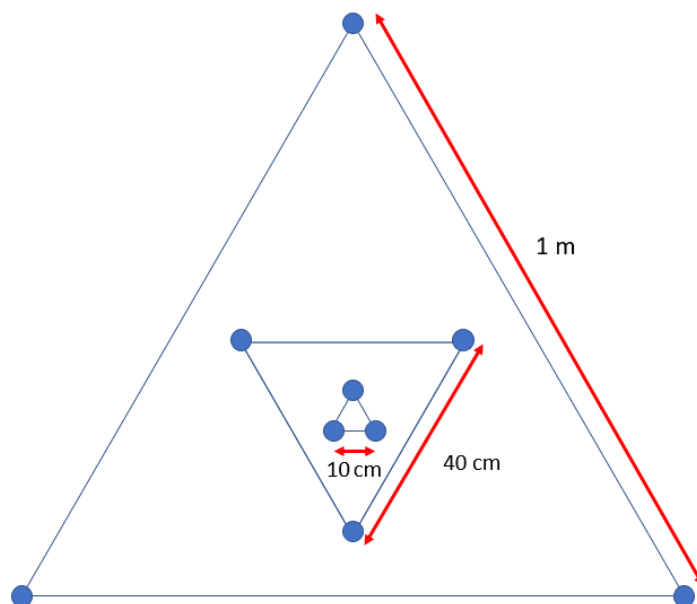


Figure 2.5 : Disposition des petites chambres au sein d'un groupe de 9

## 2.2.2. Mesures ancillaires

### 2.2.2.1. Analyses de l'azote minéral dans le sol, du pH et du COT

Une campagne de prélèvements de sol a été réalisée en parallèle des mesures de flux de  $N_2O$  afin d'observer la dynamique temporelle des concentrations des principales formes d'azote minéral, à savoir les ions  $NO_3^-$  et  $NH_4^+$ .

Dans les parcelles automatiques, les échantillons de sol ont été prélevés dans les placettes réservées à cet effet (figure 2.2). Deux répliques par placette ont été prélevés, soit quatre répliques pour chaque parcelle. Dix sondages ont été effectués par échantillon. Pour les autres parcelles, un échantillon composite de 18 sondages était réalisé. Les 18 sondages étaient répartis régulièrement sur la parcelle

selon une grille de 6 sur 3. Les sondages ont été réalisés au moyen d'une tarière pour échantillons de sol (diamètre : 2 cm). La profondeur d'échantillonnage était de 0 à 10 cm, la couche superficielle du sol étant en effet la plus importante pour les processus microbiologiques (He et Wan, 2022). Une fois les échantillons collectés, ceux-ci étaient stockés à 4°C avant de procéder aux analyses.

Pour doser les ions  $\text{NO}_3^-$  et  $\text{NH}_4^+$ , il est nécessaire de procéder à leur extraction. Pour ce faire, pour chaque échantillon, 10 g de sol humide sont pesés dans un tube Falcon de 50 mL, puis sont ajoutés 20 mL d'une solution de chlorure de potassium (KCl) 1M. Les tubes sont ensuite placés à l'agitateur durant 1 heure à une fréquence de 165 rpm puis centrifugés. La filtration est ensuite réalisée avec des filtres Whatman n°42 et le filtrat collecté dans des tubes Falcon 15 mL, puis stocké à -20°C avant le dosage.

Le dosage de l'azote minéral a été effectué par le laboratoire du Centre Provincial de l'Agriculture et de la Ruralité (CPAR) de La Hulpe (Belgique) et qui est accrédité BELAC (norme ISO 17025), qui a fourni les résultats sous la forme de concentrations en nitrates et ammonium en g/L de solution et en kg d'azote par hectare. Le dosage des  $\text{NO}_3^-$  est réalisé par la méthode  $\text{VCl}_3$ -Griess décrite par Miranda et al. (2001), qui consiste à réduire les ions  $\text{NO}_3^-$  en nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) puis à déterminer la concentration en nitrites grâce au réactif de Griess. Le dosage du  $\text{NH}_4^+$  est quant à lui effectué par la méthode de Berthelot (Patton et Crouch, 2002), basée sur le réactif de Berthelot consistant en un mélange de phénolate de sodium et d'hypochlorite de sodium réagissant avec les ions  $\text{NH}_4^+$  pour donner une coloration bleutée. La mesure des deux formes azotées est ensuite réalisée par colorimétrie à flux d'injection. Pour certaines dates de prélèvement, les échantillons de sol étaient directement envoyés au laboratoire sans extraction préalable (24 avril, 23 mai 1<sup>er</sup>, 12, 14 et 30 juin). Sur ces échantillons et en plus des mesures d'azote minéral, le laboratoire a effectué les mesures de pH du sol (KCl 0.1 N), du taux d'azote total et du taux en carbone organique total avec la méthode de Walkley-Black (Nelson et Sommers, 1983).

#### 2.2.2.2. Données pédoclimatiques

Dans les parcelles P07 et P12, trois sondes d'humidité du sol (Delta-T ML2x, UK), de température (PT1000) et de teneur en  $\text{O}_2$  (Apogee Instruments SO-110, Logan, Utah, USA) ont été insérées horizontalement au milieu de trois horizons différents (0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm, soit à 5, 15 et 25 cm de la surface, respectivement), au centre du carré formé par les 8 chambres (Figure 2.2). Sur chaque parcelle, les neuf sondes ont été connectées au datalogger via un multiplexeur. Les mesures ont été effectuées toutes les 30 secondes et ont ensuite été moyennées sur la période de mesure des flux (26 minutes). Les précipitations et la température de l'air ont été mesurées respectivement à l'aide d'un pluviomètre à auget et d'un thermomètre présent sur le mât météorologique situé en bordure de l'essai.

### 2.3. Traitements des données

Afin de calculer les flux de gaz, il est nécessaire d'ajuster un modèle régressif (linéaire ou non) sur les séries temporelles des concentrations. Les modèles utilisés peuvent être empiriques ou théoriques, ces derniers tentent davantage de représenter la diffusion des gaz dans le sol (par ex. la loi de Fick). Venterea et al. (2020) présentent les différents modèles utilisés dans la littérature.

Pour ce travail, deux modèles différents ont été utilisés : un modèle théorique non linéaire et un modèle empirique linéaire.

Le modèle linéaire est défini par l'équation suivante :

$$C(t) = C_{atm} + f_{LR} \cdot t$$

avec  $C_{atm}$  la concentration du gaz dans l'air ambiant,  $f_{LR}$  le flux et  $t$  le temps. La valeur du flux correspond ici à la dérivée de la droite obtenue par régression linéaire, c'est-à-dire à sa pente. L'utilisation du modèle linéaire est assez fréquente dans la littérature, mais elle peut entraîner une sous-estimation des flux. En effet, le flux est influencé par le gradient de concentration en gaz entre l'air présent dans le sol et l'atmosphère. Or, la présence de la chambre perturbe ce gradient puisque la concentration augmente au sein de la chambre. Ainsi, au cours du temps, le gradient de concentration diminue et le flux diminue avec lui (Matthias et al., 1980 et Hutchinson et Mosier, 1981). Lorsque l'effet de la chambre tel qu'il a été décrit est important, l'utilisation d'un modèle linéaire pour représenter l'évolution temporelle de la concentration n'est plus pertinente.

Le modèle non linéaire utilisé dans ce travail permet de tenir compte de l'effet de la chambre sur l'évolution des concentrations. Il s'agit du modèle exponentiel d'Hutchinson et Mosier qui est décrit par la relation suivante :

$$C(t) = C_{atm} + (\phi - C_{atm}) \cdot (1 - e^{-\kappa t})$$

où  $\phi$  est la concentration de la source et  $\kappa$  le paramètre de non-linéarité. Ce paramètre de non-linéarité est calculé de la manière suivante :

$$\kappa = \frac{D}{L} \cdot \frac{S}{V}$$

avec  $\frac{V}{S}$  le rapport volume sur surface,  $D$  le coefficient de diffusivité du sol,  $L$  la distance parcourue par le gaz entre la source d'émission et la surface du sol. Le flux  $f_{HMR}$  à l'origine de la série temporelle est obtenu par dérivation de l'évolution de la concentration de la manière suivante :

$$f_{HM} = \frac{V}{S} \frac{dC(t)}{dt} \Big|_{t=0} = \frac{D}{L} \cdot (\phi - C_{atm})$$

L'équation d'Hutchinson et Mosier peut se réécrire de manière à faire apparaître directement le flux à l'origine :

$$C(t) = C_{atm} + \frac{f_{HMR}}{\kappa} \cdot (1 - e^{-\kappa t})$$

Les trois paramètres ( $C_{atm}$ ,  $f_{HMR}$  et  $\kappa$ ) peuvent être estimés par régression. Le modèle non linéaire décrit mieux les processus à l'œuvre dans l'émission du gaz par le sol que le modèle linéaire et, par conséquent, son estimation du flux devrait être plus exacte. Cependant, le modèle est plus sensible à l'erreur aléatoire associée à la mesure de la concentration en gaz et donc, l'incertitude sur les flux estimés avec ce modèle sera plus importante (i.e. Parkin et al., 2012). Lors du choix du modèle à utiliser, il faut donc choisir entre un modèle non linéaire plus exact, mais plus incertain ou un modèle linéaire plus éloigné de la réalité, mais avec une incertitude réduite (Pihlatie et al., 2013). Le meilleur modèle sera donc celui qui offrira le bon compromis entre exactitude et incertitude (Venterea et al., 2020).

Avant de calculer les flux, il faut éliminer les séries temporelles des concentrations qui présentent un problème et qui ne donneront pas une valeur de flux fiable. Les problèmes peuvent être de deux ordres : soit il s'agit d'un souci technique, soit le comportement de la série temporelle est irrégulier et incohérent. Les soucis techniques peuvent être liés à un problème d'étanchéité ou de circulation de l'air dans le circuit, dans les deux cas la visualisation des séries temporelles permet de repérer le problème. La mise en évidence des mesures non fiables se fait sur base de l'examen des séries temporelles de CO<sub>2</sub>. Ces séries sont non-linéaires et ont une forme caractéristique pour le type d'écosystème, ce qui permet de repérer aisément les comportements anormaux. De plus, l'évolution de ces séries est beaucoup plus régulière que celle des séries de N<sub>2</sub>O qui ont un ratio signal sur bruit assez faible.

Une fois que les mesures problématiques ont été éliminées, il faut choisir, pour chaque série, quel modèle sera appliqué pour estimer le flux. Lorsque l'intervalle de confiance de l'estimation du flux par le modèle non linéaire comprend 0, c'est le modèle linéaire qui est utilisé. Dans les autres cas, c'est le modèle pour lequel la RMSE de la régression est la plus faible qui est retenu.

Une fois que tous les flux ont été estimés, la moyenne par cycle de quatre heures est calculée. Pour certains cycles, les flux associés à une ou plusieurs chambres sont manquants. Dans ce cas, ils sont remplacés par une interpolation linéaire entre les flux de la chambre aux cycles précédent et suivant. Ceci permet de limiter le biais sur la moyenne qu'entraîne l'absence de données pour certaines chambres durant le cycle.

## 2.4. Analyse des données

### 2.4.1. Dépendance spatiale

Pour mettre en évidence la dépendance spatiale, un semi-variogramme a été construit sur base des données récoltées à l'aide de la librairie « skgstat » de Python. La fonction qui permet de construire ce semi-variogramme prend en entrée les valeurs de flux associées à chaque chambre ainsi que les positions des chambres dans un repère cartésien correspondant à la parcelle. La fonction calcule ensuite la semi-variance pour toutes les paires de chambres possibles. La mise en graphique de ces semi-variances en fonction de la distance entre les paires de chambres donne le semi-variogramme.

L'observation des semi-variogrammes permettra de savoir s'il y a une dépendance spatiale pour les flux de N<sub>2</sub>O (l'annexe A propose un rappel théorique sur l'interprétation des semi-variogrammes). Si cette dépendance existe, elle permettra d'évaluer la qualité du dispositif de mesure et éventuellement de trouver l'optimum en termes de disposition et de taille des chambres pour ce dispositif. La méthode permettant d'évaluer un dispositif de mesure sur base de la dépendance spatiale n'a pas été utilisée dans cette étude, mais elle est décrite dans l'annexe B.

S'il n'y a pas de dépendance spatiale, les mesures effectuées sur les différentes chambres peuvent donc être considérées comme indépendantes. Les valeurs des chambres peuvent donc être recombinaées pour créer artificiellement des chambres plus grandes. Une méthode de rééchantillonnage a été appliquée aux petites chambres. Des groupes de n petites chambres ont été sélectionnés aléatoirement et la moyenne pour le groupe a été considérée comme la valeur associée à une chambre d'une taille égale à n fois la taille d'une petite chambre. Des populations de chambres de tailles variées ont ainsi été reconstituées. Pour chaque taille de chambre, un écart-type a été calculé sur base de la population reconstituée. Quant à la disposition des chambres, en l'absence de dépendance spatiale, elle n'a pas d'importance.

#### 2.4.2. Comparaison des moyennes

Les comparaisons de moyennes ont été réalisées à l'aide d'une ANOVA ou du test de Student avec le package « SciPy » de Python. L'ANOVA a été utilisée pour voir si les moyennes étaient différentes et le test de Student pour les classer en groupes de moyennes identiques. Plusieurs comparaisons de moyennes distinctes ont été menées.

La première concerne les moyennes d'émission de N<sub>2</sub>O des huit parcelles mesurées à l'aide des grandes chambres. La comparaison entre les deux modalités (RT/CT) utilise les valeurs moyennes des parcelles comme répétitions. Les comparaisons entre les parcelles utilisent directement les valeurs des grandes chambres comme répétitions.

La deuxième est la comparaison des variables ancillaires entre les modalités RT et CT. Dans le cas du COT, du pH et de l'azote total, les répétitions correspondent aux quatre parcelles représentant chaque modalité. Dans le cas de la densité et de l'azote minéral (NO<sub>3</sub><sup>-</sup> et NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), les répétitions correspondent aux réplicas de mesure effectués sur les deux parcelles automatiques.

La troisième concerne la comparaison des émissions de N<sub>2</sub>O mesurées sur les parcelles automatiques pour les différentes périodes. La moyenne temporelle de chaque chambre est utilisée comme répétition. Plusieurs comparaisons ont été effectuées, elles sont différenciées par la période utilisée pour calculer les moyennes temporelles des chambres. 4 périodes différentes ont été utilisées : toute la saison de mesure, uniquement les émissions de *background*, le premier pic d'émission (du 6 au 9 juin) et le deuxième pic d'émission (du 20 au 26 juin). Les comparaisons de moyenne concernant les flux de N<sub>2</sub>O se font sur le logarithme des flux, car les flux non transformés suivent une distribution log-normale. Comme les flux ne présentent pas une distribution normale dans l'espace (de Klein et al., 2020), les flux moyens de N<sub>2</sub>O pour chaque cycle et l'écart-type ont été calculés en utilisant une

procédure non paramétrique de ré-échantillonnage (i.e. « bootstrapping » avec échantillonnage aléatoire de taille égale au nombre de chambres avec remise, répété 10 000 fois) conformément à Delespesse et al. (2021). Il en va de même pour calculer la moyenne et l'écart-type (variabilité spatiale) des flux sur l'ensemble de la campagne pour comparer les deux modalités.

### 2.4.3. Drivers

Deux méthodes différentes ont été employées afin de mettre en évidence une différence dans l'effet des drivers sur les émissions de N<sub>2</sub>O. La première est la corrélation partielle. La corrélation partielle est similaire dans son principe à la corrélation classique. Cependant, lorsqu'elle est calculée entre deux variables, l'effet des autres variables explicatives est mis de côté. En effet, deux variables peuvent être fortement corrélées parce qu'elles sont liées par l'intermédiaire d'une troisième variable qui explique leur corrélation. Dans ce travail, la corrélation partielle a été calculée entre les variables explicatives mesurées à la même fréquence que les flux de N<sub>2</sub>O du dispositif automatique. Ces variables sont celles mesurées dans la fosse (teneurs en eau et oxygène, températures) et par le mât météorologique (température de l'air, vitesse du vent, rayonnement solaire et humidité relative). Le calcul a été réalisé à l'aide du package « pingouin » de Python.

L'équation suivante permet le calcul de la corrélation partielle :

$$r_{AB.C} = \frac{r_{AB} - r_{AC} \cdot r_{BC}}{\sqrt{1 - r_{AC}^2} \cdot \sqrt{1 - r_{BC}^2}}$$

où  $r_{AB.C}$  est la corrélation partielle entre les variables A et B en tenant compte de l'effet de C et où  $r_{AB}$ ,  $r_{AC}$  et  $r_{BC}$  sont les corrélations classiques entre les variables A, B et C

L'autre méthode utilisée est la *SHAP value* (Lundberg et Lee, 2017). La *SHAP value* est une méthode de calcul de la valeur de Shapley qui tente d'établir le pouvoir prédictif et l'influence qu'ont les variables explicatives sur la variable à expliquer. La valeur de Shapley est la moyenne des contributions marginales d'une variable lorsque celle-ci est ajoutée au modèle (Shapley, 2016). La *SHAP value* permet d'estimer l'effet d'une variable de manière générale, mais aussi son effet sur la prédiction de chaque individu. Préalablement au calcul de cette valeur, il faut construire un modèle prédictif. Dans ce cas, le modèle Random Forest a été sélectionné, car il se prête bien à l'utilisation de la *SHAP value* et parce qu'il ne présuppose pas d'un lien linéaire entre les variables. Le modèle a été créé à l'aide du package « sklearn » de Python. Une fois le modèle ajusté au jeu de données, la *SHAP value* est calculée via le package « shap » de Python.

### 3. RÉSULTATS

Cette partie « Résultats » est structurée autour des figures et des tables qui sont rassemblées selon l'objectif ou le sous-objectif auquel elles tentent d'apporter une réponse. Pour les résultats des tests statistiques, les astérisques indiquent le degré de signification du test. Une, deux ou trois astérisques indiquent respectivement « significatif », « hautement significatif » et « très hautement significatif ».

#### 3.1. Evaluation du dispositif

##### 3.1.1. Représentativité des parcelles

Sur la figure 3.1, les trois premières dates correspondent à des périodes de *background*. Pour ces trois dates de mesures, les parcelles RT (en rouge) présentent des valeurs plus importantes. Les deux dernières dates de mesures correspondent à une période de pic. La date « 23\_06\_23 » équivaut au matin du 23 juin (8h), alors que « 23\_06\_23\_bis » équivaut au soir du 23 juin (18h). Pour les deux mesures, les parcelles RT montrent des valeurs plus élevées. Cependant, ces mesures manuelles sont ponctuelles d'un point de vue temporel et elles ne rendent pas compte de la dynamique des émissions qui peut varier d'une modalité à l'autre.

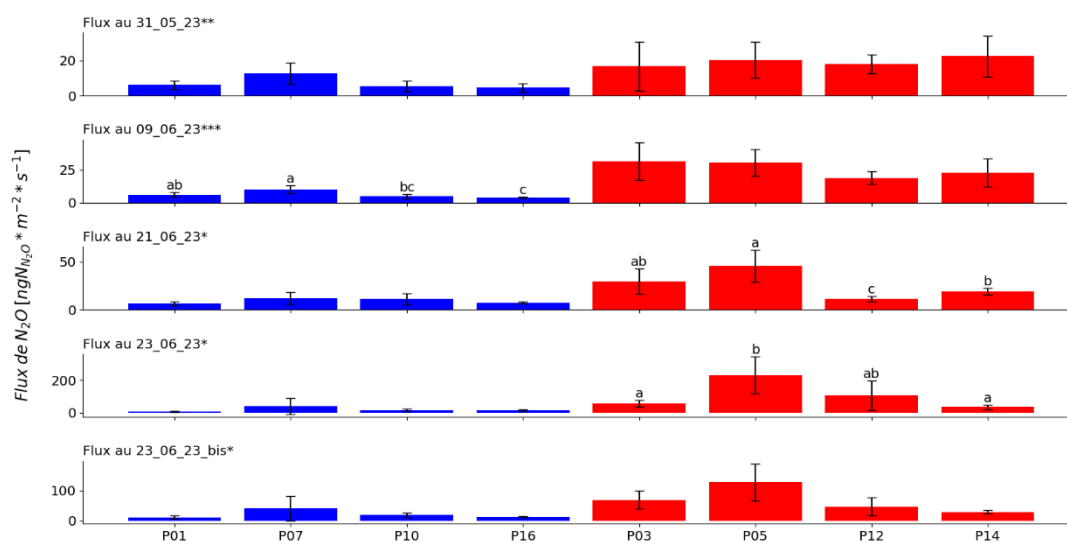


Figure 3.1 : Valeurs moyennes par parcelle et par date pour les grandes chambres manuelles

La figure 3.1 montre les valeurs moyennes par parcelle pour les 5 dates de mesure sur les grandes chambres manuelles. Les barres en rouge sont les parcelles RT et les bleues CT. Les barres d'erreur noires correspondent à la valeur moyenne plus ou moins l'écart-type. Les astérisques à côté des dates indiquent si les moyennes sont significativement différentes entre les deux modalités. Pour les dates où les moyennes des parcelles sont significativement différentes, des lettres indiquent quelles moyennes sont identiques (test avec  $p\text{-value} < 0.05$ ).

Le test de modalité prouve que les moyennes sont différentes entre RT et CT à l'échelle de l'essai pour toutes les dates et particulièrement durant la période de *background*. Les moyennes des parcelles RT sont significativement différentes pour deux dates, le 21 juin (en période de *background*) et le 23 juin au matin (en période de pic). Pour les parcelles CT, les moyennes sont significativement



différentes le 9 juin et proches de la différence significative le 31 mai (ces deux dates sont en période de *background*).

### 3.1.2. Disposition et taille des chambres

#### 3.1.2.1. Dépendance spatiale

Aucun des semi-variogrammes présents aux figures 3.2 et 3.3 ne permet de mettre en évidence de dépendance spatiale. En effet, il n'a pas été possible d'ajuster de relation théorique sur les points de mesure. La semi-variance en fonction de la distance n'en est pas pour autant une constante, les valeurs qu'elle prend semblent simplement anarchiques. Même si les points sur RT à 5 m de résolution semblent suivre une évolution moins aléatoire, cette évolution ne correspond pas aux relations théoriques habituellement observées avec de la dépendance spatiale. Les trous dans les données sur CT, entre 1 et 2 m et entre 10 et 15 m respectivement, sur les graphes à 5 et 40 m de résolution correspondent à des distances entre chambres qui n'étaient pas représentées dans le dispositif.

Tous les résultats obtenus en vue d'étudier la dépendance spatiale ne sont pas montrés ici, car les semi-variogrammes montrent des résultats similaires. L'ensemble des semi-variogrammes peuvent être consultés dans l'annexe C.

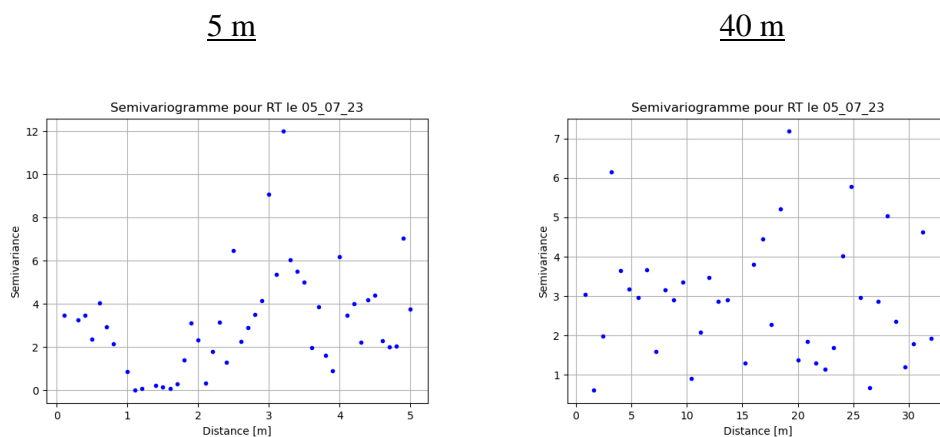
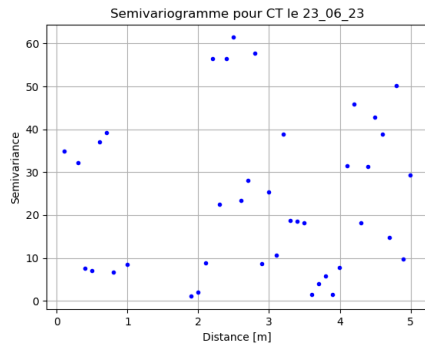


Figure 3.2 : Semivariogrammes pour RT

5 m



40 m

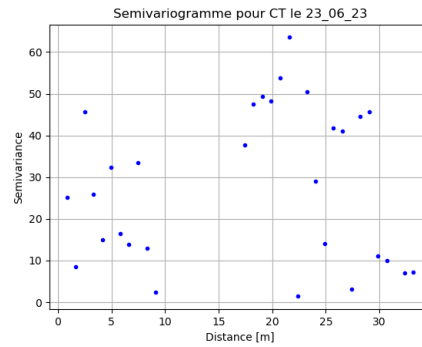


Figure 3.3 : Semivariogrammes pour CT

Les figures 3.2 et 3.3 montrent les semi-variogrammes pour RT et CT aux dates du 5 juillet et du 23 juin respectivement. Pour RT, c'est la date où 99 chambres ont été installées sur la parcelle (au lieu de 54 comme sur CT) pour augmenter la résolution spatiale. Pour chaque modalité, deux semi-variogrammes sont représentés. Le premier montre l'évolution de la semi-variance sur une distance de 5m avec une résolution de 0.1m. Le second montre l'évolution de la semi-variance sur une distance de 40m avec une résolution de 1m.

### 3.1.2.2. Effet de la taille des chambres pour la comparaison des modalités RT et CT

Sur la figure 3.4, pour les deux modalités, l'allure des graphes est similaire avec une forme du type « 1/x ». Les écarts-types sont plus faibles pour CT. Pour les deux modalités, les écarts-types du 11 juin sont légèrement inférieurs à ceux du 23 juin. L'écart-type estimé pour les grandes chambres est chaque fois environ deux fois plus faible que celui des chambres automatiques.

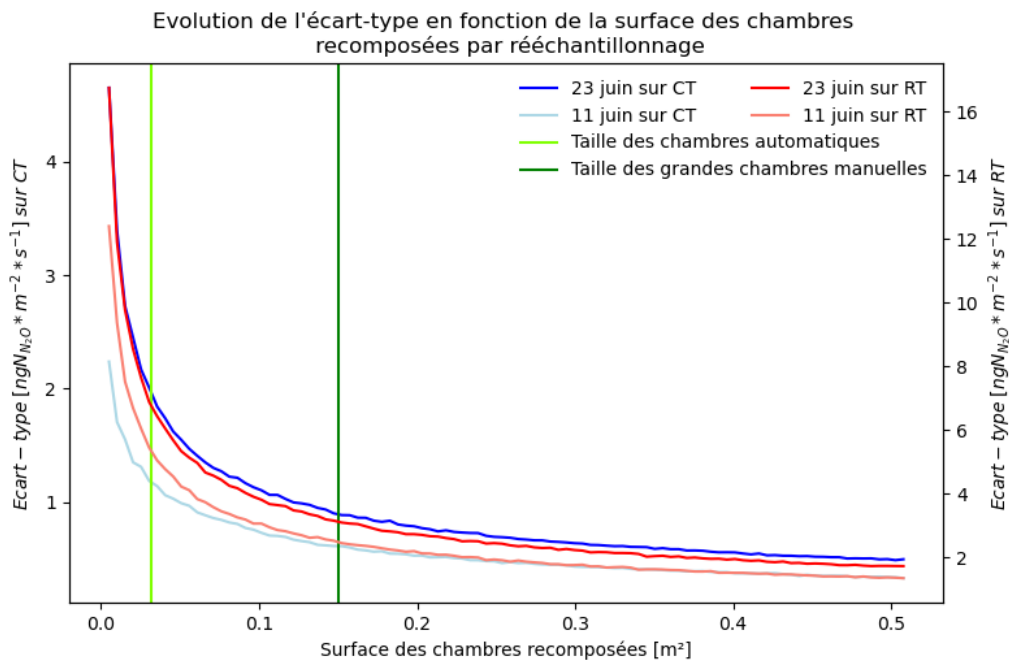


Figure 3.4 : Evolution de l'écart-type en fonction de la surface en rééchantillonnant les mesures des petites chambres

La figure 3.4 montre l'évolution de l'écart-type en fonction de la surface des chambres recomposées par rééchantillonnage des petites chambres pour le 11 et le 23 juin sur CT et RT. Les lignes verticales représentent la taille des chambres automatiques et des grandes chambres manuelles.

Type de chambre	Modalité	Paramètre	Valeur en $ngN_{N_2O}m^{-2}s^{-1}$ et en % pour les CV	
			11/06	23/06
Petites chambres (n = 54)	RT	Moyenne ± Écart-type	20,5 ± 16,8	26,0 ± 18,6
		CV	82 %	72 %
	CT	Moy ± ET	2,33 ± 1,92	6,68 ± 5,34
		CV	82 %	80 %
Chambres automatiques (n = 8)	RT	Moy ± ET	21,8 ± 28,6	76,5 ± 64,2 et 92,0 ± 80,0
		CV	131 %	84 et 87 %
	CT	Moy ± ET	2,14 ± 0,927	27,9 ± 28,1 et 19,0 ± 17,4
		CV	43 %	101 et 92 %
Grandes chambres (n = 4)	RT	Moy ± ET	/	108 ± 71,0
		CV	/	66 %
	CT	Moy ± ET	/	41,5 ± 35,1
		CV	/	85 %

Table 3.1 : Moyennes et écart-type des différents types de chambres pour le 11/06 et 23/06

La table 3.1 présente les moyennes et écarts-types des émissions de N<sub>2</sub>O du 11 juin et du 26 juin pour chaque type de chambre ainsi que leur coefficient de variation (CV). Pour les chambres automatiques le 23/06, les deux valeurs présentes dans chaque case correspondent respectivement aux mesures entre 4h et 8h et à celles entre 8h et 12h.

Pour chaque combinaison de date et de modalité, les moyennes des chambres automatiques et des grandes chambres présentées à la table 3.2 ne sont pas significativement différentes (p-value>0.05). Il en va de même pour les moyennes des petites chambres et des chambres automatiques le 11 juin (p-value>0.05). La moyenne est par contre beaucoup plus faible (3 à 4 fois) sur les petites chambres manuelles que sur les autres types le 23 juin (toutes les p-values<0.001). Pour le 23 juin, les valeurs d'écart-type calculées par rééchantillonnage et présentées dans la figure 4 ne correspondent pas aux écarts-types effectivement mesurés sur les chambres automatiques et sur les grandes chambres manuelles (table 2). De plus, selon le graphique présenté à la figure 4, l'écart-type devrait diminuer entre les chambres automatiques et les grandes chambres manuelles et ce n'est pas le cas dans les valeurs mesurées. La valeur de la figure 4 pour les chambres automatiques sur CT le 11 juin est dans la même gamme que la valeur mesurée. Par contre, la figure 4 propose une valeur assez différente de la valeur mesurée sur RT pour la même date.

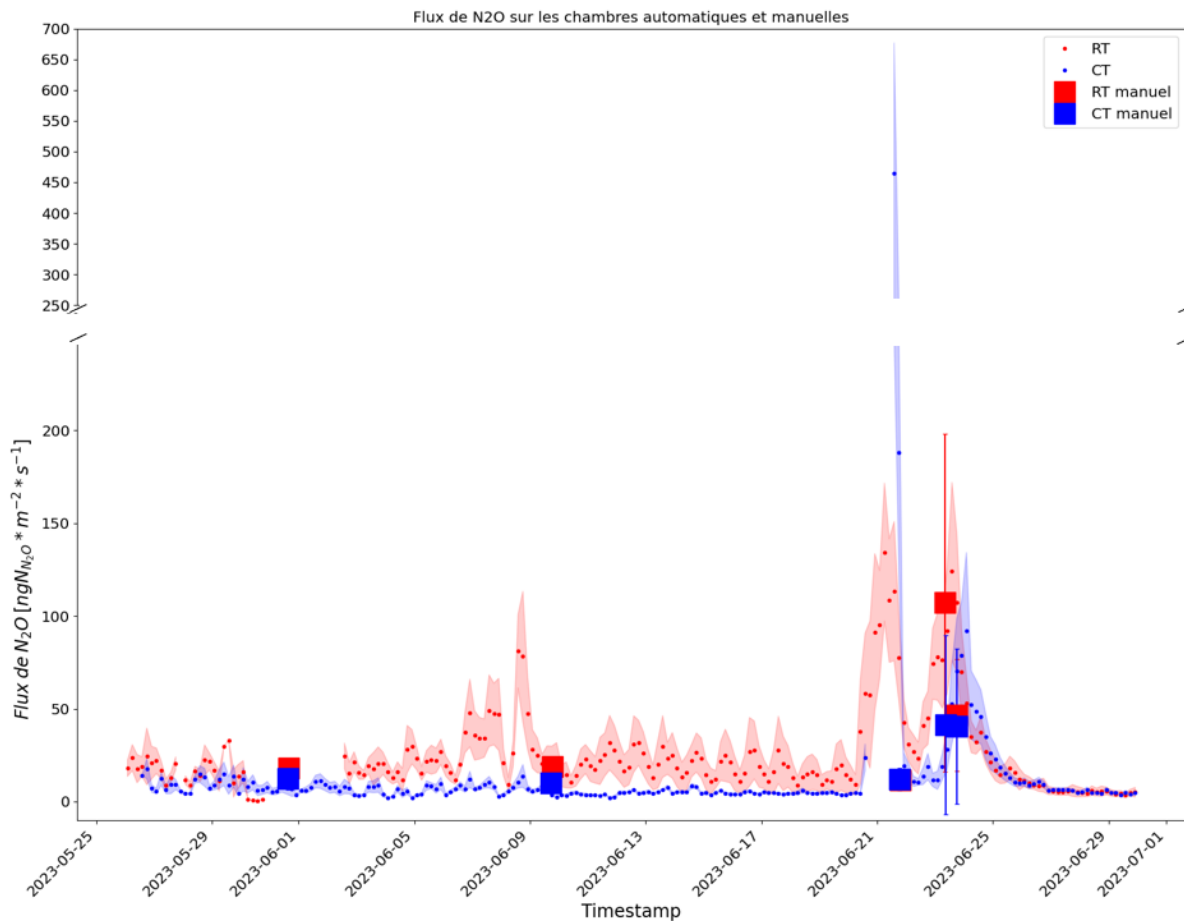


Figure 3.5 : Mise en perspective des flux manuels par rapport aux flux automatiques

La figure 3.5 montre l'évolution temporelle des flux de N<sub>2</sub>O sur les chambres automatiques et manuelles. Les valeurs pour les chambres automatiques sont des moyennes par cycle de 4h, la zone colorée qui entoure les points correspond à la valeur moyenne plus ou moins l'écart-type entre les chambres. Les valeurs manuelles sont les flux moyens pour les deux parcelles sur lesquelles sont implantées les chambres automatiques. Les barres d'erreur correspondent à la valeur moyenne plus ou moins l'écart-type.

Sur la figure 3.5, les valeurs des chambres manuelles correspondent relativement bien avec les valeurs automatiques. Les deux mesures effectuées pendant la période de *background* montrent les mêmes tendances en automatique et en manuel en termes d'ordre de grandeur et de comparaison entre les deux modalités. Le 23 juin, lors du pic, les deux mesures sur CT sont au même niveau que les mesures automatiques. A la même date, sur RT, la première mesure est bien supérieure à la deuxième qui est prise lors de la retombée du pic. Néanmoins, le 21 juin, alors que les mesures automatiques semblent être seulement sur la fin de la période de pic, les flux obtenus par les mesures manuelles sont déjà revenus à un niveau de *background*.

## 3.2. Comparaison RT/CT

### 3.2.1. Comparaison des moyennes N2O

La figure 3.6 montre que le premier épisode d'arrosage s'est fait sur quatre jours, c'est en tout 20 mm qui ont été distribués sur chaque parcelle. Le deuxième arrosage s'est fait en un jour, 20 mm ont également été apportés. Il y a eu trois pluies faibles en termes de quantité : le 18, le 20 et le 29 juin. La quantité d'eau apportée par la pluie du 22 juin était nettement plus importante. Il est important de noter que le pluviomètre semble sous-estimer les quantités de précipitations. Un pluviomètre plus fiable placé dans une autre parcelle située à environ 2 km de là montre des précipitations de plus de 20 mm le 22 juin. Les données de ce pluviomètre sont disponibles à l'annexe D.

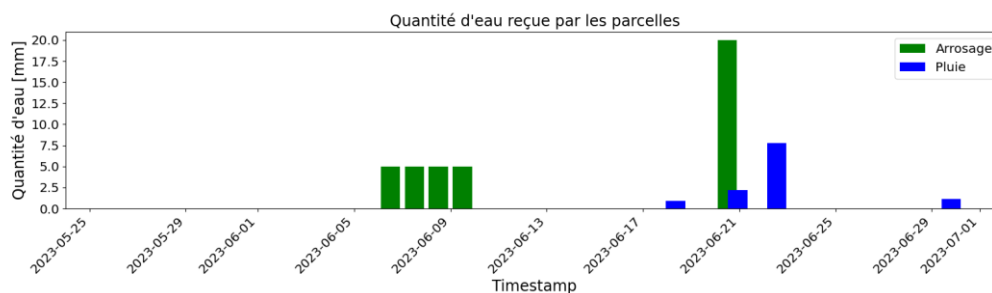


Figure 3.6 : Quantités d'eau reçue par les parcelles

La figure 3.6 présente les quantités d'eau reçues par les parcelles soit par arrosage, soit par la pluie. Cette figure permet de mieux comprendre la figure 8.

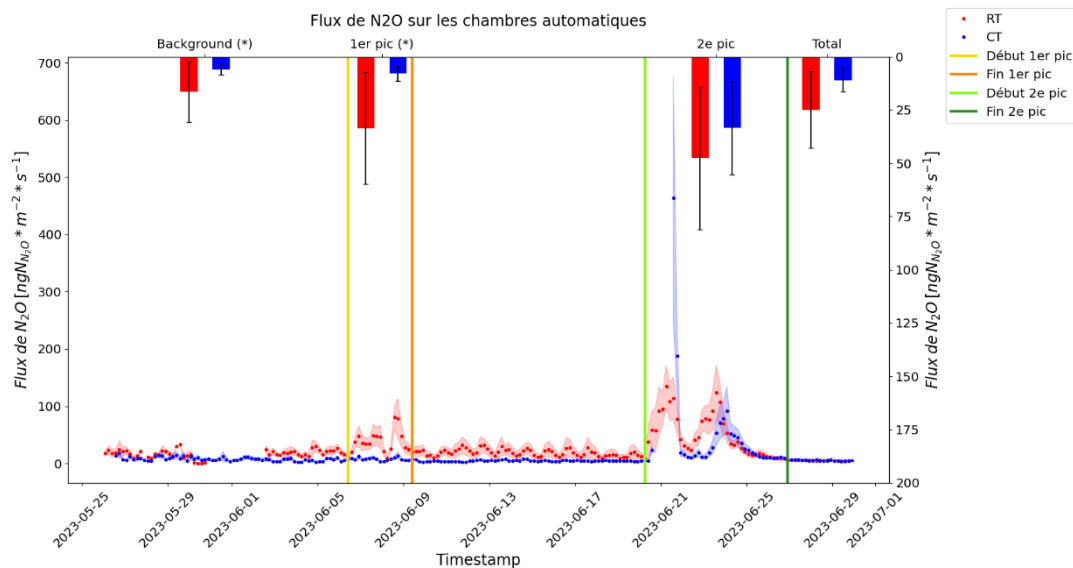


Figure 3.7 : Flux mesurés par les chambres automatiques avec séparation en périodes d'intérêt

La figure 3.7 présente l'évolution temporelle des flux de N2O pour les chambres automatiques, la zone colorée autour des points de mesure correspondent à la valeur plus ou moins l'écart-type. Les périodes d'intérêt sont délimitées par les barres verticales. Les bâtonnets présents dans le haut du graphique présentent les moyennes et écarts-types par période, dont les valeurs sont reprises dans la table 5. La présence d'un astérisque à côté du nom de la période indique que les moyennes pour les deux modalités sont statistiquement différentes (test par ANOVA). La comparaison des moyennes a été faite sur le logarithme des flux pour respecter la condition de normalité demandée par l'ANOVA.

Du 26 mai au 30 juin 2023, 1728 demi-heures de flux ont été collectées. Les demi-heures concernées par des problèmes techniques et d’herméticité, ainsi que les séries temporelles présentant un comportement erratique, représentent 115 et 279 demi-heures pour CT et RT respectivement. Ces chiffres correspondent à environ 6 et 16 % des demi-heures collectées et dont les mesures ont été écartées.

La figure 3.7 permet de voir que lors des périodes de *background*, le comportement des flux est différent sur RT et sur CT. Sur RT, il y a un net cycle journalier au sein des émissions de *background* avant le deuxième pic et qui disparaît par la suite. Les valeurs sur RT sont aussi nettement supérieures à celle de CT sur cette période avant le deuxième pic alors qu’ensuite, les émissions sont relativement similaires. Le premier pic d’émission sur RT correspond au premier arrosage. Ce pic d’émission n’apparaît cependant pas sur CT. En revanche, après la deuxième période d’arrosage et la pluie qui la suit, deux phases de pics d’émissions sur les deux modalités peuvent être observées. La première phase de ce pic n’a cependant pas pu être entièrement mesurée sur CT à cause d’un problème technique. Néanmoins, les deux derniers cycles de cette phase ont pu être mesurés et ils semblent témoigner d’émissions très élevées. Il faut noter cependant que seule une partie des chambres a servi à déterminer la moyenne pour ces deux cycles. Il s’agit des chambres 5, 6, 7 et 8 pour le premier point et des chambres 2, 5, 6, 7, 8 pour le deuxième point. A noter également, l’incertitude est assez importante sur ces deux cycles.

La première phase semble se terminer très brusquement sur CT et les émissions diminuent d’un facteur vingt (figure 3.7). La deuxième phase de pic sur CT démarre avec un temps de retard sur RT de 16 h alors que le premier point de la première phase pour CT laisse penser que cette première phase a démarré en même temps pour les deux modalités. La première phase d’émissions sur RT se termine assez brusquement pour laisser place à la deuxième phase qui arrive après la pluie. Cette deuxième phase démarre plus rapidement que sur CT. Pour les deux modalités, cette deuxième phase se termine moins brusquement que la première. Quatre jours après le début de cette deuxième phase, les émissions se stabilisent à un niveau de *background* plus bas que celui qui précède le pic pour RT.

	Moyenne totale	Moyenne <i>background</i>	Moyenne 1 <sup>er</sup> pic	Moyenne 2 <sup>e</sup> pic
CT	11,0 ± 5,53	5,97 ± 2,59	7,76 ± 3,63	33,5 ± 21,8
RT	25,1 ± 17,7	16,3 ± 14,1	33,3 ± 26,2	48,0 ± 33,6

Table 3.2 : Moyennes par période pour les deux modalités

La table 3.2 montre les valeurs numériques en  $ngN_{20}m^{-2}s^{-1}$  des moyennes présentes sur la figure 3.7.

Pour toutes les périodes, les émissions moyennes sont plus élevées sur RT. La figure 3.7 montre que la différence des moyennes est significativement différente pour le *background* et le premier pic, mais pas pour le deuxième pic et pour le total. Comme le montre la table 3.2, la différence est tout de même plus marquée pour la moyenne totale que pour le deuxième pic.

### 3.2.2. Comparaison variables ancillaires

La température de l'air, l'humidité relative et le rayonnement solaire, présentés à la figure 3.8, suivent un cycle journalier qui est perturbé lors des quelques épisodes pluvieux. La température du sol est directement liée au rayonnement solaire, son amplitude de variation journalière dépend de la profondeur. L'effet du premier arrosage (entre le 6/06 et le 9/06) n'a eu d'effet que sur la teneur en eau à 5 cm et légèrement sur les teneurs en O<sub>2</sub>. Le deuxième arrosage (20/06) suivi d'une pluie assez importante (21/06) a eu un effet beaucoup plus prononcé sur toutes les teneurs en eau et en oxygène, avec un effet visible aux trois profondeurs. Durant ce laps de temps, les teneurs en eau à 5 et 15 cm sont plus élevées sur RT que sur CT, alors que pour celle à 25 cm, c'est l'inverse.

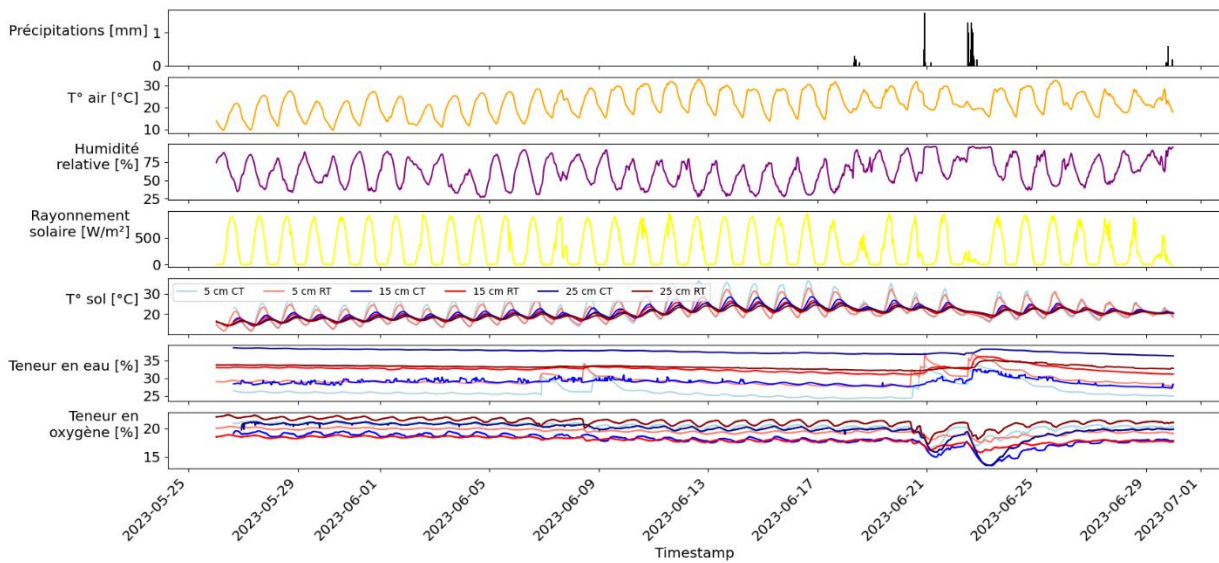


Figure 3.8 : Evolution des variables météorologiques et qui concernent le sol

La figure 3.8 montre l'évolution temporelle des variables météorologiques (précipitations, T° air, humidité relative et rayonnement solaire) ainsi que des variables qui concernent le sol (T°, teneur en eau et teneur en O<sub>2</sub>) pour la saison de mesure.

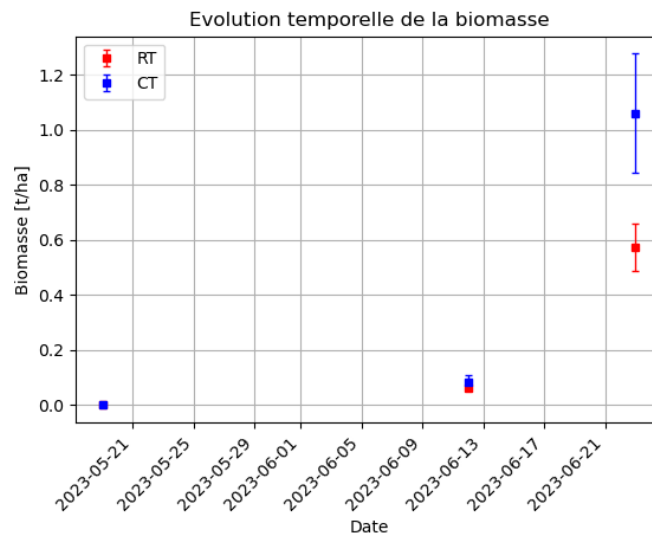


Figure 3.9 : Evolution de la biomasse

La figure 3.9 présente l'évolution de la quantité de biomasse par hectare, la barre d'erreur correspond à la valeur plus ou moins l'écart-type.

La figure 3.9 montre que la biomasse augmente peu entre le semis et la mesure effectuée le 12 juin. En revanche, l'augmentation entre la mesure du 12 juin et celle du 23 juin est beaucoup plus forte. Lors des deux mesures, il y a plus de biomasse sur CT que sur RT. La différence entre les deux modalités s'accroît entre les deux mesures.



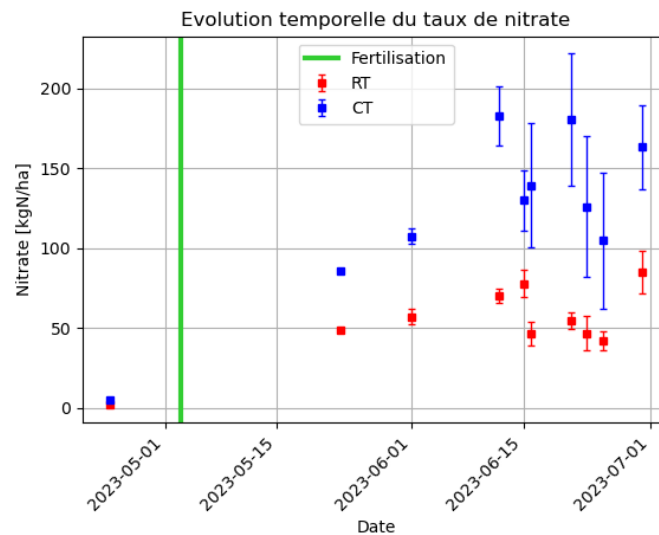


Figure 3.10 : Evolution du taux de nitrate

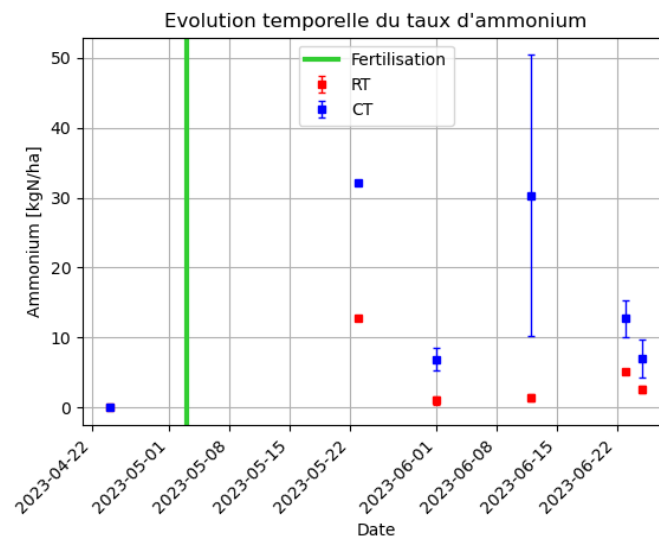


Figure 3.11 : Evolution du taux d'ammonium

Les figures 3.10 et 3.11 présentent l'évolution des taux de nitrate et d'ammonium respectivement sur les parcelles automatiques. Les points représentent les teneurs mesurées sur chacune des deux parcelles. Les barres d'erreur représentent la moyenne plus ou moins l'écart-type. L'écart-type n'est pas disponible pour les deux premières mesures, car ces mesures ont été effectuées sur un seul échantillon composite par parcelle. La barre verticale verte représente la date de fertilisation.

Le taux de nitrate présent à la figure 3.10 augmente après la fertilisation jusqu'aux environs du 15 juin ou il entame une tendance à la baisse. Ceci est valable pour les deux modalités. Cependant, la mesure effectuée le 30 juin montre une hausse des teneurs sur les deux modalités. Les valeurs mesurées le 12 et le 21 juin sont particulièrement élevées sur CT alors que la tendance est à des valeurs plus basses à ce moment-là. Les valeurs enregistrées sur CT sont systématiquement plus élevées que sur RT d'environ un facteur 2. Les écarts-types sont aussi beaucoup plus grands sur CT que sur RT.

Le taux d'ammonium présent à la figure 3.11 augmente après la fertilisation puis diminue ensuite et se stabilise. Le 12 juin la valeur du taux d'ammonium sur CT est particulièrement élevée et ne semble

pas suivre la tendance qui est une stabilisation à des valeurs plus basses. Cependant, l'écart-type est aussi très élevé pour cette mesure.

Entre le 22/05 et le 01/06, l'augmentation de nitrate correspond à la diminution d'ammonium. Entre le 01/06 et le 12/06, les variations sont plus difficiles à interpréter. Attention, entre les deux dates, il y a eu un arrosage et la méthode d'échantillonnage a changé.

Toutes les caractéristiques du sol présentées à la figure 3.3 sont significativement différentes entre les deux parcelles automatiques. Le COT, le pH et l'azote total sont plus élevés sur RT alors que la densité et l'azote minéral sont plus élevés sur CT.

A la table 3.4, le test confirme la différence de COT entre les deux modalités à l'échelle de l'essai pour l'horizon 0-10 cm. Par contre, les différences de pH et d'azote total (Ntot) ne sont pas confirmées, bien que le test soit presque significatif pour le Ntot. Pour l'azote minéral, il n'y a que la date du 24 avril qui permet de mettre en évidence une différence de moyenne pour le taux de nitrate. Dans tous les autres cas, il n'y a pas de différence significative.

Paramètre	Unité	CT : Moyenne ± Ecart-type	RT : Moyenne ± Ecart-type	Test de différence
COT	g/kg sol sec	12 ± 0.47	17 ± 1	3.1*10 <sup>-7</sup> ***
pH	-	6.1 ± 0.17	6.6 ± 0.18	0.00020***
Ntot	g/100g sol sec	0.12 ± 0.014	0.15 ± 0.015	0.0050**
Densité	kg/m <sup>3</sup>	1334 ± 44.99	1265 ± 18.35	0.0098**
1 <sup>er</sup> juin : NO3-	kg N-NO3/ha	108 ± 4.77	57 ± 4.78	1.3*10 <sup>-5</sup> ***
1 <sup>er</sup> juin : NH4+	kg N-NH4/ha	6.9 ± 1.6	1.0 ± 0.51	0.00091***
12 juin : NO3-	kg N-NO3/ha	183 ± 18.7	71 ± 4.39	5.4*10 <sup>-5</sup> ***
12 juin : NH4+	kg N-NH4/ha	30.4 ± 20.1	1.4 ± 0.53	0.047*

Table 3.3 : Statistiques descriptives et test d'égalité des moyennes pour les analyses de sol pour les deux parcelles automatiques

La table 3.3 présente les moyennes et écarts-types des caractéristiques du sol sur les parcelles automatiques. La table montre aussi le résultat d'une ANOVA qui teste l'égalité des moyennes entre les parcelles RT et CT. Les données proviennent des deux dates d'échantillonnages où 4 échantillons différents ont été prélevés sur chaque parcelle automatique (1/06 et 12/06), sauf pour la densité (une date d'échantillonnage avec 6 échantillons par parcelle). Pour le COT, le pH et l'azote total, les mesures des deux dates ont été mises ensemble (ces valeurs sont supposées ne pas changer sur 10 jours). Pour le NO3- et le NH4+, les deux dates d'échantillonnage ont été distinguées.

Paramètre	Unité	CT : Moyenne ± Ecart-type	RT : Moyenne ± Ecart-type	Test de différence
COT	g/kg sol sec	12.3 ± 0.2	16.1 ± 0.6	0.0014**
pH	-	6.9 ± 0.2	7.1 ± 0.1	0.29
Ntot	g/100g sol sec	0.11 ± 0.01	0.14 ± 0.01	0.064
24 avril : NO3-	kg N-NO3/ha	5.0 ± 0.7	2.0 ± 0.0	0.00032***
24 avril : NH4+	kg N-NH4/ha	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	/
23 mai : NO3-	kg N-NO3/ha	69.8 ± 18.2	61.2 ± 13.9	0.54
23 mai : NH4+	kg N-NH4/ha	21.2 ± 19.8	16.4 ± 5.5	0.70
1 <sup>er</sup> juin : NO3-	kg N-NO3/ha	73.6 ± 20.5	67.8 ± 7.5	0.66
1 <sup>er</sup> juin : NH4+	kg N-NH4/ha	3.3 ± 2.2	2.0 ± 1.3	0.39
23 juin : NO3-	kg N-NO3/ha	49.3 ± 44.4	44.2 ± 7.8	0.85

Table 3.4 : Statistiques descriptives et test d'égalité des moyennes pour les analyses de sol pour tout l'essai

La table 3.4 propose une comparaison similaire à la table 6, mais ici, c'est tout l'essai qui est pris en compte. Les individus sur lesquels sont effectués les tests ne sont plus les points de mesure comme c'était le cas précédemment, mais les moyennes par parcelle. Pour le COT, le pH et le Ntot, c'est la moyenne par parcelle pour l'ensemble des dates d'échantillonnage qui est pris en compte. Pour l'azote minéral, le test est effectué pour chacune des dates d'échantillonnage puisque les taux évoluent durant la saison.

### 3.2.3. Effet des drivers

La table 3.5 montre que, pour toutes les données confondues, ce sont les teneurs en O<sub>2</sub>, en eau et la vitesse du vent qui sont corrélés aux flux de N<sub>2</sub>O. Toutes ces variables sont corrélées positivement, sauf la teneur en eau à 15 cm et la teneur en O<sub>2</sub> à 15 cm. Les teneurs en O<sub>2</sub> corrélées pour toutes les données sont celles à 5 et 15 cm alors que, pour la période de pic, ce sont celles à 15 et 25 cm qui sont corrélées. Pendant la période de *background*, la teneur en O<sub>2</sub> n'est pas corrélée aux flux. En revanche, la vitesse du vent et les teneurs en eau à 15 et 25 cm sont plus fortement corrélées aux flux durant le *background* que pour toutes les données confondues. Pendant la période de pic, la vitesse du vent n'est plus corrélée aux flux et, parmi les teneurs en eau, seule celle à 5 cm est corrélée. Durant cette période, c'est la teneur en O<sub>2</sub> à 25 cm qui est la mieux corrélée alors qu'elle n'était pas corrélée pour toutes les données confondues.

La table 3.6 montre qu'il y a beaucoup plus de variables qui sont corrélées aux flux pour toutes les données de RT. Comme pour CT, les teneurs en eau et en O<sub>2</sub> ainsi que la vitesse du vent sont corrélées aux flux. Mais à ces variables, il faut cette fois ajouter les températures du sol et le rayonnement solaire. De plus, les corrélations pour les teneurs en eau et en O<sub>2</sub> qui étaient négatives sur CT sont positives sur RT. De la même manière, les corrélations pour la teneur en eau à 25 cm et pour la vitesse du vent étaient positives sur CT et sont négatives sur RT. Entre CT et RT, la corrélation de la teneur en O<sub>2</sub> à 5 cm disparaît au profit de celle à 25 cm qui apparaissait déjà en période de pic sur CT. En période de *background*, sur RT, seules les teneurs en eau sont corrélées et pas la vitesse du vent comme sur CT. En période de pic, sur RT, la température du sol vient s'ajouter aux teneurs en eau

dans la liste des variables corrélées et cette fois, la vitesse du vent est aussi corrélée. La différence avec CT pour la période de pic est donc l'apparition de la corrélation avec la vitesse du vent et de la température du sol et la disparition de la corrélation avec les teneurs en O<sub>2</sub>.

Variable	Toutes les données	<i>Background</i>	Pic
Teneur en O <sub>2</sub> 15 cm	-0.538***		-0.502**
Teneur en eau 5 cm	0.349***		0.372*
Vitesse du vent	0.333***	0.472***	
Teneur en O <sub>2</sub> 5 cm	0.301***		
Teneur en eau 15 cm	-0.274***	-0.417***	
Teneur en eau 25 cm	0.193**	0.245**	
Teneur en O <sub>2</sub> 25 cm			0.509***

Table 3.5 : Corrélations partielles pour les différentes périodes d'intérêt sur CT

Variable	Toutes les données	<i>Background</i>	Pic
Teneur en eau 15 cm	0.315***	0.329***	
Teneur en eau 25 cm	-0.263***	-0.205*	-0.413**
Température 15 cm	0.240**		0.347*
Teneur en O <sub>2</sub> 15 cm	0.224**		
Teneur en eau 5 cm	0.200**	-0.294**	0.551***
Vitesse du vent	-0.171*		-0.426**
Température 25 cm	-0.169*		-0.370*
Teneur en O <sub>2</sub> 25 cm	-0.166*		
Température 5 cm	-0.157*		
Rayonnement	0.154*		

Table 3.6 : Corrélations partielles pour les différentes périodes d'intérêt sur RT

Les tables 3.5 et 3.6 présentent les coefficients de corrélation partielle significativement différents de 0 pour plusieurs ensembles de données sur CT et RT respectivement. Les données ont été discriminées selon la période d'intérêt de laquelle elles sont issues. Les coefficients ont donc été calculés pour les données de toute la saison, pour les données de *background* et pour les données de pic. Les variables sont classées de manière décroissante pour les corrélations calculées sur toutes les données. Attention, les données utilisées pour calculer ces coefficients sont les logarithmes des flux.

Pour le *background* de CT, les SHAP values (figure 3.12) confirment ce que montraient déjà les corrélations, à savoir que la vitesse du vent et les teneurs en eau ont un fort pouvoir explicatif des valeurs de flux. À cela viennent s'ajouter les teneurs en oxygène qui n'étaient pas corrélées aux flux, mais pour lesquelles les SHAP values issues du modèle Random Forest montrent un fort pouvoir explicatif des valeurs de flux. La teneur en O2 à 5 cm a un effet sur la prédiction, mais cet effet varie peu et semble être assez indépendant de la valeur prise par la variable. Pour la vitesse du vent, ce sont surtout les grandes vitesses qui ont un effet important.

En période de pic pour CT (figure 3.13), ce sont de nouveau les teneurs en oxygène qui jouent un rôle prépondérant dans la prédiction des valeurs de flux. La vitesse du vent joue un rôle moins important qu'en période de *background*. Par rapport aux corrélations partielles, la SHAP value montre que toutes les teneurs en O2 sont des variables explicatrices, pas seulement celles à 15 et 25 cm. Cette valeur confirme aussi le rôle des teneurs en eau, essentiellement celles à 5 et 15 cm. Pour la teneur en O2 à 25 cm, ce sont des valeurs faibles de taux d'O2 qui sont associées à des valeurs élevées de flux, alors que la corrélation qui était positive montrait un effet contraire.

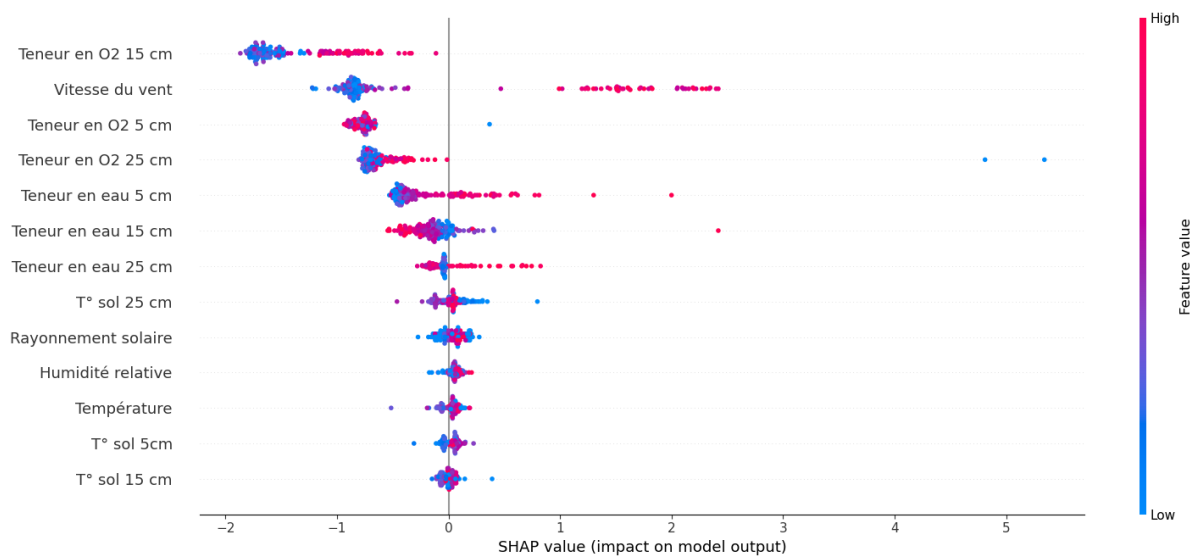


Figure 3.12 : Valeur SHAP pour CT en période de *background*

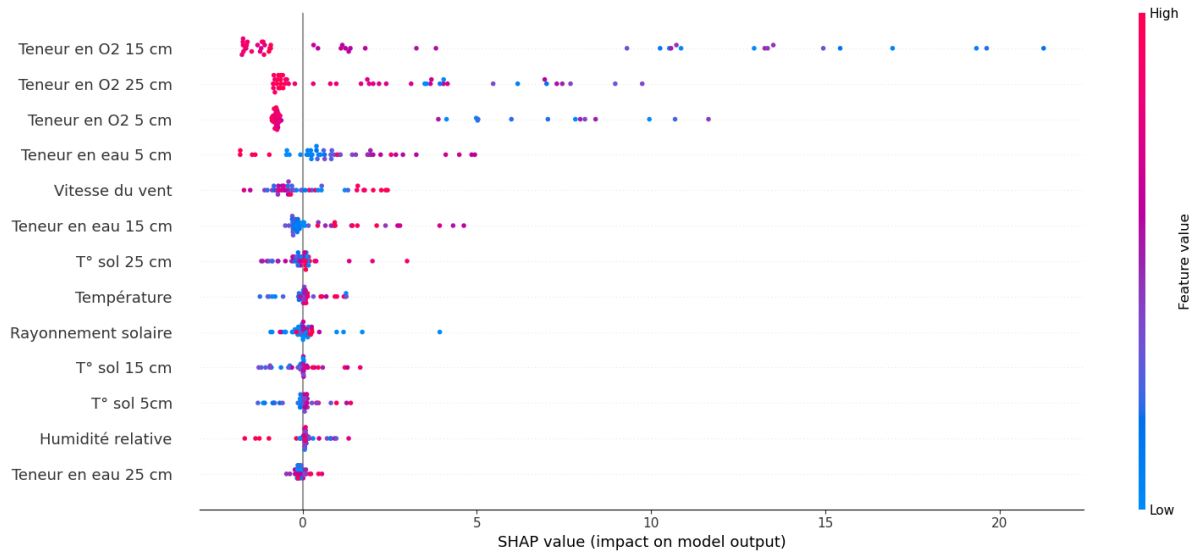


Figure 3.13 : Valeur SHAP pour CT en période de pic

Pour RT en période de *background* (figure 3.14), l'effet de la teneur en eau sur les flux mis en évidence par les corrélations est confirmé par la SHAP *value*. Cependant, la teneur en eau à 5 cm semble avoir un effet relativement indépendant de la teneur en elle-même, à part pour quelques valeurs très élevées. De plus, ces valeurs élevées de teneur en eau à 5 cm sont associées à des valeurs élevées de flux alors que la corrélation calculée précédemment était négative. La SHAP *value* permet également de révéler l'effet des teneurs en O2 et de la température du sol. L'effet de la teneur en O2 à 25 cm se distingue surtout entre les teneurs très basses et le reste. Pour la teneur à 15 cm, l'effet dépend directement de la teneur. L'effet de cette teneur à 5 cm est moins prononcé. L'effet de la température se fait surtout sentir pour les températures élevées alors que les températures moyennes et faibles semblent avoir peu d'effet, ceci est valable quelle que soit la profondeur. L'humidité relative a un effet assez prononcé alors qu'elle n'était en aucun cas corrélée avec les flux.

Concernant les périodes de pic de RT (figure 3.15), l'effet très important de la teneur en eau à 5 cm montré par la corrélation est confirmé par la SHAP *value*, de même que l'effet de la vitesse du vent. En revanche, l'effet des deux autres teneurs en eau semble assez limité selon la SHAP *value*. De plus, la SHAP *value* montre un effet de la teneur en O2 à 25 et 15 cm, essentiellement un effet positif des valeurs les plus faibles de teneur en O2.

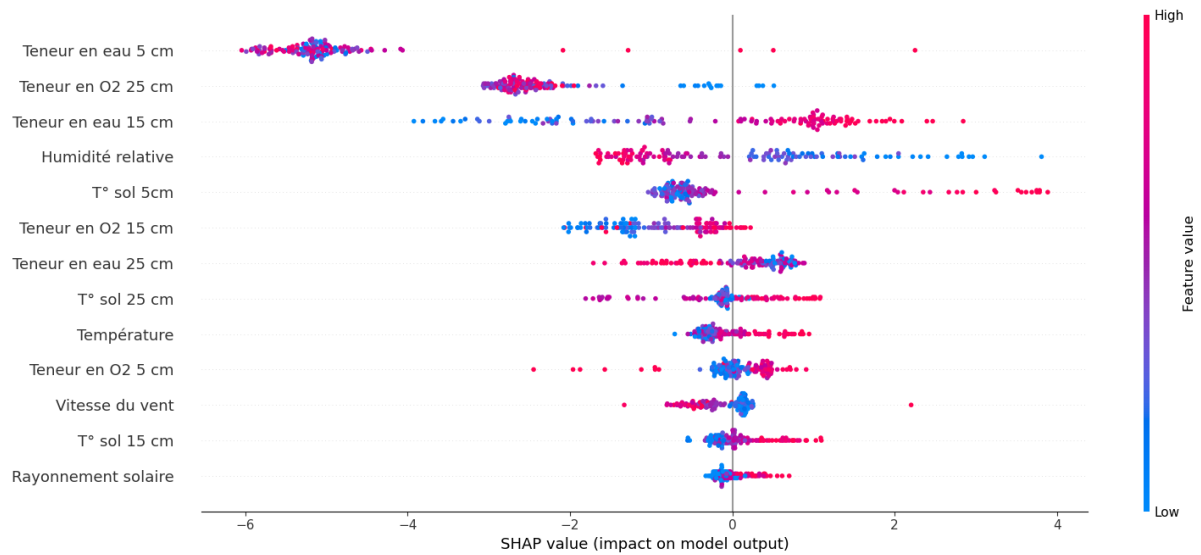


Figure 3.14 : Valeur SHAP pour RT en période de *background*

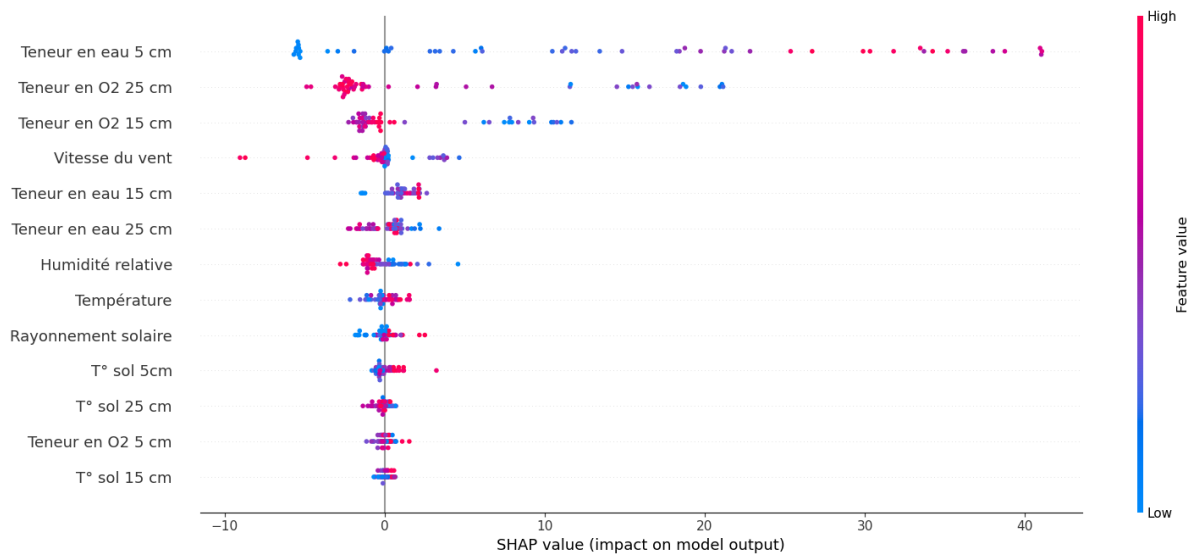


Figure 3.15 : SHAP values pour RT en période de pic

Les figures 13 à 16 présentent les SHAP values pour les différentes variables calculées sur base du modèle Random Forest. Chaque point représente un individu, l'abscisse de ce point donne sa SHAP value, plus elle est élevée en valeur absolue, plus le point a de l'influence sur la prédiction du flux par le modèle. L'ordonnée du point indique à quelle variable se réfère sa valeur et la couleur du point montre si la valeur qu'il prend pour la variable indiquée en ordonnée est faible ou élevée.

## 4. DISCUSSION

### 4.1. Evaluation du dispositif

#### 4.1.1. Représentativité des parcelles

Il y a manifestement un effet « parcelle », c'est-à-dire que, pour certaines dates, il existe une différence entre les moyennes de flux de N<sub>2</sub>O des parcelles. Les deux parcelles choisies pour installer les dispositifs automatiques ne peuvent donc pas être considérées comme complètement représentatives des modalités RT et CT sur l'ensemble de l'essai (figure 3.1).

Pour le *background*, les mesures effectuées sur toutes les parcelles montrent des émissions significativement plus importantes sur RT que sur CT, qui vont dans le même sens que les émissions capturées par les chambres automatiques. Concernant les mesures manuelles effectuées lors de la période de pic, il est difficile de déceler une différence entre les modalités, car il semble exister un décalage temporel entre les périodes de pic entre les parcelles. Compte tenu de leur caractère ponctuel, les mesures manuelles se révèlent trop peu fréquentes pour capturer simultanément la dynamique de chaque parcelle.

#### 4.1.2. Disposition des chambres

##### 4.1.2.1. Dépendance spatiale

Sur base des semi-variogrammes (figures 3.2 et 3.3), il n'est pas possible mettre en évidence une dépendance spatiale à quelque échelle que ce soit. En effet, la dispersion des points est assez chaotique. Pour pouvoir mettre en évidence une dépendance spatiale, il devrait être raisonnablement possible d'ajuster une relation théorique sur les données des semi-variogrammes. Pour donner un exemple, la figure 4.1 reprend 4 relations non linéaires caractéristiques de dépendances spatiales types.



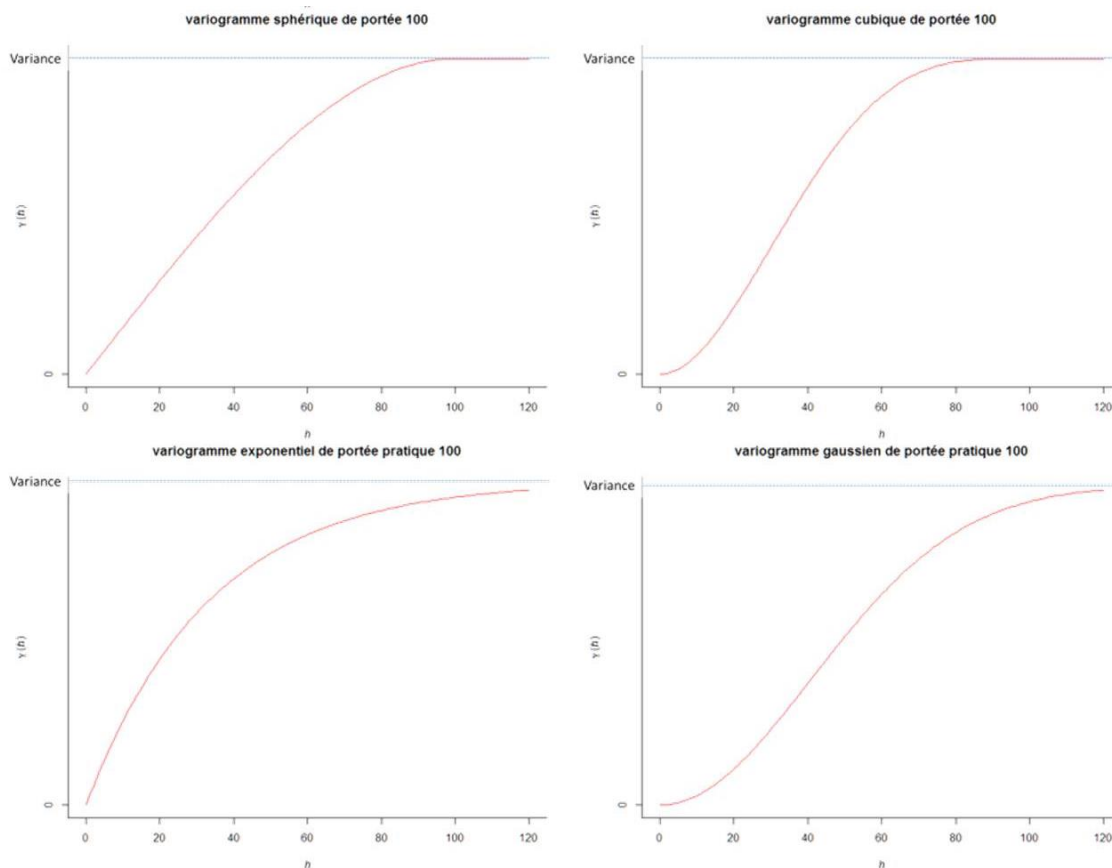


Figure 4.1 : Variogrammes théoriques de diverses formes

Deux raisons peuvent expliquer l'inexistence d'une relation de dépendance spatiale dans le cadre de cette étude : soit il n'y a pas de dépendance spatiale aux échelles investiguées (1 m et 40 m), soit le dispositif de mesure n'a pas été capable de la mettre en évidence.

Plusieurs éléments tendent cependant à faire penser qu'il existe bel et bien une dépendance spatiale et que ce soit plutôt du côté des caractéristiques du dispositif qu'il faille chercher une explication. Du côté de la littérature, Ambus et Christensen (1994) ont, par exemple, mis en évidence une dépendance spatiale des flux de N<sub>2</sub>O sur prairie en utilisant une résolution spatiale similaire à celle de ce travail. Bien que l'étude a été menée sur prairie, elle montre qu'il est possible d'observer une dépendance spatiale pour des flux de N<sub>2</sub>O. Aussi, les grandes chambres manuelles montrent un écart-type similaire aux chambres automatiques (entre chambres pour une date donnée). S'il n'y a pas de dépendance spatiale, la variabilité devrait chuter lorsque la taille des chambres augmente comme le montre la figure 3.4. L'impossibilité de mettre une dépendance en évidence est donc plus vraisemblablement liée au dispositif expérimental. Plusieurs choses peuvent expliquer ce problème. D'abord, le nombre de chambres par parcelle (54 par parcelle) déployées dans le cadre cette étude est un minimum pour établir un semi-variogramme (J. Meersmans communication personnelle). Néanmoins, les résultats pour la date où les 100 chambres ont été placées sur la même parcelle ne révèlent pas davantage d'information sur une éventuelle dépendance spatiale. Une autre explication pourrait être le caractère irrégulier des dépendances potentiellement observables sur les parcelles. De fait, les émissions de N<sub>2</sub>O sont connues pour s'exprimer sous forme de hotspots (van den Heuvel et al., 2009). Or, ces hotspots peuvent être de tailles ou de formes différentes correspondant à autant de semi-variogrammes différents. A l'échelle submétrique, la taille des hotspots peut aller de l'agrégat

(Schluter et al., 2018) aux zones de quelques décimètres de rayon qui sont plus humides (Ambus et Christensen, 1994), en passant par les amas de résidus de culture (Ball et al., 2000). Dans le dispositif mis en place, les chambres sont potentiellement positionnées à des endroits fort différents en termes de dépendance spatiale et le mélange de tous ces comportements est illisible avec le dispositif actuel.

#### 4.1.2.2. Effet de la taille des chambres pour la comparaison des modalités RT et CT

Le graphe (figure 3.4) qui présente le rééchantillonnage des chambres montre que les grandes chambres manuelles devraient avoir un écart-type deux fois plus faible que les chambres automatiques. Lorsque la taille augmente au-delà de celle des grandes chambres, l'écart-type diminue peu, il serait donc peu utile d'utiliser des chambres plus grandes. Par contre, augmenter la taille des chambres automatique permettrait de diminuer assez rapidement la variabilité entre les chambres. Sur base de ces graphiques, il semble que la taille des grandes chambres soit judicieuse. Aussi, la taille des chambres automatiques pourrait être augmentée pour gagner en précision. Smith et al. (1994) obtiennent aussi une diminution du coefficient de variation lorsqu'ils simulent les mesures de grandes chambres sur base des données de plus petites chambres, mais ils ne travaillaient pas à la même échelle (ils passent de 0.13 m<sup>2</sup> à 62 m<sup>2</sup>). Lorsqu'ils mesurent les émissions avec deux types de chambres (0.78 et 49 dm<sup>2</sup>), Ambus et al. (1993) montrent qu'il existe une diminution du coefficient de variation (77 et 40 % respectivement). Saggar et al. (2008) observent aussi une diminution de la variabilité lorsqu'ils passent de petites chambres (0.049 m<sup>2</sup>) aux grandes (0.5 m<sup>2</sup>).

Cependant, tous ces résultats semblent invalidés par les mesures de variabilité faites sur le terrain (table 3.1). En effet, pour le 23 juin, les écarts-types des petites chambres sont beaucoup plus faibles (3 à 6 fois plus faibles) que pour les grandes chambres et les chambres automatiques, ce qui est en totale contradiction avec ce que montrent les prédictions par rééchantillonnage. De manière générale, la diminution des CV observés dans la littérature ne semble pas s'appliquer entre les petites chambres et les deux autres types (à part le 11 juin sur CT). En revanche, une tendance à la diminution du coefficient de variation apparaît entre les chambres automatiques et les grandes chambres comme c'est le cas dans les données de la littérature (Ambus et al., 1993 et Saggar et al., 2008).

Les moyennes des petites chambres sont aussi plus faibles que pour les autres types de chambres, ce qui remet en cause la pertinence des résultats pour cette date. Plusieurs explications existent quant aux valeurs plus faibles le 23 juin sur les petites chambres. D'abord, la cohérence des moyennes pour le 11 juin laisse penser qu'il ne s'agit pas d'un biais systématique dû à un problème technique lors de la mesure (problème d'herméticité du système ou flux préférentiels plus prononcés). Néanmoins, Clough et al. (2020) ont montré que le ratio surface/périmètre devrait idéalement se situer au-dessus de 10 cm. En deçà, le risque d'erreur dû à une mauvaise étanchéité du système est fort important. Les petites chambres avec leur ratio de 2 cm sont donc potentiellement problématiques, mais c'est aussi le cas des chambres automatiques. Enfin, les conditions du sol dans lequel ont été implantées les petites chambres peuvent être différentes de celles des autres types de chambres, notamment à cause de l'arrosage. De fait, l'arrosage des petites chambres se faisait sur une plus petite surface augmentant ainsi le risque d'effets de bord dus à la redistribution latérale de l'eau autour de la zone arrosée, les petites chambres auraient donc reçu moins d'eau au final.

Concernant la représentativité du système automatique, les mesures avec grandes chambres manuelles sur les parcelles automatiques sont semblables aux mesures automatiques et suivent les mêmes dynamiques (figure 3.5). Les dispositifs automatiques semblent donc bien être représentatifs des parcelles sur lesquelles ils se trouvent. La littérature montre d'ailleurs que la taille des chambres n'influence pas la moyenne des flux mesurés pour la gamme de tailles des chambres utilisée dans cette étude (Saggar et al., 2008).

## 4.2. Comparaison RT/CT

### 4.2.1. Comparaison des moyennes N<sub>2</sub>O

L'examen des mesures réalisées manuellement sur toutes les parcelles montre que les émissions moyennes de l'essai sur RT sont systématiquement supérieures à celles sur CT (figure 3.1). Ceci peut être lié aux différences de propriétés du sol entre modalités montrées à la table 3.4. Les analyses de sol montrent notamment que le taux de COT sur les dix premiers centimètres est plus élevé de 30% sur RT, or un taux de carbone organique élevé favorise l'activité des micro-organismes à l'origine des émissions de N<sub>2</sub>O (Mitchell et al., 2013). Le taux d'azote total est presque significativement différent entre RT et CT (p-valeur de 0.064). C'est sur RT que le taux d'azote total est le plus important (+ 25%), ce qui peut également expliquer en partie que les émissions de N<sub>2</sub>O soient plus importantes. En effet, l'azote présent dans le sol, même s'il n'est pas directement présent sous forme minérale, peut être extrait par les micro-organismes et être utilisé par ceux qui sont à l'origine des émissions de N<sub>2</sub>O. Chen et al. (2013) montrent d'ailleurs dans leur *review* que plus les résidus organiques apportés au champ contiennent d'azote, plus les émissions de N<sub>2</sub>O augmentent.

La parcelle automatique avec travail réduit du sol présente également des émissions plus importantes de N<sub>2</sub>O que celle en labour conventionnel. C'est du moins le cas pour le *background* et le premier pic. Chez Lognoul et al. (2017), les flux sont aussi plus élevés dans le *background*, avec un retassement vers la fin de saison, et lors de l'unique pic d'émissions capturé en fin de printemps, qui apparaît nettement sur RT et très peu sur CT. Concernant le deuxième épisode de pics qui suit la deuxième irrigation du 21 juin et la pluie du 23 juin, la différence entre modalités n'est pas significative. De plus, lors de la période de *background* qui suit ce dernier épisode de pics, il n'y a pas de différence entre les émissions des deux parcelles. Pour la moyenne générale de toute la saison, la différence des moyennes n'est pas significative (p-valeur = 0.121), mais elle n'en est pas loin et la tendance est assez marquée à plus d'émissions sur RT que CT. Cette situation illustre bien le fait que la différence ne soit pas constante dans le temps. Tellez-Rio et al. (2015) observent eux aussi certaines périodes durant lesquelles il existe une différence entre diverses modalités de travail du sol et d'autres moments où les émissions sont assez similaires. Encore une fois, la différence observée dans les valeurs des émissions entre les deux modalités peut s'expliquer par les différences dans les propriétés du sol. L'effet des différences concernant le COT et l'azote total a déjà été discuté précédemment. En plus de ces différences observées pour tout l'essai, viennent s'ajouter des différences qui n'apparaissent qu'entre les deux parcelles automatiques. Il s'agit des différences de pH, d'azote minéral et de densité apparente. Le pH était plus bas sur CT, or la littérature montre qu'un pH plus bas a tendance à favoriser les émissions de N<sub>2</sub>O (Van den Heuvel et al., 2011 et Russenes et al.,

2016). De la même manière, les teneurs en azote minéral plus élevées sur CT devraient aussi favoriser les émissions de N<sub>2</sub>O (Ruser et al., 2001 et Avrahami et al., 2002). La table 3.3, montre aussi que la densité apparente du sol sur les 10 premiers centimètres est 5% plus haute sur CT. Si Chellappa et al. (2021) montrent une diminution de la densité de 10 à 20 % sur des parcelles en non-labour par rapport au labour conventionnel, la littérature rapporte généralement une augmentation de la densité apparente sur RT (Hill et al, 1985 ; Rhoton et al., 1993 et Chervet et al., 2016). Or l'augmentation de la densité a plutôt tendance à faire augmenter les émissions (Rousset et al., 2020 et Hamonts et al., 2013) et ne permet donc pas d'expliquer les différences entre modalités observées ici. In fine, l'origine de la différence d'émission est plutôt à aller chercher dans la différence de contenu en carbone ou en azote total. Les teneurs en eau mesurées par les dispositifs automatiques étaient aussi plus élevées sur RT que sur CT, or des teneurs en eau élevées sont susceptibles de provoquer des flux de N<sub>2</sub>O plus importants (Sitaula and Bakken, 1993). Néanmoins, les teneurs en eau du sol sont à relativiser comme facteur d'émission, car elles n'intègrent pas la porosité qui intervient dans les processus qui expliquent l'effet de l'eau sur les émissions. La WFPS intègre ce paramètre, mais nécessite de connaître la porosité pour être calculée ou d'être considérée comme constante. Elle ne peut donc pas être calculée en continu durant la saison, mais elle peut tout de même être calculée pour la date où a été effectuée la mesure de densité (23 juin) en utilisant la méthode décrite dans Delespesse et al. (2021). Pour cette date, la WFPS est de 0.662 et 0.650 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> sur RT et CT respectivement, la WFPS est donc plus importante sur RT, mais dans une moindre mesure que la teneur en eau à la même date (0.346 et 0.323 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> pour RT et CT respectivement). Le fait que la différence se marque lors du premier pic et pas lors du deuxième peut s'expliquer par la teneur en eau atteinte qui est de nouveau supérieure sur RT. Or, les pics d'émission de N<sub>2</sub>O se déclenchent généralement après avoir atteint une valeur seuil de teneur en eau. Ainsi, Choudary et al. (2001), Carran et al. (1995) et Sitaula et Bakken (1993) rapportent des teneurs en eau à partir desquelles les flux augmentent nettement (30, 35 et 45%vol respectivement). Avec une teneur en eau qui atteint 35% sur RT alors qu'elle peine à atteindre les 30% sur CT, l'hypothèse du seuil tient la route. Le fait que les teneurs en eau soient plus élevées sur RT peut s'expliquer par une meilleure rétention grâce, notamment, à la plus grande teneur en carbone organique (Hill et al., 1985 et Hill, 1990).

Le biais lié à la non-représentativité de l'essai par les deux parcelles automatiques peut donc être relativisé par les différences observées sur tout l'essai. Il est important de noter que les mesures manuelles ne permettent pas d'appréhender la dynamique fine des émissions qui peut, d'une part, différer entre deux parcelles, et d'autre part, se décaler, comme discuté (Voir section 4.1.1). La conclusion quant à une différence significative d'émission entre les deux modalités doit donc se faire en tenant compte à la fois des mesures manuelles et automatiques. En effet, selon les mesures manuelles réalisées sur 4 parcelles (répétitions) de CT, la parcelle automatique est celle qui présente les émissions les plus importantes alors que ce n'est pas le cas de la parcelle pour RT (figure). Le fait que les émissions saisonnières (mesurées avec les chambres automatiques) de la plus émettrice des parcelles CT soient inférieures à celles d'une parcelle moyenne de RT va dans le sens d'une émission plus importante de la modalité RT pour toute la saison et tout l'essai. Ces conclusions sont aussi à relativiser étant donné la fréquence des mesures manuelles et leur représentativité des épisodes de pics sur chaque parcelle. Aussi, pour CT, les données manquent lors du début du deuxième pic (figure 3.7). Les deux points mesurés sur CT et qui semblent largement au-dessus des autres peuvent laisser penser que les émissions sur CT étaient très importantes lors de ce début de deuxième pic. Cependant,

le fait que les flux d'une seule partie des chambres ont servi à calculer les valeurs pour les deux cycles problématiques invite à se méfier des valeurs qui y sont associées. En définitive, il existe une possibilité que le début du deuxième pic ait été plus important sur CT que sur RT, ce qui va à l'encontre du reste des résultats. Les deux valeurs très élevées sur CT peuvent s'expliquer par un phénomène de dégazage. L'eau chasse le gaz présent dans les pores du sol d'un coup, ce qui explique les émissions très importantes (Waldo et al., 2019). Ce phénomène de dégazage permet aussi d'expliquer l'interruption brusque des émissions après la première partie de la deuxième période de pic ainsi que la période de faible émission qui suit (malgré la pluie). En effet, comme le sol a été vidé du gaz chargé en N<sub>2</sub>O, il faut un peu de temps pour que le taux de N<sub>2</sub>O augmente dans le sol, ce qui est une condition préliminaire à son émission dans l'atmosphère.

#### 4.2.2. Effet des drivers

Concernant les corrélations, quelques différences apparaissent entre RT et CT. Tout d'abord, il y a beaucoup plus de variables corrélées à RT qu'à CT. Les variables qui s'ajoutent sur RT sont les températures du sol et le rayonnement, soit des variables qui suivent un cycle journalier. Ceci peut être lié au fait que sur RT, il y a toute une période où les flux suivent un cycle journalier.

Ensuite, la vitesse du vent apparaît comme variable explicatrice en *background* sur CT et en pic sur RT. A priori, cette différence ne s'explique pas par une différence de fonctionnement des modalités et doit sans doute être propre au dataset utilisé. La vitesse du vent évolue selon un cycle journalier et les flux sur CT suivent un cycle journalier également lors du *background*, même si ce cycle est bien moins prononcé que sur RT. Ceci peut expliquer la corrélation avec la vitesse du vent sur CT en période de *background*. Cette corrélation positive peut s'expliquer par un effet du vent sur la chambre de mesure. En effet, Suleau et al. (2009) ont montré qu'à des vitesses de vent élevées, la pression au sein de la chambre peut être perturbée et cela peut mener à une surestimation des flux. Aussi, lors de la deuxième période de pic, les flux les plus importants ont lieu pendant la nuit, c'est-à-dire au moment où le vent est le plus faible. Ceci peut expliquer la corrélation négative avec les flux de pic sur RT.

Aussi, en période de pic, c'est surtout les teneurs en O<sub>2</sub> qui sont corrélées aux flux sur CT, alors que ce sont plutôt les teneurs en eau qui le sont sur RT. Une explication possible pour cette différence est le fait que lors du premier pic, les teneurs en eau augmentent, mais les teneurs en O<sub>2</sub> bougent peu. Or, les flux sur RT augmentent, comme les teneurs en eau, et ceux sur CT bougent peu, comme les teneurs en O<sub>2</sub>. Les teneurs en eau sont corrélées aux flux de N<sub>2</sub>O pour deux raisons. D'abord, dans les gammes de teneur en eau faibles, une augmentation des teneurs en eau favorise l'activité microbienne aérobie (Skopp et al., 1990), notamment celle qui produit le N<sub>2</sub>O par nitrification (Grundmann et al., 1995). Ensuite, dans les gammes de teneur en eau élevée, lorsque la teneur en eau augmente, les conditions sont de plus en plus anoxiques, car l'air circule mal dans le sol. Or, les conditions anoxiques favorisent la dénitrification au cours de laquelle le N<sub>2</sub>O est produit (de Klein et van Logtestijn, 1996 et Aulakh et al., 1991). Les teneurs en oxygène sont corrélées aux émissions de N<sub>2</sub>O puisqu'elles rendent compte du niveau d'anoxie qui favorise la production du gaz azoté. Pour le *background* de CT, les SHAP *values* mettent en évidence l'effet de la teneur en O<sub>2</sub> alors que les

corrélations ne le faisaient pas. Ceci tient sans doute à la nature non linéaire de la relation entre les teneurs en O<sub>2</sub> et les flux. En effet, les flux semblent indépendants des teneurs lorsque celles-ci sont faibles, puis augmenter lorsque des teneurs plus élevées sont atteintes. Ces résultats sont contradictoires avec la littérature qui montre généralement un effet négatif de l'augmentation des teneurs en O<sub>2</sub> sur les flux (Parkin et Tiedje, 1998).

Enfin, deux éléments peuvent expliquer l'effet de la température en période de pic pour RT. Premièrement, lors du premier pic, les émissions sur RT suivent un cycle journalier en phase avec la température. Ceci peut expliquer la corrélation positive avec la température et le fait que CT ne soit pas corrélé positivement à la température, étant donné que ses flux évoluent moins durant cette période. Deuxièmement, lors du deuxième pic, les émissions les plus fortes se font durant la nuit qui suit l'arrosage et durant la journée du 22 juin pendant laquelle il fait nuageux. Or, pendant la nuit, le sol est plus froid et lorsqu'il fait nuageux, il ne se réchauffe pas autant qu'en périodes ensoleillées. Les émissions les plus fortes sont donc associées aux périodes où le sol est le plus froid, ce qui explique une corrélation négative avec la température. Sans doute que le fait qu'il manque des données lors du deuxième pic sur CT explique aussi pourquoi il n'y a pas de corrélation négative entre ses flux et la température. Les températures à 15 et 25 cm ne diffèrent que par leur amplitude et leur déphasage n'est pas visible avec la résolution temporelle utilisée. Cette différence d'amplitude n'explique pas pourquoi l'une des deux températures est corrélée positivement aux flux sur RT et l'autre négativement. Cette différence dans la corrélation doit être due au calcul de la corrélation partielle, mais cette hypothèse n'a pas pu être vérifiée. L'effet de la température que permet de mettre en évidence la SHAP *value* pour le *background* de RT est cohérent avec les données de la littérature (Smith et al., 1998). Le fait que la SHAP *value* permet de mettre en évidence l'effet des teneurs en O<sub>2</sub> et de la température contrairement à la corrélation vient du caractère non linéaire de la relation entre ces variables et les flux.

La présence de l'humidité relative parmi les variables avec le plus grand pouvoir explicatif mises en évidence par la SHAP *value* vient sans doute de l'effet « cycle journalier » discuté plus haut.

## **5. CONTRIBUTION PERSONNELLE**

Dans le cadre de ce TFE, j'ai eu l'occasion de participer au développement des dispositifs de mesure en créant les petites chambres manuelles, en développant un système d'acquisition des données pour les chambres manuelles et en améliorant le dispositif de chambres automatiques. J'ai aussi installé les chambres manuelles et participé à l'installation du dispositif automatique.

Durant la campagne de mesure, j'ai assuré la maintenance du système de mesure automatique et j'ai participé à l'irrigation manuelle des parcelles. J'ai également réalisé les mesures manuelles de flux de N<sub>2</sub>O et participé aux échantillonnages de sol et de biomasse.

Concernant le traitement de données, j'ai mis au point le programme de traitement des données des chambres manuelles et j'ai contribué à l'amélioration du programme de traitement des flux des chambres automatiques.

## 6. CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Ce travail comportait deux objectifs principaux : l'étude de l'effet du travail du sol sur les émissions de N<sub>2</sub>O et l'étude de la variabilité spatiale de ces émissions dans le but d'évaluer l'efficacité d'un système en place. Le premier objectif est rempli via l'examen des moyennes des émissions et via une analyse des facteurs explicatifs des flux. Pour le second objectif, les variabilités inter- et intraparcellaire sont évaluées.

Le système en place est constitué de chambres de mesure automatique. La variabilité spatiale est évaluée à l'aide de chambres de mesure manuelle. La collecte de données ancillaires permet une analyse des facteurs explicatifs des flux. Ces données concernent le sol, la météo et la biomasse.

La comparaison des mesures effectuées avec les chambres manuelles et automatiques montre que le dispositif de mesure automatique est représentatif des parcelles sur lesquelles il se trouve. Néanmoins, la variabilité interparcellaire indique que ces parcelles ne sont pas complètement représentatives de l'essai entier. Durant les prochaines campagnes de mesure sur cet essai, l'idéal serait de déployer des dispositifs automatiques sur plus de parcelles afin de diminuer l'incertitude associée aux observations mise en évidence entre modalités sur une seule répétition.

Le dispositif de mesure avec les petites chambres manuelles mis en place pour cette étude ne permet pas de saisir la complexité de la variabilité spatiale intraparcellaire et de mettre en évidence l'hypothèse probable d'une dépendance spatiale des flux. Lors de prochaines études, les petites chambres pourraient être réutilisées, mais leur disposition devrait être revue. Par exemple, elles pourraient toutes être placées dans la zone actuellement dédiée aux mesures automatiques. Ce placement beaucoup plus dense permettrait peut-être de mettre en évidence de la dépendance spatiale dans la zone de mesure. Ces petites chambres peuvent aussi être utilisées pour étudier les facteurs de variabilité spatiale en effectuant des prélèvements de sol directement à l'endroit où elles sont posées. La force des petites chambres dans le cadre d'une telle étude étant leur nombre important.

Les flux moyens de N<sub>2</sub>O ont été significativement différents pour le premier pic et en période de *background* uniquement. Malgré tout, les tendances révèlent des flux plus importants sur RT durant toute la campagne de mesure. Si la différence de moyennes pour toute la saison n'est pas significative, c'est surtout parce que la variabilité spatiale est importante. Pour avoir des résultats plus robustes statistiquement, le dispositif pourrait être amélioré. L'idéal serait d'augmenter le nombre de chambres et d'étendre le dispositif de mesure aux autres parcelles de l'essai. Les résultats obtenus en visitant tout l'essai avec les grandes chambres ont d'ailleurs pu appuyer et corroborer les tendances observées avec les chambres automatiques. L'utilisation de chambres de taille plus grande semble par contre peu prometteuse, car la variabilité n'est pas beaucoup plus faible sur les grandes chambres manuelles que sur les chambres automatiques malgré un facteur 5 sur la couverture de sol. Les différences dans les flux de N<sub>2</sub>O ont surtout été expliquées par des différences de teneurs en carbone organique et en azote total, ainsi que par un comportement hydrique différent entre modalités.

L'étude des facteurs expliquant les émissions de N<sub>2</sub>O montre un effet prépondérant de la teneur en eau et en oxygène. Sur RT, d'autres variables explicatives apparaissent. Ce sont des variables qui suivent un cycle journalier, comme les émissions sur RT durant une grande partie de la campagne de



mesure. La vitesse du vent intervient aussi comme facteur explicatif des flux et pourrait révéler un défaut de design du système de chambres automatiques. Cet effet du vent mérite donc d'être investigué plus en profondeur durant les prochaines campagnes de mesure utilisant ce dispositif. La SHAP *value* a permis de mettre en évidence des relations non linéaires qui n'apparaissent pas avec les corrélations. Il n'y a pas d'incohérence dans les résultats fournis par l'étude de la SHAP *value* et elle permet d'étudier plus finement les relations entre facteurs et émissions. La méthode paraît donc avoir du potentiel dans le cadre de l'étude des facteurs explicatifs des émissions.

## BIBLIOGRAPHIE

- Abdalla, M., B. Osborne, G. Lanigan, D. Forristal, M. Williams, P. Smith, et M. B. Jones. « Conservation Tillage Systems: A Review of Its Consequences for Greenhouse Gas Emissions ». *Soil Use and Management* 29, n° 2 (juin 2013): 199-209. <https://doi.org/10.1111/sum.12030>.
- Ambus, P., H. Clayton, J. R. M. Arah, K. A. Smith, et S. Christensen. « Similar N<sub>2</sub>O flux from soil measured with different chamber techniques ». *Atmospheric Environment. Part A. General Topics* 27, n° 1 (1 janvier 1993): 121-23. [https://doi.org/10.1016/0960-1686\(93\)90078-D](https://doi.org/10.1016/0960-1686(93)90078-D).
- Ambus, Per, et Søren Christensen. « Measurement of N<sub>2</sub>O Emission from a Fertilized Grassland: An Analysis of Spatial Variability ». *Journal of Geophysical Research* 99, n° D8 (1994): 16549. <https://doi.org/10.1029/94JD00267>.
- Aulakh, M. S., J. W. Doran, D. T. Walters, et J. F. Power. « Legume residue and soil water effects on denitrification in soils of different textures ». *Soil Biology and Biochemistry* 23, n° 12 (1 janvier 1991): 1161-67. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(91\)90029-J](https://doi.org/10.1016/0038-0717(91)90029-J).
- Avrahami, Sharon, Ralf Conrad, et Gesche Braker. « Effect of Soil Ammonium Concentration on N<sub>2</sub>O Release and on the Community Structure of Ammonia Oxidizers and Denitrifiers ». *Applied and Environmental Microbiology* 68, n° 11 (novembre 2002): 5685-92. <https://doi.org/10.1128/AEM.68.11.5685-5692.2002>.
- Ball, B. C., G. W. Horgan, et J. P. Parker. « Short-Range Spatial Variation of Nitrous Oxide Fluxes in Relation to Compaction and Straw Residues: Variation of Nitrous Oxide Emissions ». *European Journal of Soil Science* 51, n° 4 (décembre 2000): 607-16. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2000.00347.x>.
- Ball, Bruce C., Graham W. Horgan, Helen Clayton, et John P. Parker. « Spatial Variability of Nitrous Oxide Fluxes and Controlling Soil and Topographic Properties ». *Journal of Environmental Quality* 26, n° 5 (septembre 1997): 1399-1409. <https://doi.org/10.2134/jeq1997.00472425002600050029x>.
- Beare, M. H., P. F. Hendrix, M. L. Cabrera, et D. C. Coleman. « Aggregate-Protected and Unprotected Organic Matter Pools in Conventional- and No-Tillage Soils ». *Soil Science Society of America Journal* 58, n° 3 (1994): 787-95. <https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800030021x>.
- Benoit, Marie, Josette Garnier, et Gilles Billen. « Temperature dependence of nitrous oxide production of a luvisolic soil in batch experiments ». *Process Biochemistry* 50, n° 1 (1 janvier 2015): 79-85. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2014.10.013>.
- Blanco-Canqui, Humberto, et R. Lal. « No-Tillage and Soil-Profile Carbon Sequestration: An On-Farm Assessment ». *Soil Science Society of America Journal* 72, n° 3 (mai 2008): 693-701. <https://doi.org/10.2136/sssaj2007.0233>.
- Butterly, C. R., J. A. Baldock, et C. Tang. « The Contribution of Crop Residues to Changes in Soil PH under Field Conditions ». *Plant and Soil* 366, n° 1-2 (mai 2013): 185-98. <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1422-1>.
- Carran, Ra, Pw Theobald, et Jp Evans. « Emission of Nitrous-Oxide from Some Grazed Pasture Soils in New Zealand ». *Soil Research* 33, n° 2 (1995): 341. <https://doi.org/10.1071/SR9950341>.

- Chapuis-Lardy, Lydie, Nicole Wrage, Aurélie Metay, Jean-Luc Chotte, et Martial Bernoux. « Soils, a Sink for N<sub>2</sub>O? A Review ». *Global Change Biology* 13, n° 1 (janvier 2007): 1-17. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01280.x>.
- Charteris, Alice F., David R. Chadwick, Rachel E. Thorman, Antonio Vallejo, Cecile A.M. Klein, Philippe Rochette, et Laura M. Cárdenas. « Global Research Alliance N<sub>2</sub>O Chamber Methodology Guidelines: Recommendations for Deployment and Accounting for Sources of Variability ». *Journal of Environmental Quality* 49, n° 5 (septembre 2020): 1092-1109. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20126>.
- Chellappa, Jemila, Kavya Laxmisagara Sagar, Udayakumar Sekaran, Sandeep Kumar, et Parmodh Sharma. « Soil Organic Carbon, Aggregate Stability and Biochemical Activity under Tilled and No-Tilled Agroecosystems ». *Journal of Agriculture and Food Research* 4 (juin 2021): 100139. <https://doi.org/10.1016/j.jafr.2021.100139>.
- Chen, Huaihai, Xuechao Li, Feng Hu, et Wei Shi. « Soil Nitrous Oxide Emissions Following Crop Residue Addition: A Meta-Analysis ». *Global Change Biology* 19, n° 10 (octobre 2013): 2956-64. <https://doi.org/10.1111/gcb.12274>.
- Chervet, Andreas, Wolfgang G Sturny, Peter Weisskopf, et Marlies Sommer. « Porosité du sol et transport de gaz après 19 ans de semis direct et de labour », 2016.
- Choudhary, M. « Nitrous Oxide Emissions in Soils Cropped with Maize under Long-Term Tillage and under Permanent Pasture in New Zealand ». *Soil and Tillage Research* 62, n° 1-2 (octobre 2001): 61-71. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(01\)00208-2](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(01)00208-2).
- Ciais, P., Sabine Chris, Balasubramanian Govindasamy, Laurent Bopp, V. Brovkin, J. Canadell, Abha Chhabra, Ruth Defries, James Galloway, et Martin Heimann. « Carbon and other biogeochemical cycles ». *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*, 1 janvier 2013, 465-570.
- Clemens, J., M. P. Schillinger, H. Goldbach, et B. Huwe. « Spatial Variability of N<sub>2</sub>O Emissions and Soil Parameters of an Arable Silt Loam - a Field Study ». *Biology and Fertility of Soils* 28, n° 4 (8 février 1999): 403-6. <https://doi.org/10.1007/s003740050512>.
- Clough, Timothy J., Philippe Rochette, Steve M. Thomas, Mari Pihlatie, Jesper R. Christiansen, et Rachel E. Thorman. « Global Research Alliance N<sub>2</sub>O Chamber Methodology Guidelines: Design Considerations ». *Journal of Environmental Quality* 49, n° 5 (septembre 2020): 1081-91. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20117>.
- De Klein, C.A.M., et R.S.P. Van Logtestijn. « Denitrification in Grassland Soils in The Netherlands in Relation to Irrigation, N-Application Rate, Soil Water Content and Soil Temperature ». *Soil Biology and Biochemistry* 28, n° 2 (février 1996): 231-37. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(95\)00131-X](https://doi.org/10.1016/0038-0717(95)00131-X).
- Delespesse, M., Boland, F., Chopin, H., & Heinesch, B. (2021). *Mesure des flux de N<sub>2</sub>O d'un sol agricole : Dynamique des émissions et impact du travail du sol sur le bilan saisonnier*. Retrieved from <https://lib.uliege.behttps://matheo.uliege.be>
- D'Haene, Karoline, Annemie Van den Bossche, Jeroen Vandenbruwane, Stefaan De Neve, Donald Gabriels, et Georges Hofman. « The Effect of Reduced Tillage on Nitrous Oxide Emissions of Silt Loam Soils ». *Biology and Fertility of Soils* 45, n° 2 (novembre 2008): 213-17. <https://doi.org/10.1007/s00374-008-0330-2>.

- Drury, Craig F., Chin-Sheng Tan, Thomas W. Welacky, Tom O. Oloya, Allan S. Hamill, et Susan E. Weaver. « Red Clover and Tillage Influence on Soil Temperature, Water Content, and Corn Emergence ». *Agronomy Journal* 91, n° 1 (janvier 1999): 101-8. <https://doi.org/10.2134/agronj1999.00021962009100010016x>.
- Giles, Madeline, Nicholas Morley, Elizabeth M. Baggs, et Tim J. Daniell. « Soil Nitrate Reducing Processes – Drivers, Mechanisms for Spatial Variation, and Significance for Nitrous Oxide Production ». *Frontiers in Microbiology* 3 (2012). <https://doi.org/10.3389/fmicb.2012.00407>.
- Greenwood, D. J. « Nitrification and Nitrate Dissimilation in Soil ». *Plant and Soil* 17, n° 3 (1 décembre 1962): 365-77. <https://doi.org/10.1007/BF01377674>.
- Groffman, Peter M., Klaus Butterbach-Bahl, Robinson W. Fulweiler, Arthur J. Gold, Jennifer L. Morse, Emilie K. Stander, Christina Tague, Christina Tonitto, et Philippe Vidon. « Challenges to Incorporating Spatially and Temporally Explicit Phenomena (Hotspots and Hot Moments) in Denitrification Models ». *Biogeochemistry* 93, n° 1-2 (mars 2009): 49-77. <https://doi.org/10.1007/s10533-008-9277-5>.
- Grundmann, G. L., P. Renault, L. Rosso, et R. Bardin. « Differential Effects of Soil Water Content and Temperature on Nitrification and Aeration ». *Soil Science Society of America Journal* 59, n° 5 (1995): 1342-49. <https://doi.org/10.2136/sssaj1995.03615995005900050021x>.
- Guenet, Bertrand, Benoit Gabrielle, Claire Chenu, Dominique Arrouays, Jérôme Balesdent, Martial Bernoux, Elisa Bruni, et al. « Can N<sub>2</sub>O Emissions Offset the Benefits from Soil Organic Carbon Storage? ». *Global Change Biology* 27, n° 2 (janvier 2021): 237-56. <https://doi.org/10.1111/gcb.15342>.
- Hamonts, Kelly, Nimlesh Balaine, Elena Moltchanova, Mike Beare, Steve Thomas, Steven A. Wakelin, Maureen O'Callaghan, Leo M. Condon, et Tim J. Clough. « Influence of Soil Bulk Density and Matric Potential on Microbial Dynamics, Inorganic N Transformations, N<sub>2</sub>O and N<sub>2</sub> Fluxes Following Urea Deposition ». *Soil Biology and Biochemistry* 65 (octobre 2013): 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.05.006>.
- Harrison-Kirk, T., M.H. Beare, E.D. Meenken, et L.M. Condon. « Soil Organic Matter and Texture Affect Responses to Dry/Wet Cycles: Effects on Carbon Dioxide and Nitrous Oxide Emissions ». *Soil Biology and Biochemistry* 57 (février 2013): 43-55. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.10.008>.
- He, Donglan, et Wenjie Wan. « Distribution of Culturable Phosphate-Solubilizing Bacteria in Soil Aggregates and Their Potential for Phosphorus Acquisition ». Édité par Lindsey Price Burbank. *Microbiology Spectrum* 10, n° 3 (29 juin 2022): e00290-22. <https://doi.org/10.1128/spectrum.00290-22>.
- Hénault, C., A. Grossel, B. Mary, M. Roussel, et J. Léonard. « Nitrous Oxide Emission by Agricultural Soils: A Review of Spatial and Temporal Variability for Mitigation ». *Pedosphere* 22, n° 4 (août 2012): 426-33. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(12\)60029-0](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(12)60029-0).
- Heuvel, R.N. van den, M.M. Hefting, N.C.G. Tan, M.S.M. Jetten, et J.T.A. Verhoeven. « N<sub>2</sub>O Emission Hotspots at Different Spatial Scales and Governing Factors for Small Scale Hotspots ». *Science of The Total Environment* 407, n° 7 (mars 2009): 2325-32. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.11.010>.
- Hiel, Marie-Pierre, Sophie Barbieux, Jérôme Pierreux, Claire Olivier, Guillaume Lobet, Christian Roisin, Sarah Garré, Gilles Colinet, Bernard Bodson, et Benjamin Dumont. « Impact of Crop Residue Management on Crop Production and Soil Chemistry after Seven Years of Crop

- Rotation in Temperate Climate, Loamy Soils ». *PeerJ* 6 (23 mai 2018): e4836. <https://doi.org/10.7717/peerj.4836>.
- Hill, R. L. « Long-Term Conventional and No-Tillage Effects on Selected Soil Physical Properties ». *Soil Science Society of America Journal* 54, n° 1 (1990): 161-66. <https://doi.org/10.2136/sssaj1990.03615995005400010025x>.
- Hill, R. L., R. Horton, et R. M. Cruse. « Tillage Effects on Soil Water Retention and Pore Size Distribution of Two Mollisols ». *Soil Science Society of America Journal* 49, n° 5 (1985): 1264-70. <https://doi.org/10.2136/sssaj1985.03615995004900050039x>.
- Huang, Yao, Jianwen Zou, Xunhua Zheng, Yuesi Wang, et Xingkai Xu. « Nitrous Oxide Emissions as Influenced by Amendment of Plant Residues with Different C:N Ratios ». *Soil Biology and Biochemistry* 36, n° 6 (juin 2004): 973-81. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.02.009>.
- Huang, Yawen, Wei Ren, Lixin Wang, Dafeng Hui, John H. Grove, Xiaojuan Yang, Bo Tao, et Ben Goff. « Greenhouse gas emissions and crop yield in no-tillage systems: A meta-analysis ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 268 (1 décembre 2018): 144-53. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.09.002>.
- Husson, Olivier, Alexandre Brunet, Daniel Babre, Hubert Charpentier, Michel Durand, et Jean-Pierre Sarthou. « Conservation Agriculture systems alter the electrical characteristics (Eh, pH and EC) of four soil types in France ». *Soil and Tillage Research* 176 (1 mars 2018): 57-68. <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.11.005>.
- Hutchinson, G. L., et A. R. Mosier. « Improved Soil Cover Method for Field Measurement of Nitrous Oxide Fluxes ». *Soil Science Society of America Journal* 45, n° 2 (mars 1981): 311-16. <https://doi.org/10.2136/sssaj1981.03615995004500020017x>.
- Johnson, Frank E., Robert N. Lerch, Peter P. Motavalli, Kristen S. Veum, et Peter C. Scharf. « Spatial Variability of Denitrification Enzyme Activity and Actual Denitrification Emissions on Missouri Claypan Soils ». *Soil Science Society of America Journal* 86, n° 6 (novembre 2022): 1582-96. <https://doi.org/10.1002/saj2.20457>.
- Kessel, Chris van, Rodney Venterea, Johan Six, Maria Arlene Adviento-Borbe, Bruce Linnquist, et Kees Jan van Groenigen. « Climate, Duration, and N Placement Determine N<sub>2</sub>O Emissions in Reduced Tillage Systems: A Meta-Analysis ». *Global Change Biology* 19, n° 1 (janvier 2013): 33-44. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02779.x>.
- Kuzyakov, Yakov, et Evgenia Blagodatskaya. « Microbial hotspots and hot moments in soil: Concept & review ». *Soil Biology and Biochemistry* 83 (1 avril 2015): 184-99. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.01.025>.
- Li, Yong, Xiaoqing Fu, Xinliang Liu, Jianlin Shen, Qiao Luo, Runlin Xiao, Yuyuan Li, Chengli Tong, et Jinshui Wu. « Spatial variability and distribution of N<sub>2</sub>O emissions from a tea field during the dry season in subtropical central China ». *Geoderma* 193-194 (1 février 2013): 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.10.008>.
- Lloyd, J., et J. A. Taylor. « On the Temperature Dependence of Soil Respiration ». *Functional Ecology* 8, n° 3 (juin 1994): 315. <https://doi.org/10.2307/2389824>.
- Lognoul, Margaux, Nicolas Theodorakopoulos, Marie-Pierre Hiel, Donat Regaert, François Broux, Bernard Heinesch, Bernard Bodson, Micheline Vandenberg, et Marc Aubinet. « Impact of Tillage on Greenhouse Gas Emissions by an Agricultural Crop and Dynamics of N<sub>2</sub>O Fluxes:

Insights from Automated Closed Chamber Measurements ». *Soil and Tillage Research* 167 (avril 2017): 80-89. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.11.008>.

Lundberg, Scott, and Su-In Lee. 2017. "A Unified Approach to Interpreting Model Predictions." *Advances in Neural Information Processing Systems* 2017-December (May): 4766–75. <http://arxiv.org/abs/1705.07874>.

Matthias, A. D., A. M. Blackmer, et J. M. Bremner. « A Simple Chamber Technique for Field Measurement of Emissions of Nitrous Oxide from Soils ». *Journal of Environmental Quality* 9, n° 2 (1980): 251-56. <https://doi.org/10.2134/jeq1980.00472425000900020017x>.

Mei, Kun, Zhenfeng Wang, Hong Huang, Chi Zhang, Xu Shang, Randy A. Dahlgren, Minghua Zhang, et Fang Xia. « Stimulation of N<sub>2</sub>O Emission by Conservation Tillage Management in Agricultural Lands: A Meta-Analysis ». *Soil and Tillage Research* 182 (octobre 2018): 86-93. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.05.006>.

Miranda, Katrina M., Michael G. Espey, et David A. Wink. « A Rapid, Simple Spectrophotometric Method for Simultaneous Detection of Nitrate and Nitrite ». *Nitric Oxide* 5, n° 1 (février 2001): 62-71. <https://doi.org/10.1006/niox.2000.0319>.

Mitchell, David C., Michael J. Castellano, John E. Sawyer, et Jose Pantoja. « Cover Crop Effects on Nitrous Oxide Emissions: Role of Mineralizable Carbon ». *Soil Science Society of America Journal* 77, n° 5 (septembre 2013): 1765-73. <https://doi.org/10.2136/sssaj2013.02.0074>.

Moldrup, P., T. Olesen, P. Schjønning, T. Yamaguchi, et D. E. Rolston. « Predicting the Gas Diffusion Coefficient in Undisturbed Soil from Soil Water Characteristics ». *Soil Science Society of America Journal* 64, n° 1 (janvier 2000): 94-100. <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.64194x>.

Nelson, D.w., et L.e. Sommers. « Total Carbon, Organic Carbon, and Organic Matter ». In *Methods of Soil Analysis*, 539-79. John Wiley & Sons, Ltd, 1983. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c29>.

Oorts, K, B Nicolardot, R Merckx, G Richard, et H Boizard. « C and N Mineralization of Undisrupted and Disrupted Soil from Different Structural Zones of Conventional Tillage and No-Tillage Systems in Northern France ». *Soil Biology and Biochemistry* 38, n° 9 (septembre 2006): 2576-86. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.03.013>.

Pan, Yuting, Liu Ye, Bing-Jie Ni, et Zhiguo Yuan. « Effect of PH on N<sub>2</sub>O Reduction and Accumulation during Denitrification by Methanol Utilizing Denitrifiers ». *Water Research* 46, n° 15 (octobre 2012): 4832-40. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.06.003>.

Parkin, T. B., R. T. Venterea, et S. K. Hargreaves. « Calculating the Detection Limits of Chamber-Based Soil Greenhouse Gas Flux Measurements ». *Journal of Environmental Quality* 41, n° 3 (mai 2012): 705-15. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0394>.

Parkin, Timothy B. « Soil Microsites as a Source of Denitrification Variability ». *Soil Science Society of America Journal* 51, n° 5 (septembre 1987): 1194-99. <https://doi.org/10.2136/sssaj1987.03615995005100050019x>.

Parkin, Timothy B., et James M. Tiedje. « Application of a soil core method to investigate the effect of oxygen concentration on denitrification ». *Soil Biology and Biochemistry* 16, n° 4 (1 janvier 1984): 331-34. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(84\)90027-0](https://doi.org/10.1016/0038-0717(84)90027-0).

- Patton, Charles J., et S. R. Crouch. « Spectrophotometric and Kinetics Investigation of the Berthelot Reaction for the Determination of Ammonia ». Research-article. ACS Publications. American Chemical Society, 1 mai 2002. World. <https://doi.org/10.1021/ac50011a034>.
- Paul, Eldor Alvin, et Eldor Alvin Paul, éd. *Soil microbiology, ecology, and biochemistry*. 3rd ed. Amsterdam ; Boston: Academic Press, 2007.
- Pihlatie, Mari K., Jesper Riis Christiansen, Hermanni Aaltonen, Janne F.J. Korhonen, Annika Nordbo, Terhi Rasilo, Giuseppe Benanti, et al. « Comparison of Static Chambers to Measure CH<sub>4</sub> Emissions from Soils ». *Agricultural and Forest Meteorology* 171-172 (avril 2013): 124-36. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.11.008>.
- Qiu, Qingyan, Lanfang Wu, Zhu Ouyang, Binbin Li, Yanyan Xu, Shanshan Wu, et E.G. Gregorich. « Effects of Plant-Derived Dissolved Organic Matter (DOM) on Soil CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O Emissions and Soil Carbon and Nitrogen Sequestrations ». *Applied Soil Ecology* 96 (novembre 2015): 122-30. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.07.016>.
- Rhoton, F. E., R. R. Bruce, N. W. Buehring, G. B. Elkins, C. W. Langdale, et D. D. Tyler. « Chemical and physical characteristics of four soil types under conventional and no-tillage systems ». *Soil and Tillage Research* 28, n° 1 (1 novembre 1993): 51-61. [https://doi.org/10.1016/0167-1987\(93\)90055-T](https://doi.org/10.1016/0167-1987(93)90055-T).
- Robertson, G. Philip, Michael A. Hutson, Francis C. Evans, et James M. Tiedje. « Spatial Variability in a Successional Plant Community: Patterns of Nitrogen Availability ». *Ecology* 69, n° 5 (octobre 1988): 1517-24. <https://doi.org/10.2307/1941649>.
- Rousset, Camille, Tim J. Clough, Peter R. Grace, David W. Rowlings, et Clemens Scheer. « Soil Type, Bulk Density and Drainage Effects on Relative Gas Diffusivity and N<sub>2</sub>O Emissions ». *Soil Research* 58, n° 8 (2020): 726. <https://doi.org/10.1071/SR20161>.
- Ruser, R, H Flessa, R Schilling, F Beese, et J C Munch. « Effect of Crop-Specific Field Management and N Fertilization on N<sub>2</sub>O Emissions from a Fine-Loamy Soil », s. d.
- Russenes, Aina Lundon, Audun Korsæth, Lars R. Bakken, et Peter Dörsch. « Spatial Variation in Soil PH Controls Off-Season N<sub>2</sub>O Emission in an Agricultural Soil ». *Soil Biology and Biochemistry* 99 (août 2016): 36-46. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.04.019>.
- Saggar, Surinder, K. R. Tate, D. L. Giltrap, et J. Singh. « Soil-Atmosphere Exchange of Nitrous Oxide and Methane in New Zealand Terrestrial Ecosystems and Their Mitigation Options: A Review ». *Plant and Soil* 309, n° 1-2 (août 2008): 25-42. <https://doi.org/10.1007/s11104-007-9421-3>.
- Schlüter, Steffen, Sina Henjes, Jan Zawallich, Linda Bergaust, Marcus Horn, Olaf Ippisch, Hans-Jörg Vogel, et Peter Dörsch. « Denitrification in Soil Aggregate Analogues-Effect of Aggregate Size and Oxygen Diffusion ». *Frontiers in Environmental Science* 6 (11 avril 2018): 17. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00017>.
- Senbayram, M., R. Chen, A. Budai, L. Bakken, et K. Dittert. « N<sub>2</sub>O Emission and the N<sub>2</sub>O/(N<sub>2</sub>O+N<sub>2</sub>) Product Ratio of Denitrification as Controlled by Available Carbon Substrates and Nitrate Concentrations ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 147 (janvier 2012): 4-12. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.06.022>.
- Sexstone, Alan J., Niels Peter Revsbech, Timothy B. Parkin, et James M. Tiedje. « Direct Measurement of Oxygen Profiles and Denitrification Rates in Soil Aggregates ». *Soil Science*

*Society of America Journal* 49, n° 3 (mai 1985): 645-51.  
<https://doi.org/10.2136/sssaj1985.03615995004900030024x>.

Shakoor, Awais, Muhammad Shahbaz, Taimoor Hassan Farooq, Najam E. Sahar, Sher Muhammad Shahzad, Muhammad Mohsin Altaf, et Muhammad Ashraf. « A Global Meta-Analysis of Greenhouse Gases Emission and Crop Yield under No-Tillage as Compared to Conventional Tillage ». *Science of The Total Environment* 750 (janvier 2021): 142299.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142299>.

Shapley, L. S. « 17. A Value for n-Person Games ». In *17. A Value for n-Person Games*, 307-18. Princeton University Press, 2016. <https://doi.org/10.1515/9781400881970-018>.

Sherrill, Katherine. « Geo-Information Science and Remote Sensing Thesis Report GIRS-2022-36 », s. d.

Sitaula, Bishal K., et L.R. Bakken. « Nitrous Oxide Release from Spruce Forest Soil: Relationships with Nitrification, Methane Uptake, Temperature, Moisture and Fertilization ». *Soil Biology and Biochemistry* 25, n° 10 (octobre 1993): 1415-21. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(93\)90056-H](https://doi.org/10.1016/0038-0717(93)90056-H).

Skiba, U., et B Ball. « The Effect of Soil Texture and Soil Drainage on Emissions of Nitric Oxide and Nitrous Oxide ». *Soil Use and Management* 18, n° 1 (19 janvier 2006): 56-60.  
<https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2002.tb00050.x>.

Skopp, J., M. D. Jawson, et J. W. Doran. « Steady-State Aerobic Microbial Activity as a Function of Soil Water Content ». *Soil Science Society of America Journal* 54, n° 6 (novembre 1990): 1619-25. <https://doi.org/10.2136/sssaj1990.03615995005400060018x>.

Smith, K. A., H. Clayton, J. R. M. Arab, S. Christensen, P. Ambus, D. Fowler, K. J. Hargreaves, et al. « Micrometeorological and Chamber Methods for Measurement of Nitrous Oxide Fluxes between Soils and the Atmosphere: Overview and Conclusions ». *Journal of Geophysical Research* 99, n° D8 (1994): 16541. <https://doi.org/10.1029/94JD00619>.

Smith, K.A, P.E Thomson, H Clayton, I.P McTaggart, et F Conen. « Effects of Temperature, Water Content and Nitrogen Fertilisation on Emissions of Nitrous Oxide by Soils ». *Atmospheric Environment* 32, n° 19 (octobre 1998): 3301-9. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(97\)00492-5](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(97)00492-5).

Smith, P., D. Martino, Z. Cai, D. Gwary, H. Janzen, P. Kumar, B. McCarl, S. Ogle, F. O'Mara, C. Rice, B. Scholes, O. Sirotenko, 2007: Agriculture. In *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer (eds)], Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Suleau, M., A. Debaq, V. Dehaes, et M. Aubinet. « Wind Velocity Perturbation of Soil Respiration Measurements Using Closed Dynamic Chambers ». *European Journal of Soil Science* 60, n° 4 (août 2009): 515-24. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01141.x>.

Tellez-Rio, Angela, Sonia García-Marco, Mariela Navas, Emilia López-Solanilla, Jose Luis Tenorio, et Antonio Vallejo. « N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> 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 (mars 2015): 85-94.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.11.041>.

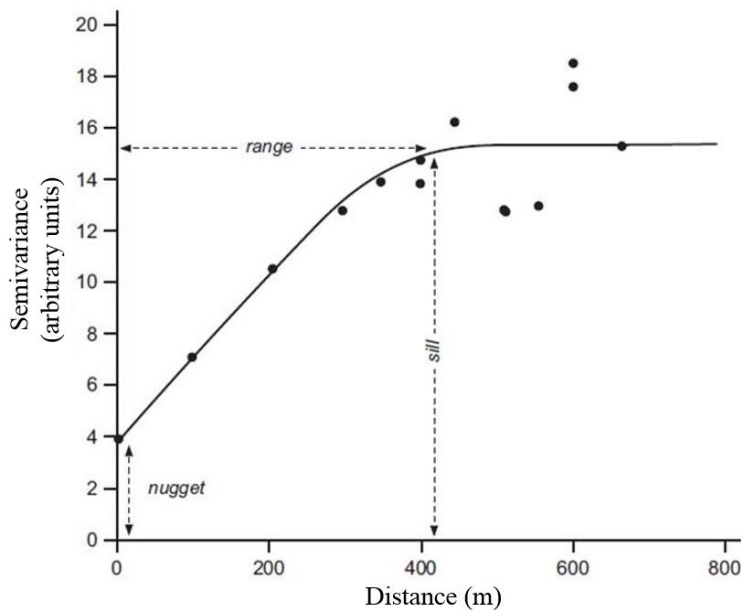


- Toma, Yo, et Ryusuke Hatano. « Effect of Crop Residue C:N Ratio on N<sub>2</sub>O Emissions from Gray Lowland Soil in Mikasa, Hokkaido, Japan ». *Soil Science and Plant Nutrition* 53, n° 2 (avril 2007): 198-205. <https://doi.org/10.1111/j.1747-0765.2007.00125.x>.
- Turner, P.A., T.J. Griffis, D.J. Mulla, J.M. Baker, et R.T. Venterea. « A Geostatistical Approach to Identify and Mitigate Agricultural Nitrous Oxide Emission Hotspots ». *Science of The Total Environment* 572 (décembre 2016): 442-49. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.094>.
- Van Den Heuvel, R. N., S. E. Bakker, M. S. M. Jetten, et M. M. Hefting. « Decreased N<sub>2</sub>O Reduction by Low Soil PH Causes High N<sub>2</sub>O Emissions in a Riparian Ecosystem: Low N<sub>2</sub>O Reduction by Low Soil PH Increases N<sub>2</sub>O Emissions ». *Geobiology* 9, n° 3 (mai 2011): 294-300. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4669.2011.00276.x>.
- Venterea, Rodney T., Søren O. Petersen, Cecile A. M. Klein, Asger R. Pedersen, Alasdair D. L. Noble, Robert M. Rees, Joshua D. Gamble, et Timothy B. Parkin. « Global Research Alliance N<sub>2</sub>O Chamber Methodology Guidelines: Flux Calculations ». *Journal of Environmental Quality* 49, n° 5 (septembre 2020): 1141-55. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20118>.
- Waldo, Sarah, Eric S. Russell, Kirill Kostyanovsky, Shelley N. Pressley, Patrick T. O’Keeffe, David R. Huggins, Claudio O. Stöckle, William L. Pan, et Brian K. Lamb. « N<sub>2</sub>O Emissions From Two Agroecosystems: High Spatial Variability and Long Pulses Observed Using Static Chambers and the Flux-Gradient Technique ». *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 124, n° 7 (juillet 2019): 1887-1904. <https://doi.org/10.1029/2019JG005032>.
- Wu, Yanzheng, Yong Li, Xiaoqing Fu, Xinliang Liu, Jianlin Shen, Yi Wang, et Jinshui Wu. « Three-Dimensional Spatial Variability in Soil Microorganisms of Nitrification and Denitrification at a Row-Transect Scale in a Tea Field ». *Soil Biology and Biochemistry* 103 (décembre 2016): 452-63. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.09.013>.
- Yanai, Junta, Takuji Sawamoto, Taku Oe, Kanako Kusa, Keisuke Yamakawa, Kazunori Sakamoto, Takahiko Naganawa, Kazuyuki Inubushi, Ryusuke Hatano, et Takashi Kosaki. « Spatial Variability of Nitrous Oxide Emissions and Their Soil-Related Determining Factors in an Agricultural Field ». *Journal of Environmental Quality* 32, n° 6 (novembre 2003): 1965-77. <https://doi.org/10.2134/jeq2003.1965>.
- Yue, Kai, Dario A. Fornara, Petr Heděnc, Qiqian Wu, Yan Peng, Xin Peng, Xiangyin Ni, Fuzhong Wu, et Josep Peñuelas. « No Tillage Decreases GHG Emissions with No Crop Yield Tradeoff at the Global Scale ». *Soil and Tillage Research* 228 (avril 2023): 105643. <https://doi.org/10.1016/j.still.2023.105643>.
- Zebarth, B J, P. Rochette, et D L Burton. « N<sub>2</sub>O Emissions from Spring Barley Production as Influenced by Fertilizer Nitrogen Rate ». *Canadian Journal of Soil Science* 88, n° 2 (1 mai 2008): 197-205. <https://doi.org/10.4141/CJSS06006>.

## ANNEXES

### Annexe A : Rappels sur l'interprétation d'un semi-variogramme

L'étude d'un semi-variogramme se base sur un principe fondamental de géostatistique : 2 points proches vont avoir des caractéristiques et propriétés plus similaires que deux points plus éloignés, ce principe fait que les mesures effectuées sont dépendantes spatialement. Suivant le principe énoncé plus tôt, la semi-variance devrait partir d'un minimum et continuellement augmenter lorsque la distance entre les points augmente. Il arrive néanmoins un moment où la variance se stabilise à un plateau et cesse d'augmenter car les points situés à une telle distance les uns des autres ne sont plus dépendants. En gardant cela à l'esprit, trois éléments importants peuvent être observés sur un semi-variogramme : le *nugget*, le *sill* et le *range*. Le *nugget* c'est la valeur de semi-variance pour une distance entre les points de 0, elle est obtenue par extrapolation et représente la variabilité minimale de la grandeur mesurée. Malgré la dépendance spatiale qui existe entre les points, deux points côte à côte vont tout de même afficher une valeur différente due à la variabilité aléatoire, c'est cette variabilité que le *nugget* met en évidence. Le *sill* est la valeur de la semi-variance lorsqu'elle se stabilise, c'est la valeur maximale de variabilité. C'est la variabilité pour des points situés à une telle distance qu'il sont indépendants les uns des autres. Le *range* est la valeur de distance à laquelle la semi-variance se stabilise. Les points séparés de cette distance ou plus sont indépendants les uns des autres.



### Annexe B : Méthode pour l'exploitation des données de dépendance spatiale

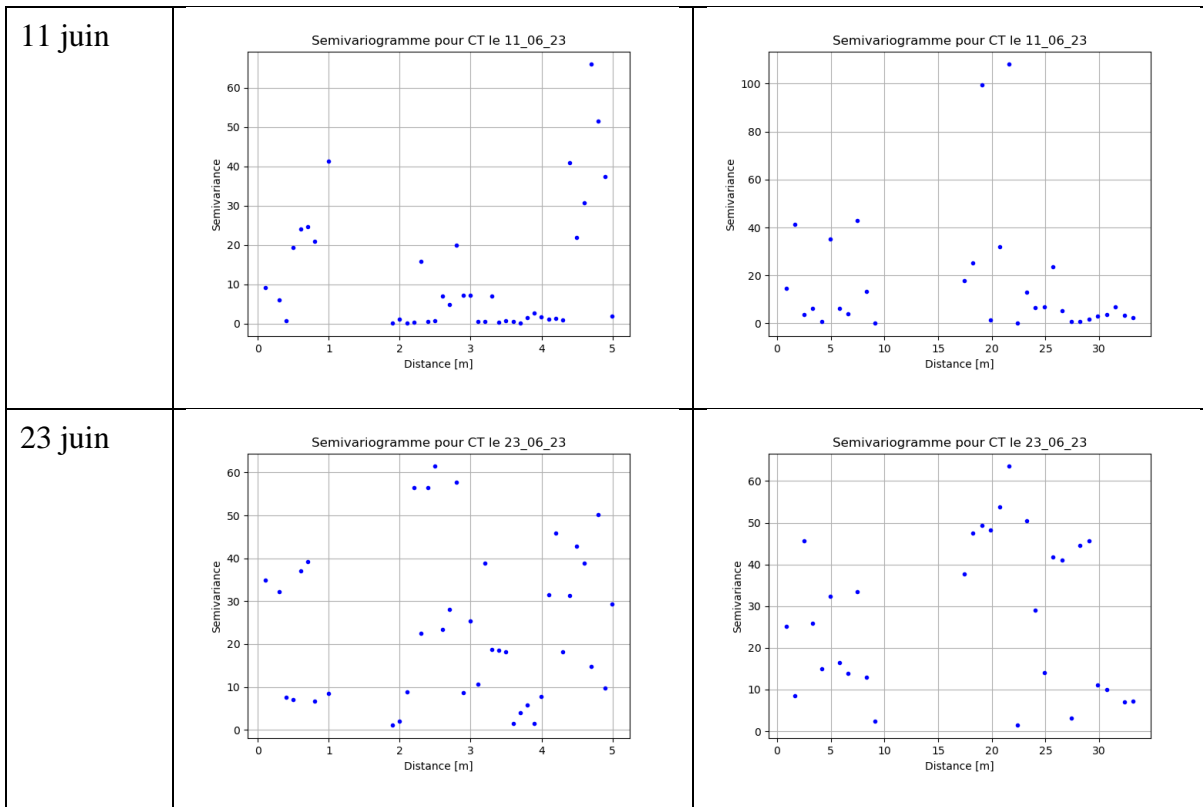
En cas de présence de dépendance spatiale, un grand nombre de cartes représentant la parcelle et respectant les caractéristiques du semi-variogramme et la distribution des flux est généré aléatoirement. Ensuite, des mesures virtuelles de flux sont effectuées sur chaque carte pour une disposition et une taille de chambre données. La variation de la taille des chambres permet d'identifier une taille idéale, au-delà de laquelle l'écart-type entre chambres ne diminue plus beaucoup tout en restant raisonnable à mettre en place. La variation de la disposition des chambres permet de mettre en évidence l'écartement entre les chambres qui donne une moyenne entre les chambres le plus proche de la valeur moyenne réelle sur la parcelle. En effet, si les chambres sont trop proches et qu'il existe une dépendance spatiale à cette échelle, la mesure est biaisée.

Annexe C : Ensemble des résultats concernant la dépendance spatiale

RT	5 m	40 m
11 juin		
22 juin		
23 juin		
5 juillet		

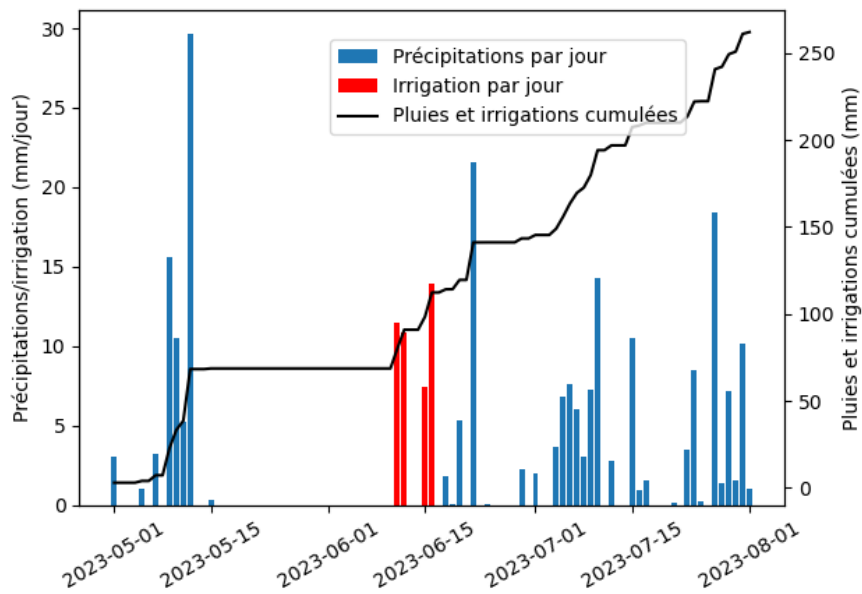
Tous les semi-variogrammes pour RT

CT	5 m	40 m
----	-----	------



Tous les semi-variogrammes pour CT.

#### Annexe D : Mesures effectuées par le second pluviomètre



Les données d'irrigation sont propre à la parcelle sur laquelle se trouve le pluviomètre et ne concerne pas cette étude.