



**HAL**  
open science

# Effets du pâturage ovin de couverts végétaux et de cultures d'hiver sur les cycles du carbone et de l'azote

Benoît Vasseur

► **To cite this version:**

Benoît Vasseur. Effets du pâturage ovin de couverts végétaux et de cultures d'hiver sur les cycles du carbone et de l'azote. Sciences de l'ingénieur [physics]. 2021. dumas-03605826

**HAL Id: dumas-03605826**

**<https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-03605826v1>**

Submitted on 11 Mar 2022

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

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

## Mémoire

# Présenté pour l'obtention du diplôme d'ingénieur de l'ENGEES

## Master Eau et Agriculture

### Effets du pâturage ovin de couverts végétaux et de cultures d'hiver sur les cycles du carbone et de l'azote



@CiiRPO : cet automne, mes brebis pâturent les couverts végétaux (2017)

par **Benoît Vasseur**

Année de soutenance : 2021

Organisme d'accueil : INRAE, UMR EcoSys, Equipe Sol

# **Mémoire de fin d'études**

**Présenté pour l'obtention du diplôme d'ingénieur de l'ENGEES  
Master Eau et Agriculture**

## **Effets du pâturage ovin de couverts végétaux et de cultures d'hiver sur les cycles du carbone et de l'azote**



**par Benoît Vasseur**

**Année de soutenance : 2021**

**Mémoire présenté le : 30/08/2021**

**devant le jury :**

**Jérôme MOLENAT**

**Julien FOUCHE**

**Florent LEVAVASSEUR**

**François COLIN**

**Flavie CERNESSON**

**Organisme d'accueil : INRAE, UMR EcoSys, Equipe Sol**

**Enseignants tuteurs : Jérôme Molenat et Sylvain Payraudeau**

**Maîtres de stage : Florent Levavasseur (INRAE) et Valentin Verret (Agrof'île)**

## Résumé

Le projet POSCIF s'intéresse à la réintroduction du pâturage ovin dans les plaines céréalières d'Île-de-France avec le pâturage des couverts végétaux, des blés et colza d'hiver pendant la période hivernale. La présente étude, qui allie l'analyse des données de terrain acquises sur les biomasses consommées, les rendements et les reliquats azotés à de la modélisation, s'intéresse aux modifications des cycles du carbone et de l'azote en réponse à l'introduction du pâturage ovin. Les ovins consomment 53% des 2.38 t MS/ha de la biomasse produite par les couverts végétaux. Le pâturage permet d'augmenter la quantité d'azote au moment du semis de 6 kg/ha sur l'épaisseur de sol 0-60cm. et le rendement de la culture suivante de 1.1%. Le modèle de culture STICS, qui permet de retrouver les résultats précédents, permet également d'établir que le pâturage n'augmente les pertes d'azote par lixiviation ni pour un pâturage précoce, ni pour un pâturage tardif. Le rôle de culture intermédiaire piège à nitrates n'est donc pas remis en cause par le pâturage car l'azote minéral présent dans le sol après la moisson est absorbé dans la biomasse du couvert. En revanche, le pâturage augmente significativement mais modérément les pertes d'azote par volatilisation ammoniacale et ceci d'autant plus que le pâturage a lieu précocement. Les émissions de protoxyde d'azote augmentent également en réponse au pâturage mais des travaux supplémentaires sont nécessaires pour valider ces résultats. En ce qui concerne la matière organique des sols, le pâturage d'un couvert végétal réduit la quantité de carbone qui intègre la matière organique du sol de 16.2% en comparaison à une situation où le couvert est restitué. Les simulations réalisées avec le modèle AMG montrent que le pâturage a une influence minimale sur le stock de carbone du sol sur le long terme en comparaison à la gestion des résidus de récolte et les apports de matières organiques comme le compost. En conclusion, le pâturage ovin des couverts végétaux n'induit pas de perturbations majeures sur les cycles de l'azote et du carbone et ne diminue pas le potentiel de rendement des parcelles céréalières d'Île-de-France.

### Mots clés

Systèmes intégrés, Cycle du carbone, Cycle de l'azote, Lixiviation, Volatilisation ammoniacale, Protoxyde d'azote, Couverts végétaux, Cultures à double vocation, Pâturage

## Abstract

The POSCIF project deals with the re-introduction of sheep breeding in the cereal plains of Île-de-France with grazing of cover crops, winter wheat and winter canola as dual-purpose crops. This study linked experimental data about biomass, yields and soil nitrogen levels to simulation results in order to assess the impacts of sheep grazing on nitrogen and carbon cycles. Sheep grazing removes 53% of the 2.38 t DM/ha of cover crop biomass. The nitrogen content of the 0-60cm soil layer increases by 6 kg/ha at the time of sowing and the yield of the following spring cash crop increased by 1.1% when the cover crops are grazed. These results are retrieved with the STICS crop-model. STICS' outputs complete the experimental data and indicate that grazing cover crop does not increase nitrate leaching for both grazing in autumn or late spring. The grazed cover crop still traps the excess soil mineral nitrogen in the soil after harvest but increases gently ammonia volatilisation especially when cover crops are grazed in autumn. Nitrous oxide emissions also rise when the cover crop are grazed but further works are needed in order to confirm these results. Grazing cover crops does not have a strong impact on soil organic matter compared to a mulch cover crop. It reduces the amount of carbon that takes part in the building of soil organic matter by 16.2%. AMG model is also used to estimate the impact of grazing cover crops on two study cases. Results indicate that soil organic matter levels on the long term are primarily affected by the residues removal and the spreading of exogenous organic material like manure or compost instead of grazing. In conclusion, grazing cover crops does not severely affect nitrogen and carbon cycles and does not reduce the yield of the next spring cash crop.

### Key words

Integrated Crop Livestock System, Carbon cycling, Nitrogen cycling, Nitrate leaching, Ammonia volatilisation, Nitrous oxide, Cover crops, Dual-purpose crop, Grazing

## **Remerciements**

Je tiens à remercier les deux encadrants, Florent Levavasseur et Valentin Verret, pour les conseils que j'ai pu recevoir de leurs parts pendant le stage et la grande disponibilité dont ils ont fait preuve pour répondre à mes questions. Les exigences de clarté dans la représentation graphique des résultats mais aussi celles concernant les statistiques m'ont permis de progresser dans la maîtrise du logiciel R. Les échanges lors des journées de terrain avec les deux encadrants m'ont permis de mieux comprendre les enjeux et le développement futur des territoires agricoles franciliens.

# Tables des matières

<b>1.</b>	<b><i>Introduction</i></b>	<b>10</b>
1.1.	<b>Contexte</b>	<b>10</b>
1.2.	<b>Pâturage des couverts végétaux</b>	<b>11</b>
1.3.	<b>Problématique</b>	<b>12</b>
<b>2.</b>	<b><i>Matériel et méthode</i></b>	<b>13</b>
2.1.	<b>Démarche générale</b>	<b>13</b>
2.2.	<b>Protocole de mesures réalisées au champ</b>	<b>13</b>
2.3.	<b>Analyses statistiques des données du réseau</b>	<b>16</b>
2.3.1.	Méta-analyse	16
2.3.2.	Fiches essais avec suivi de l'azote	17
2.3.3.	Analyse statistique des mesures de reliquats azotés du réseau	17
2.4.	<b>Simulations du rendement et des dynamiques de l'azote avec le modèle STICS</b>	<b>18</b>
2.4.1.	Présentation du modèle STICS	18
2.4.2.	Procédure générale de simulation des cas	18
2.4.3.	Simulation d'un cas type avec STICS	21
2.5.	<b>Restitutions de carbone et évolution des stocks de carbone organique du sol</b>	<b>23</b>
2.5.1.	Présentation du modèle AMG	23
2.5.2.	Estimation des flux de carbone d'un couvert restitué et pâturé	24
2.5.3.	Estimation des variables climatiques	25
2.5.4.	Modélisation : Evaluation du stock de carbone pour des fréquences de pâturages variées et types de sols différents	26
2.5.5.	Modélisation : Evaluation du stock de carbone pour deux cas réels	26
<b>3.</b>	<b><i>Résultats et discussion</i></b>	<b>31</b>
3.1.	<b>Résultats d'analyses statistiques des données du réseau sur les biomasses et rendements</b>	<b>31</b>
3.1.1.	Résultats généraux sur les biomasses proposées	31
3.1.2.	Résultats des analyses physico-chimique des couverts végétaux et bouses ovines	32
3.1.3.	Effets du pâturage sur le rendement	33
3.2.	<b>Dynamique de l'azote</b>	<b>34</b>
3.2.1.	Données du réseau expérimental	34
3.2.2.	Partition de l'azote entre fèces et urine	35
3.2.3.	Flux d'azote pour un couvert pâturé	36
3.2.4.	Courbes de minéralisation de l'azote et du carbone des fèces d'ovins	38
3.2.5.	Simulations des cas suivis au champ	39
3.2.6.	Simulations prospectives	41
3.3.	<b>Stockage de carbone</b>	<b>47</b>
3.3.1.	Partition du carbone d'un ovin viande	47
3.3.2.	Flux de carbone couvert restitué ou pâturé	48
3.3.3.	Modélisation avec AMG	49
<b>4.</b>	<b><i>Discussion générale</i></b>	<b>54</b>
<b>5.</b>	<b><i>Conclusion</i></b>	<b>55</b>
<b>6.</b>	<b><i>Références bibliographiques</i></b>	<b>56</b>
<b>7.</b>	<b><i>Annexes</i></b>	<b>62</b>

## **Avant-Propos**

Ce stage de fin d'étude clôture la troisième année de formation ingénieur de l'ENGEES, Ecole Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement. Cette dernière année a été réalisée au sein du Master 2 Eau et Agriculture de Montpellier SupAgro. Il s'inscrit dans le cadre de la participation de l'INRAE au projet POSCIF, Pâturage Ovin en Systèmes céréaliers en Île-de-France, où l'INRAE doit fournir une expertise sur les impacts sur les cycles du carbone et de l'azote de cette pratique. Le projet bénéficie d'un financement ADEME dans le sens où il s'intéresse à la production de viande « décarbonée » et à une amélioration des performances énergétiques des productions végétales par la réduction du travail au tracteur pour la destruction des couverts, et une réduction potentielle de l'usage d'engrais de synthèse avec le retour des déjections ovines.

## Glossaire

**Lixiviation** : Transfert d'azote sous forme de nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) dans les sols en dessous de la zone explorée par les racines. La période hivernale, où les précipitations sont élevées et l'absorption racinaire faible, est propice à la lixiviation de l'azote.

**Dénitrification** : Mécanisme qui conduit, lorsqu'il est complet, à la production de diazote ( $\text{N}_2$ ) à partir de nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ). Lorsque ce dernier est incomplet, le protoxyde d'azote ( $\text{N}_2\text{O}$ ) et divers oxydes d'azote ( $\text{NO}_x$ ) sont produits. Des conditions anaérobies, un milieu riche en carbone organique et en nitrates favorisent le processus de dénitrification. L'activité des bactéries dénitrifiantes est plus élevée en automne-hiver qu'au printemps et à l'été. Néanmoins, la diminution des températures au cours de l'hiver réduit l'activité microbienne à l'origine de la dénitrification.

**Volatilisation ammoniacale** : Volatilisation de l'azote sous forme d'ammoniaque ( $\text{NH}_3$ ). Le processus est favorisé si le sol est sec, la température élevée, le vent est fort. Des conditions froides et humides sont défavorables à ce mécanisme.

## **Sigles et acronymes**

POSCIF : Pâturage Ovin en Système Céréaliier en Île-de-France

CEC : Capacité d'Echange Cationique

pH : Potentiel Hydrogène

IDW : Inverse Distance Weighting

USM : Unité de SiMulation

PRO : Produit Résiduaire Organique

CIPAN : Culture Intermédiaire Piège à nitrates

CIVE : Culture Intermédiaire à Vocation Energétique

# 1. Introduction

## 1.1. Contexte

L'association grandes cultures élevage est recherchée à l'échelle des territoires agricoles dans le cadre de la transition agro-écologique mais cette dernière continue de disparaître avec la spécialisation des bassins de production (Lemaire et al., 2014; Martin et al., 2016). Le phénomène de spécialisation des territoires à débiter à la suite de la seconde guerre mondiale : grâce aux pesticides, aux engrais et à la mécanisation, l'agriculture s'est industrialisée et a permis une augmentation de la productivité du travail et des économies d'échelle. Cette révolution marque l'abandon de l'association entre cultures-élevage qui était le fondement de la première révolution agricole en Europe (Lemaire et al., 2014). Ce modèle industriel a conduit à une concentration des élevages dans les zones portuaires et des productions céréalières dans les plaines fertiles comme celles du bassin Parisien (Lemaire et al., 2014). Aujourd'hui encore, les contraintes réglementaires, politiques et économiques favorisent la spécialisation des territoires (Martin et al., 2016). Les coûts de mise aux normes des bâtiments d'élevage existants, celui de la main d'œuvre, la charge de travail qu'un élevage représente, et la concentration des filières de collecte dans les territoires spécialisés sont en causes. Les impacts environnementaux des systèmes agricoles actuels sont délétères et de moins en moins acceptés par la population : la concentration et la spécialisation des élevages et de la céréaliculture sur des territoires distincts dégradent fortement la qualité de l'eau, celle des milieux aquatiques et contribuent aux émissions de gaz à effet de serre (Rivett et al., 2008; Lemaire et al., 2014; Martin et al., 2016). Ces dégradations environnementales n'ont pas pour origine le niveau de productivité atteint mais la spécialisation et la standardisation des activités agricoles à l'échelle des territoires (Lemaire et al., 2014).

L'Île-de-France, ancienne première région de production ovine de France, est un territoire qui s'est largement spécialisé dans la céréaliculture (Verret et al., 2020). Avant la révolution verte, le pâturage de plaine était une pratique courante dans le monde (Gardner and Faulkner, 1991) et en en Île-de-France (Verret et al., 2020). Les troupes ovines étaient omniprésentes et avaient un rôle de « ramasse miette » pour valoriser l'ensemble des ressources disponibles sur la ferme. Toutefois, la spécialisation des territoires en grandes cultures et l'élevage en bâtiment a contribué à l'érosion des savoirs (Martin et al., 2016; Verret et al., 2020). Le défi actuel est de « remplacer l'ancien paradigme basé sur la simplification et la standardisation des systèmes de production pour optimiser la productivité du travail par un nouveau paradigme » qui serait basé sur l'accroissement de la productivité des ressources naturelles utilisées de telle sorte à réduire les impacts environnementaux (Lemaire et al., 2014).

Le projet POSCIF, Pâturage Ovin en Système Céréalière en Île-de-France s'intègre parfaitement dans cette dynamique. Il vise à évaluer les performances économiques et environnementales du pâturage ovin des biomasses disponibles pendant l'hiver en Île-de-France, couverts végétaux, blé et colza d'hiver, et produire des savoirs techniques sur la conduite d'une troupe ovine en pâturage de plaine (Verret et al., 2020). Le projet s'appuie sur un réseau de polyculteurs-éleveurs qui souhaitent augmenter la taille de leurs troupeaux sans investir dans un nouveau bâtiment, de céréalières qui veulent réduire les coûts liés à la destruction des couverts (broyage, roulage ou désherbage chimique) et profiter d'une fumure organique directement à la parcelle, et de bergers sans terre qui mènent leurs troupeaux en plein air intégral avec la valorisation des biomasses présentes chez les céréalières en hiver (Verret et al., 2020). Le pâturage des couverts végétaux et cultures d'hiver ne remet pas en cause la vocation de production céréalière de l'exploitation (Gardner and Faulkner, 1991; Verret et al., 2020) et répond aux exigences du nouveau paradigme proposé par Lemaire et al (2014) qui vise à augmenter la productivité des ressources naturelles. Dans le cas des fermes céréalières d'Île-de-France, l'intégration culture-élevage

doit être pensée à une échelle supérieure de celle de la ferme : compte tenu de l'érosion des savoirs liée à la spécialisation, il est plus simple d'envisager une coopération entre un céréalier et un éleveur (Martin et al., 2016). Une synergie entre les deux exploitations peut alors s'établir : le céréalier planifie, en concertation avec l'éleveur, l'implantation des ressources fourragères et les mouvements du troupeau pendant la période de pâturage tandis que l'éleveur valorise les biomasses produites (Martin et al., 2016). Les connaissances acquises dans le cadre du projet POSCIF sur le pâturage des céréales d'hiver ne sont pas nouvelles : elles ont été perdues et le projet vise à les redécouvrir et à produire de nouveaux savoirs notamment sur le pâturage du colza d'hiver et des couverts végétaux.

## 1.2. Pâturage des couverts végétaux

Le climat tempéré présent en Île-de-France apporte une pluviométrie suffisante pour l'implantation de couverts végétaux, généralement entre une céréale d'hiver récoltée au début de l'été et une culture de printemps. Les bénéfices agronomiques de ces cultures de couverture sont nombreux : réduction de la lixiviation, de l'érosion, de la pression parasitaire sur les cultures, amélioration des propriétés hydriques des sols, fourniture d'azote dans le cas de légumineuses et diversification des habitats à l'échelle paysagère (Justes et al., 2012). Les conséquences sur le rendement, dans le cas de couverts diversifiés, sont nulles (Blanco-Canqui et al., 2015; Abdalla et al., 2019). Néanmoins, malgré ces nombreux avantages agronomiques et l'absence d'impact négatif sur le rendement, ces couverts d'interculture sont généralement perçus comme une dépense supplémentaire qui ne génère aucun revenu (Gardner and Faulkner, 1991; Thiessen Martens and Entz, 2011; Blanco-Canqui et al., 2015; McKenzie et al., 2017; Verret et al., 2020). Compte tenu de la valeur alimentaire élevée des biomasses produites (Gardner and Faulkner, 1991), une valorisation économique par pâturage semble intéressante et présente également des avantages agronomiques tels que la réduction de la surface foliaire qui permet de conserver l'eau du sol pour la culture suivante et favorise le réchauffement du sol au printemps. Ce dernier point est particulièrement intéressant dans le cadre du semis direct (Gardner and Faulkner, 1991; Blanco-Canqui et al., 2015; McKenzie et al. 2017; Rakkar and Blanco-Canqui, 2018). Le pâturage permet également d'accélérer le cycle des nutriments et le retour de ceux contenus dans la biomasse sous des formes minérales assimilables par les plantes (Haynes and Williams, 1993; Follet, 1995; Selbie et al., 2015).

Néanmoins, l'adoption de cette pratique soulève des interrogations et des travaux supplémentaires doivent être menés pour mieux caractériser les impacts agronomiques et environnementaux associés (Blanco-Canqui et al., 2015). La première source d'inquiétude, d'ordre agronomique, concerne les rendements des cultures de printemps qui suivent un couvert pâturé : l'augmentation des reliquats azotés après le pâturage (Francis et al., 1998; Maughan et al., 2009; Pitta et al., 2013; Cicek et al., 2014; Hunt et al., 2016) couplée à une date de destruction suffisamment précoce pour conserver l'eau du sol (Blanco-Canqui et al., 2015) pourraient conduire, à minima, à ne pas réduire ces rendements. La seconde est d'ordre environnementale et concerne la perturbation du cycle de l'azote en réponse au pâturage (Thiessen Martens and Entz, 2011) : les pertes d'azote par lixiviation, volatilisation et dénitrification peuvent-elles être amplifiées pour une parcelle pâturée en comparaison à une parcelle non pâturée ? Les craintes relatives à la lixiviation de l'azote, processus qui a entraîné la contamination des eaux souterraines par les nitrates depuis les années 70 (Rivett et al., 2008), sont fondées : Ryden et al (1984) montrent que la lixiviation de l'azote sous une prairie pâturée est supérieure à celle sous des parcelles de grandes cultures. Gardner and Faulkner (1991) expriment également leurs inquiétudes vis-à-vis du risque que représente le pâturage des couverts d'interculture en relation avec la lixiviation des nitrates qui est la voie principale de pertes de l'azote dans les régions suffisamment humides pour permettre une recharge en eau du profil de sol (Russelle, 1992). La matière organique des sols est le dernier point d'inquiétude : cette dernière représente, à l'échelle mondiale, un réservoir

important de carbone et joue un rôle très important dans le maintien de la stabilité structurale des sols et de leurs fertilités (Calvet et al., 2011). La dynamique de cette dernière est lente et repose sur l'équilibre entre les entrées (Résidus de récolte, matières organiques exogènes) et les sorties (Minéralisation de la matière organique et érosion) de carbone (Clivot et al., 2019). La diminution des entrées de carbone induite par le pâturage, avec des ruminants qui rejettent plus de la moitié du carbone qu'ils ingèrent sous forme gazeuse (Sauvant and Giger-Reverdin, 2009), laisse à penser que cette pratique peut réduire le stock de matière organique du sol sur le long terme en comparaison à une situation non pâturée.

### 1.3. Problématique

Les objectifs de la présente étude sont de quantifier les effets du pâturage sur le rendement de la culture qui suit le couvert végétal pâturé en comparaison à une situation témoin sans pâturage, d'estimer les changements dans les flux d'azote (lixiviation, volatilisation et dénitrification) induits par le pâturage en couplant les approches statistiques avec l'analyse des données du réseau d'essais POSCIF et de la modélisation avec le modèle de culture STICS. Les effets sur la matière organique du sol à l'échelle d'un pâturage et sur le long terme sont également estimés pour un cas fictif et deux cas réels par simulation avec le modèle AMG.

Plusieurs études ont évalués les impacts du pâturage de couverts végétaux sur les variables qui seront étudiées dans le cadre de cette étude (Gardner and Faulkner, 1991; Francis et al., 1998; Maughan et al., 2009; Poffenbarger, 2010; Pitta et al., 2013; Cicek et al., 2014; McKenzie et al., 2017; Carvalho et al., 2018) mais leur nombre reste faible (Thiessen Martens and Entz, 2011), notamment en climat tempéré avec une unique étude de Francis et al (1998). A notre connaissance, aucune étude publiée ne propose de combiner l'analyse des données de terrain à un travail de modélisation sur les aspects carbone et azote.

L'approche proposée ici est donc nouvelle car elle allie l'analyse des mesures de terrain à de la modélisation ce qui permet de construire des scénarios prospectifs et de quantifier certains impacts du pâturage qui n'ont pas été mesurés au champ (Quantités d'azote lixiviée, volatilisée, dénitrifiée et l'évolution des teneurs en matières des sols sur le long terme en réponse à l'introduction du pâturage). La modélisation permet également de conduire des expériences de pâturage sur un espace temporel plus grand qui permet d'explorer plusieurs années climatiques et de quantifier des effets sur le long terme, notamment ceux sur les teneurs en matières organiques. La poursuite de ces trois objectifs avec l'approche proposée doit permettre de répondre à la question : le pâturage de couverts végétaux risque-t-il de réduire le rendement de la culture qui suit et d'altérer suffisamment les cycles de l'azote et du carbone pour entrainer des conséquences agronomiques et environnementales néfastes ?

## 2. Matériel et méthode

### 2.1. Démarche générale

Les données de terrain (biomasse, rendement, reliquats azotés) ont été acquises au cours d'essais réalisés au champ de 2018 jusqu'en 2021. Ces données font l'objet d'analyses statistiques notamment par méta-analyses de telle sorte à dégager des valeurs moyennes qui sont mobilisées pour les aspects carbone et azote. Des ressources bibliographiques sont également utilisées pour combler le manque de données qui n'ont pas pu être mesurées au champ comme la partition de l'azote ou du carbone au sein des ovins. Les perturbations du cycle de l'azote (Lixiviation, volatilisation, dénitrification) en relation avec le pâturage des couverts végétaux n'ont pas été quantifiées dans la littérature, ni au cours des essais au champ : le recours à la modélisation s'avère donc nécessaire. Le modèle de culture STICS est donc utilisé pour estimer ces flux et combler ce manque de connaissance. Dans un premier temps, des cas suivis au champ sont reproduits avec le modèle pour quantifier ses performances, puis la procédure de modélisation proposée est utilisée pour estimer les flux d'azote pour différents scénarios appliqués sur vingt années climatiques et deux sols différents. Le recours à la modélisation avec le modèle AMG est également nécessaire pour quantifier l'effet du pâturage sur la matière organique des sols sur le long terme. En effet, aucun suivi au champ n'a été effectué et les changements sur cette variable n'apparaissent qu'après plusieurs années de pratique. Un cas général puis deux cas d'étude réel, l'un en agriculture conventionnelle avec le pâturage des couverts végétaux et l'autre en agriculture biologique avec le pâturage des couverts végétaux et des blés d'hiver sont donc étudiés.

### 2.2. Protocole de mesures réalisées au champ

Les expérimentations sont réalisées dans le cadre de la recherche participative chez des céréaliers qui accueillent des bergers « sans terre » ou chez des polyculteur-éleveurs qui disposent d'une troupe ovine.

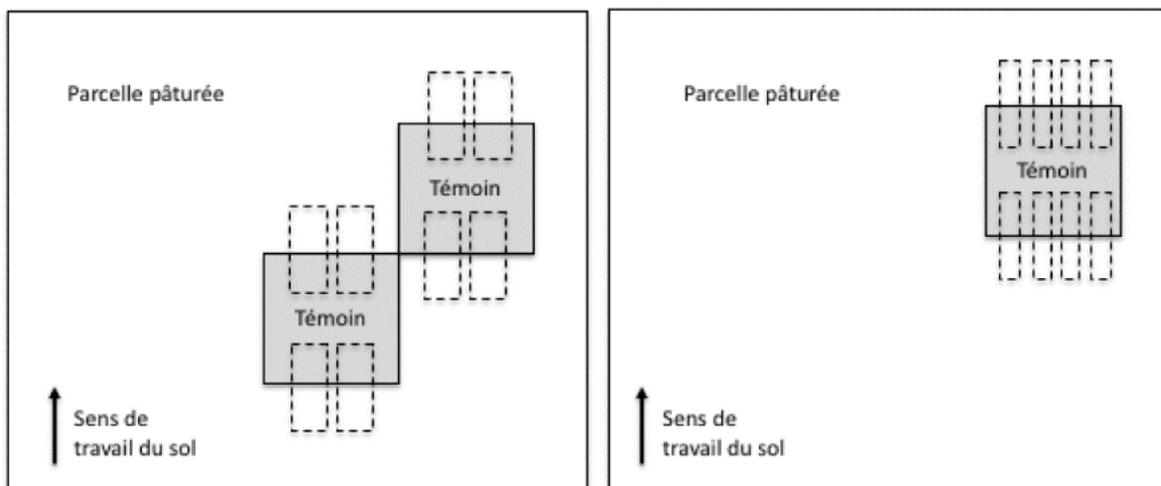


Figure 1 : schémas des dispositifs expérimentaux (2 blocs témoins à droite et un bloc témoin à gauche). En gris, les modalités témoin non-pâturées. En pointillé, les zones de prélèvements qui visent à comparer les modalités pâturées de celles non pâturées. Schéma obtenu dans l'article de Verret et al (2020).

Des parcelles d'essais sont identifiées avec les agriculteurs : Essais de pâturage de couverts végétaux avant culture de printemps et essais de pâturage de blé d'hiver et colza d'hiver pendant leurs phases végétatives au cours de la période hivernale. Des zones témoins non pâturées d'une surface

supérieure à 0.25 ha sont mises en place avec le céréaliier dans une zone de la parcelle la plus homogène possible sur le plan pédologique. Les zones de doublement d'azote (croisement de pulvérisateur) et les tournières sont évitées. Ces blocs témoins, sont subdivisés en quatre sous blocs. Le reste de la parcelle est pâturée selon les pratiques de l'éleveur (chargement, durée de pâturage). Au cours du pâturage, les ovins sont uniquement nourris avec la biomasse présente sur la parcelle. L'éleveur n'apporte aucun fourrage supplémentaire aux animaux pour ne pas fausser les mesures de reliquats avec l'apport d'azote exogène. Seuls des blocs minéraux peuvent être proposés aux animaux (Voir le détail des protocoles dans (Verret et al., 2020)).

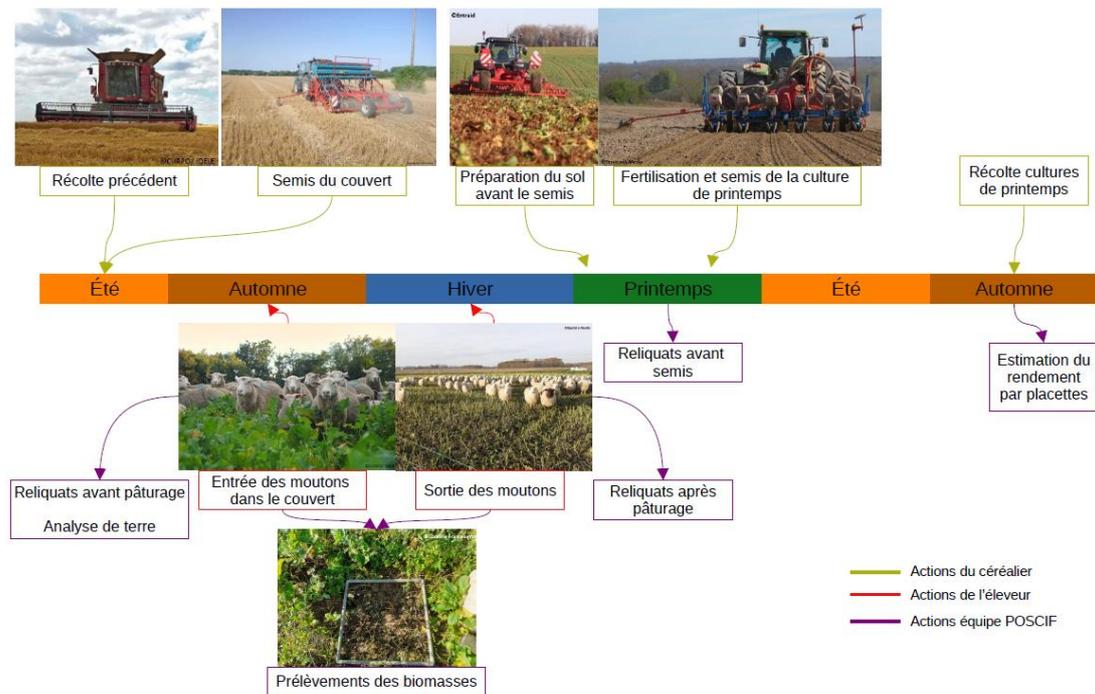
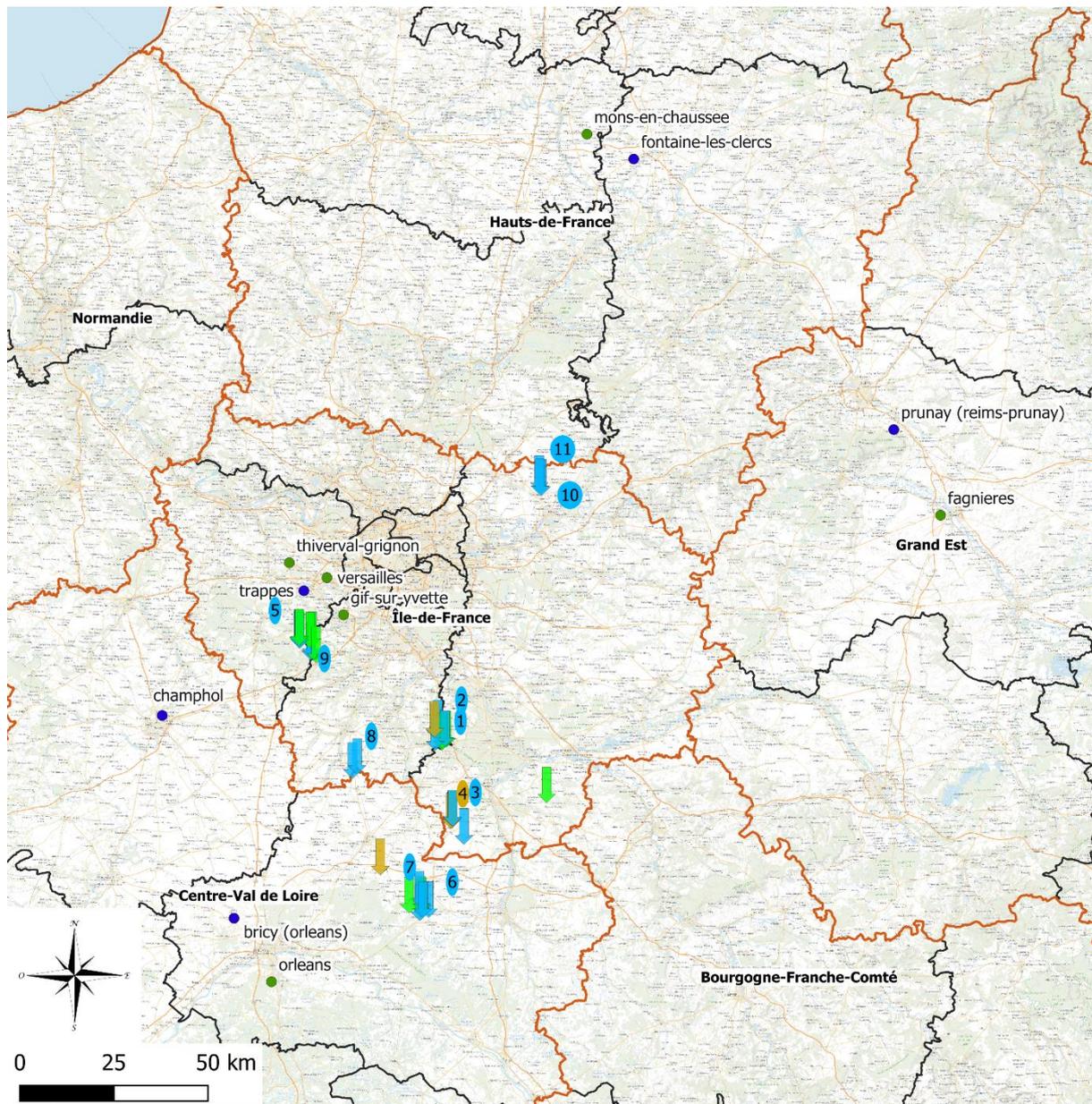


Figure 2 : calendrier général des interventions réalisées par le céréalier, l'éleveur et l'équipe du projet POSCIF dans le cadre du suivi des essais de pâturage de couverts végétaux. Schéma réalisé avec LibreOffice Draw.



Figure 3 : calendrier général des interventions réalisées par le céréalier, l'éleveur et l'équipe du projet POSCIF dans le cadre du suivi des essais de pâturage de céréales d'hiver. Schéma réalisé avec LibreOffice Draw.



Nature biomasse pâturée		Essais avec un suivi de l'azote	
	Cereale hiver [13 essais]	1	Feverole printemps 2018-2019
	Colza [4 essais]	2	Mais 2018-2019
	Couvert vegetal [22 essais]	3	Betterave 2019-2020
<b>Stations météo</b>		4	Colza 2019-2020
	INRAE en service	5	Betterave 2019-2020
	MeteoFrance en service	6	Mais 2019-2020
<b>Limites administratives</b>		7	Mais 2019-2020
	Regions	8	Triticale 2019-2020
	Departements	9	Mais 2020-2021
		10	Betterave Strip-till 2020-2021
		11	Betterave labour 2020-2021



Carte réalisée en mai 2021 par Benoît Vasseur

Figure 4 : localisation des essais réalisés dans le cadre du projet POSCIF entre 2018 et 2021

Le détail des mesures réalisées à la parcelle par l'équipe du projet POSCIF, présentées aux Figure 2 et Figure 3, est indiqué ci-après :

- **Une analyse de terre** est réalisée sur chacune des parcelles qui fait l'objet d'un essai. Huit prélèvements sur 0-25 cm sont réalisés, puis regroupés pour réaliser une analyse de terre. La granulométrie, la CEC, le pH, la teneur en carbonate, le carbone organique, le phosphore, le potassium et le magnésium sont analysés.
- **Les reliquats azotés** sont mesurés dans les zones pâturées et témoins à trois moments : avant le pâturage, après le pâturage et avant le semis (avant que la fertilisation minérale ne soit apportée). Pour réaliser ces reliquats, huit carottes sont prélevées dans chacun des sous-bloc pour les deux modalités et mélangées pour analyse, soit soixante-quatre prélèvements et huit analyses pour chacun des essais et des moments de prélèvement. Les prélèvements sont effectués sur 0-90 cm pour les essais de 2018-2019 puis sur 0-60cm pour les essais de 2019-2020 et 2020-2021. Les analyses de terre et celles des reliquats sont effectuées par le laboratoire Auréa.
- **La biomasse du couvert végétal** est prélevée après le pâturage dans des quadrats de 0.25m<sup>2</sup> (quatre prélèvements en zone pâturée et témoin). La biomasse est séchée à l'étuve pendant 48h à 80°C, puis pesée
- **Le rendement** est estimé soit par des mesures par placettes (entre 6 et 8 mesures dans chacune des modalités) soit avec la trémie peseuse de la moissonneuse batteuse, lorsque celle-ci en est équipée (Verret et al., 2020).
- **Des mesures supplémentaires** sont réalisées dans le cadre des **essais de pâturage de céréales d'hiver** : à la floraison de la céréale, la hauteur de paille (30 répétitions par modalité), l'incidence de la septoriose sur le feuillage (40 répétitions par modalité) et le nombre d'épis au m<sup>2</sup> (Comptage des épis dans six quadrats de 0.25m<sup>2</sup> par modalité) sont évalués. Le taux de protéine et le poids spécifique (PS) sont également mesurés.

Des analyses supplémentaires sont également réalisées par le LDAR. Quatre analyses physico-chimiques sur les échantillons de biomasses prélevés dans chacune des modalités, témoin et pâturée des essais 9 et 10 (Annexe 2). Dans chacune des modalités de chaque essai, la biomasse est prélevée dans quatre quadrats de 0.25 m<sup>2</sup>. Ces quatre échantillons sont ensuite mélangés et envoyés au laboratoire pour analyses. Les déjections ovines sont également collectées sur l'essai 9 et analysées. Des sondages à la tarière sur une profondeur de 0-120cm ont également été réalisés dans le cadre du stage sur certaines des parcelles d'essai ayant fait l'objet d'un suivi des reliquats azotés (essais 1, 2, 3, 4, 5, 8 et 9, Annexe 2). Des fiches STIPA (Falipou and Legros, 2002) ont été renseignées.

## **2.3. Analyses statistiques des données du réseau**

### **2.3.1. Méta-analyse**

Les méta-analyses permettent d'agréger une série de résultats issus d'expériences similaires pour produire un résultat moyen qui comporte une certaine hétérogénéité en lien avec les variations des conditions expérimentales (Viechtbauer, 2010). Cette approche permet d'estimer l'effet global d'une pratique en accordant plus de poids aux essais avec un écart-type faible et un poids plus faible à ceux avec un écart-type élevé. Les données recueillies sur les essais de pâturage de couverts végétaux : biomasse consommée et rendement de la culture suivante et celles recueillies sur les essais de pâturage de céréales d'hiver : biomasse consommée, hauteur de paille à floraison, densité d'épis au m<sup>2</sup>, incidence des maladies foliaires, rendement, poids spécifique et taux de protéines ont été traitées sous R avec le

package metafor développé par Viechtbauer (2020). Le modèle à effet aléatoire (Annexe 6) a été retenu pour le traitement des données car ces dernières ont été recueillies au cours des trois dernières années sur des exploitations et par des expérimentateurs différents ce qui est source d'hétérogénéité dans l'estimation de l'effet réel. Le ratio des moyennes et la différence des moyennes entre les modalités pâturé et témoin ont été utilisés.

### **2.3.2. Fiches essais avec suivi de l'azote**

Pour chacun des onze essais ayant fait l'objet d'un suivi azote, une fiche synthétique reprenant l'ensemble des variables mesurées sur chaque essai est présentée de l'Annexe 21 à l'Annexe 31. Les reliquats azotés, la biomasse et le rendement sont représentés sous forme de boîtes à moustaches (Les traits inférieur et supérieur correspondent respectivement aux 1<sup>er</sup> et au 3<sup>ème</sup> quartile. La médiane est symbolisée par le trait du milieu. Les valeurs extrêmes, i.e. en dehors des moustaches sont signalées par des points. Le test statistique non paramétrique de Wilcoxon pour échantillons appariés a été utilisé dans le but d'estimer la significativité de l'écart entre les observations réalisées dans la modalité pâturée et celles réalisées dans la modalité témoin. Ce test n'est pas très puissant et n'est réellement efficace que pour un nombre d'observations supérieur à six. Le choix de considérer les échantillons appariés s'appuie sur l'hypothèse que l'unité de sol dans laquelle les prélèvements sont effectués est identique pour les modalités témoin et pâturée (2.2). Dans le cas du suivi des reliquats azotés représentés par des boîtes à moustaches, le résultat du test renseigne sur la significativité de l'écart entre l'azote total mesuré dans les deux modalités. Pour la représentation de l'évolution temporelle de l'azote minéral du sol, le test s'intéresse à l'écart entre la valeur mesurée dans la modalité témoin et celle pâturée pour une même date de prélèvement.

### **2.3.3. Analyse statistique des mesures de reliquats azotés du réseau**

Les données des reliquats azotés acquises sont analysées pour quantifier les écarts entre les modalités témoin et pâturée. Les valeurs des reliquats obtenues dans chacun des sous-blocs (Figure 1) sur l'épaisseur de sol 0-30cm et 30-60cm des modalités pâturées ont été soustraites à celles obtenues dans les modalités témoins. Ces différences sont calculées en faveur du pâturage et les échantillons de valeurs mesurés dans chacun des sous blocs sont considérés appariés. Les différences entre les modalités pâturée et témoin sur l'épaisseur de sol 0-60cm sont obtenues en additionnant les écarts calculés précédemment pour chacun des sous-bloc. Cette procédure est effectuée pour les onze essais (Annexe 2) et les différents moments de prélèvement. La significativité de ces écarts est évaluée par des tests statistiques paramétrique ou non paramétrique. La distribution normale des données est vérifiée avec le test de Shapiro : si  $p < 0.05$ , la série de données ne suit pas une loi normale et le test de Wilcoxon est utilisé ; si  $p > 0.05$ , la série de données suit une loi normale et le test de Student est utilisé. Les tests de normalité sont réalisés pour les séries de données utilisées pour construire chacune des boîtes à moustaches mais aussi avec des variables deux à deux dans le cas des tests appariés. Les tests de normalité montrent que la série de données d'azote nitrique avant pâturage est la seule à ne pas suivre une distribution normale. Le test non paramétrique de Wilcoxon est donc utilisé, Les autres tests sont réalisés avec le test de Student. La nature des tests réalisés est détaillée ci-après :

- La valeur moyenne de chaque boîte à moustaches est comparée à une valeur moyenne nulle qui correspond de ce fait à la modalité témoin. L'idée de ce test, qui n'est pas apparié car il s'agit d'une comparaison à une valeur, est d'évaluer la significativité de l'écart entre les modalités pâturée et témoin pour une date et une forme d'azote donnée.

- Un second test statistique apparié est réalisé pour comparer les valeurs moyennes entre les différentes dates de prélèvement pour une même forme d'azote.

## 2.4. Simulations du rendement et des dynamiques de l'azote avec le modèle STICS

Le recours à la modélisation pour l'évaluation des effets du pâturage sur la dynamique de l'azote est nécessaire car les pertes d'azote par lixiviation, volatilisation ammoniacale et dénitrification n'ont pas été mesurées lors des essais au champ. De plus, contrairement à la variabilité pédologique des sols d'Île-de-France qui a été explorée avec le nombre important d'essais, celle relative à la météo n'a pu l'être pleinement avec des expériences menées sur une durée réduite de trois ans. L'approche par modélisation vise donc à fournir une estimation des flux d'azote qui n'ont pas été mesurés au champ et à renforcer les résultats du réseau de mesure avec une extrapolation temporelle. Dans un premier temps, les essais avec suivis des reliquats azotés sont reproduits avec le modèle pour confronter la démarche de simulation proposée aux mesures du terrain. Puis, dans un second temps, la méthode proposée est mobilisée pour la construction de scénarios prospectifs.

### 2.4.1. Présentation du modèle STICS

STICS (Simulateur multi disciplinaire pour les Cultures Standard) est un modèle de culture à une dimension développé à l'INRAE depuis 1996 (Brisson et al., 1998) qui simule au pas de temps journalier les flux d'azote, de carbone et d'eau dans le continuum sol-plante-atmosphère. Le modèle renvoie aussi bien des variables environnementales telles que la lixiviation de l'azote que des variables agronomiques comme le rendement (Brisson et al., 1998). Les formalismes du modèle ont été validés pour les couverts végétaux d'interculture et leurs effets sur la teneur en eau du sol et la lixiviation de l'azote (Constantin et al., 2012) mais aussi pour la dynamique de l'azote et du carbone en réponse aux apports de produits organiques (Levavasasseur et al., 2021). De manière plus générale, Coucheney et al (2015) ont montré la robustesse du modèle STICS dans une large gamme de contextes pédoclimatiques rencontrés en France. La version 9.2 du modèle est utilisée dans le cas de la présente étude. Les fichiers d'entrées du modèle et le détail de leurs contenus sont présentés ci-après :

- Un fichier technique : qui reprend l'ensemble des données de l'itinéraire technique de la culture (date de semis, fertilisation, densité de semis, variétés, travail du sol, apports de produits organiques)
- Un fichier météo : sept variables climatiques au pas de temps journalier ainsi que la concentration en CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère
- Un fichier sol où les informations des cinq premiers horizons peuvent être renseignées
- Un fichier station météo qui renseigne notamment la latitude de la station
- Un fichier d'initialisation : initialisation de la plante, des teneurs en eau et en azote (NH<sub>4</sub><sup>+</sup> et NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) des cinq horizons de sol.

### 2.4.2. Procédure générale de simulation des cas

Huit essais de pâturage de couverts végétaux (essais 1, 2, 3, 5, 8, 9, 10, 11, Annexe 2), qui ont fait l'objet d'un suivi des reliquats azotés en plus de ceux sur la biomasse et du rendement, sont reproduits avec le modèle de culture STICS. L'objectif de ce travail de simulation, réalisé pour le couvert témoin et pâturé, est de vérifier la cohérence entre les résultats mesurés au champ et ceux issus du modèle. Le schéma de simulation se décompose en trois unités de simulation (USM) : la première permet de

reproduire la culture qui précède le couvert, la seconde le couvert et la dernière la culture de printemps qui le suit. Les données météorologiques, pédologiques, d'initialisation et des itinéraires techniques de chacun des USM doivent être renseignés.

Sept **variables météorologiques** sont interpolées au pas de temps journalier aux droits des parcelles d'essai sur une durée de quatre années par la méthode de pondération par l'inverse de la distance (Inverse Distance Weighting : IDW) détaillée à l'Annexe 12: pluviométrie (mm), évapotranspiration de Penman (mm), rayonnement global (J/cm<sup>2</sup>), vitesse moyenne du vent (m/s), tension de vapeur moyenne (millibar), températures minimale et maximale (°C). Ce travail d'interpolation, qui s'appuie sur les données météorologiques proposées par l'unité AgroClim de l'INRAE, se révèle nécessaire car aucun suivi météorologique n'a pu être réalisé au champ faute de moyens. Le choix de cette méthode d'interpolation repose sur les conclusions de Ly et al (2013) qui indiquent que l'IDW est aussi performant que les méthodes géostatistiques pour l'interpolation des pluies au pas de temps journalier. La mise en œuvre de cette méthode nécessite de sélectionner les stations les plus pertinentes (Figure 4). Les caractéristiques de chacune d'entre elles sont présentées en Annexe 14 et les stations utilisées pour l'interpolation aux droits de chacun des essais en Annexe 15. La concentration en dioxyde de carbone de l'air doit également être renseignée. La valeur indiquée par l'agence européenne de l'environnement pour l'année 2018 est retenue : 407,58 ppm (European Environment Agency, 2021).

Les **données pédologiques** doivent être connues pour les cinq premiers horizons du sol. Les caractéristiques du premier horizon sont issues des analyses de terre réalisées par l'équipe POSICF. Des sondages à la tarière sur une profondeur de 0-120cm ont été réalisés dans le cadre du stage pour les essais 1, 2, 3, 5, 8 et 9 selon le protocole proposées dans les fiches STIPA (Falipou and Legros, 2002) qui permet d'apprécier la couleur, la texture, l'effervescence et la présence de traces d'oxydation. La carte des sols d'Île-de-France a également été utilisée : les valeurs moyennes des résultats obtenus pour l'ensemble des profils de sol réalisés dans les unités de sol correspondantes à la localisation des parcelles ont été confrontées aux valeurs de terrain. La granulométrie indiquée dans la carte des sols pour les différents horizons a été utilisée pour déterminer les humidités caractéristiques de ces horizons d'après les grandes classes texturales proposées par Majou et al (2008) et les valeurs indiquées dans la documentation du modèle. La carte des sols a également permis de déterminer les caractéristiques des horizons profonds des sols des essais 10 et 11.

Les **données d'initialisation** de la série d'USM diffèrent selon qu'il s'agit d'une culture d'hiver ou de printemps dans la première USM. Dans le premier cas, les réserves en eau du sol sont égales à la capacité au point de flétrissement sur les horizons concernés par l'évaporation du sol et à la moyenne des capacités au champ et au point de flétrissement pour les autres. Dans le second cas, la pluviométrie hivernale est supposée suffisante pour remplir la réserve en eau du sol : cette dernière est donc prise égale à la capacité au champ. Les données de reliquats recueillies dans la modalité témoin des essais à la date la plus proche du début de la première USM sont utilisées pour l'initialisation des teneurs en azote des horizons du sol. Pour ceux avec des profondeurs supérieures à celle de prélèvement, les quantités d'azote sont considérées nulles.

Les **itinéraires techniques** sont obtenus auprès des agriculteurs principalement pour le couvert et la culture suivante. Les informations manquantes, notamment sur la conduite du précédent, sont issues du guide technique proposé par la Chambre d'agriculture IDF (2019).

L'USM2 relatif au couvert est construit avec et sans pâturage. Dans le premier cas, le couvert est semé à la date indiquée par l'agriculteur et la biomasse produite estimée à la date du prélèvement de

biomasse indiquée dans les fiches propres à chacun des essais (Annexe 21 à Annexe 31). La biomasse est ensuite intégralement restituée au sol et l'effet sur la culture suivante est quantifié avec l'USM3. Si le prélèvement de biomasse a eu lieu après le prélèvement du reliquat « après pâturage », alors la biomasse produite est estimée à la date de prélèvement de ce reliquat. Dans le second cas, le couvert est simulé de la même manière que dans la modalité témoin jusqu'à la date du pâturage. A cette date, l'intégralité de la biomasse aérienne est exportée : seules les racines sont restituées au sol. Les quantités de pissats et de bouses correspondantes à la quantité de biomasse consommée sont apportées à cette même date en plus de la biomasse refusée. La méthodologie de calcul utilisée pour le calcul des quantités de déjections ovines (fèces et pissats) et la biomasse refusée est détaillée à la Figure 5.

<b>Variables sortie du modèle</b>	$M_{bio.simu}$ $C/N_{bio.simu}$ $N_{bio.simu}$
<b>Biomasse refusée</b>	$M_{bio.refus} = (1 - f_{conso}) \cdot M_{bio.simu}$ $\frac{C_{org}}{N_{org}} = C/N_{bio.simu}$
<b>Bouses</b>	$M_{C.bouses} = f_{conso} \cdot M_{bio.simu} \cdot C_{bio} \cdot f_{fecal}$ $M_{N.bouses} = N_{excrete.bouses} \cdot f_{conso} \cdot M_{bio.simu} \cdot 1000$ $M_{bouses.fraiches} = \frac{M_{C.bouses}}{C_{bouses} \cdot MS_{bouses}}$ $\frac{C_{org}}{N_{org}} = \frac{M_{C.bouses}}{M_{N.bouses}}$
<b>Pissats</b>	$M_{C.pissats} = M_{bio.simu} \cdot f_{conso} \cdot f_{urine} \cdot C_{bio}$ $M_{N.total.pissats} = (N_{bio.simu} - N_{excrete.bouses}) \cdot f_{conso} \cdot M_{bio.simu} \cdot 1000$ $M_{pissats.frais} = \frac{M_{N.total.pissats}}{[N_{pissats}] \cdot 1000}$ $\frac{C_{org}}{N_{org}} = \frac{M_{C.pissats}}{f_{Norg.pissat} \cdot M_{N.total.pissats}}$

Figure 5 : calcul des quantités d'azote et de carbone des trois résidus (biomasse refusée, bouses et pissats) utilisés pour la modélisation dans STICS, Les variables de sortie du modèle sont  $M_{bio, simu}$  ( $t MS, ha^{-1}$ ) : la biomasse produite simulée,  $C/N_{bio, simu}$  : le ratio carbone azote de la biomasse simulée et  $N_{bio, simu}$  (%) : la teneur en azote de la biomasse simulée,  $M_{bio, refus}$  ( $t MS, ha^{-1}$ ) : la biomasse refusée simulée,  $M_{C, bouses}$  ( $t. ha^{-1}$ ) : la masse de carbone dans les bouses,  $M_{N, bouses}$  ( $kg, ha^{-1}$ ) : la masse d'azote dans les bouses,  $M_{bouses, fraiches}$  ( $t. ha^{-1}$ ) : la masse des bouses fraiches,  $M_{C, pissats}$  ( $t. ha^{-1}$ ) : la masse de carbone dans les pissats,  $M_{N, total, pissats}$  ( $kg, ha^{-1}$ ) : la masse totale d'azote dans les pissats,  $M_{pissats, frais}$  ( $t. ha^{-1}$ ) : la masse des pissats frais. Schéma réalisé avec LibreOffice Draw.

Tableau 1 : descriptions, valeurs et sources des paramètres utilisés pour le calcul des quantités d'azote et de carbone retournées par la biomasse refusée, les bouses et les pissats des ovins lors du pâturage d'un couvert végétal

Paramètre	Description	Valeur	Source
<b>f conso</b>	Part de biomasse ingérée (%)	53%	Tableau 3
<b>C bio</b>	Teneur en carbone de la biomasse (%)	44%	Clivot et al (2019)
<b>C bouses</b>	Teneur en carbone organique bouses sur brut (%)	9,60%	Analyse bouses
<b>MS bouses</b>	Teneur en MS des bouses (%)	27,20%	Analyse bouses
<b>f fécal</b>	Part de carbone dans fèces moutons (%)	29,5%	Sauvant and Giger-Reverdin (2009)
<b>f urine</b>	Part de carbone dans l'urine moutons (%)	4,60%	Sauvant and Giger-Reverdin (2009)
<b>N pissats</b>	Teneur N urine (% poids frais)	0,90%	Lancon and J (1978)
<b>N pissats</b>	Teneur MS pissats (%)	0,90%	Hypothèse
<b>f Norg.pissats</b>	Part N organique sur N total pissats (%)	20%	Haynes and Williams (1993)

Le carbone rejeté par les ovins via les fèces et les pissats est considéré comme intégralement organique. L'azote des fèces est aussi considéré comme étant intégralement sous forme organique. En revanche, la part d'azote organique dans les pissats n'est que de 20% (Haynes and Williams (1993); Tableau 6; Tableau 5)

Les fèces des ovins suivent la cinétique de minéralisation proposée par Sørensen and Jensen (1995) pour des fèces ovines, tout comme les pissats, compte tenu de l'absence de données sur la minéralisation des pissats dans la littérature. Néanmoins, les conséquences de cette hypothèse sur les reliquats simulés sont supposées faibles car la part d'azote organique contenue dans les pissats est faible (20% d'après Haynes and Williams (1993)).

Les **performances de STICS** sont quantifiées avec l'erreur quadratique moyenne (Root Mean Square Error, RMSE), le coefficient de détermination  $R^2$  et le biais

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (O_i - S_i)^2}$$

$$Biais = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (O_i - S_i)$$

$$R^2 = \left( \frac{\sum_{i=1}^n ((O_i - \bar{O})(S_i - \bar{S}))}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (S_i - \bar{S})^2}} \right)^2$$

$O_i$  : la valeur observée  $i$   
 $S_i$  : la valeur simulée  $i$   
 $\bar{O}$  : la valeur moyenne observée  
 $\bar{S}$  : la valeur moyenne simulée

### 2.4.3. Simulation d'un cas type avec STICS

Le cas type STICS se compose de deux unités de simulation (USM) : la première représente un couvert de moutarde semé début août après la récolte d'un blé d'hiver à 90 quintaux pailles restituées fin juillet. La seconde permet de reproduire une culture de printemps, ici un maïs grain non irrigué, qui suit le couvert pâturé. Cette enchaînement d'USM est simulé vingt fois avec les données climatiques collectées à la station de Trappes au pas de temps journalier de 2001 à 2020. Les détails sur les itinéraires techniques de chacun des deux USM est présenté à la Figure 6.

La simulation de cet enchaînement d'USM avec vingt années de données climatiques permet de comparer les effets du pâturage sur le rendement de la culture de maïs grain et la dynamique de l'azote en comparaison à une situation où la biomasse du couvert est restituée, en tenant compte de la variabilité climatique interannuelle. Cet enchaînement d'USM est décliné pour deux niveaux de reliquats post-récolte, élevé (46 kg/ha) et faible (25 kg/ha) et deux date de pâturage, précoce (15/11/ $i$ ) et tardive (15/02/ $i+1$ ).

Le pâturage de couvert est simulé de la même manière qu'en 2.4.2 en suivant la procédure détaillée à la Figure 5 pour le calcul de la biomasse refusée, des quantités de bouses et de pissats correspondantes à la quantité de biomasse ingérée.

Le couvert non pâturé est simulé de la même manière que le couvert pâturé à l'exception près que la biomasse du couvert est intégralement restituée le jour correspondant à la date de pâturage.

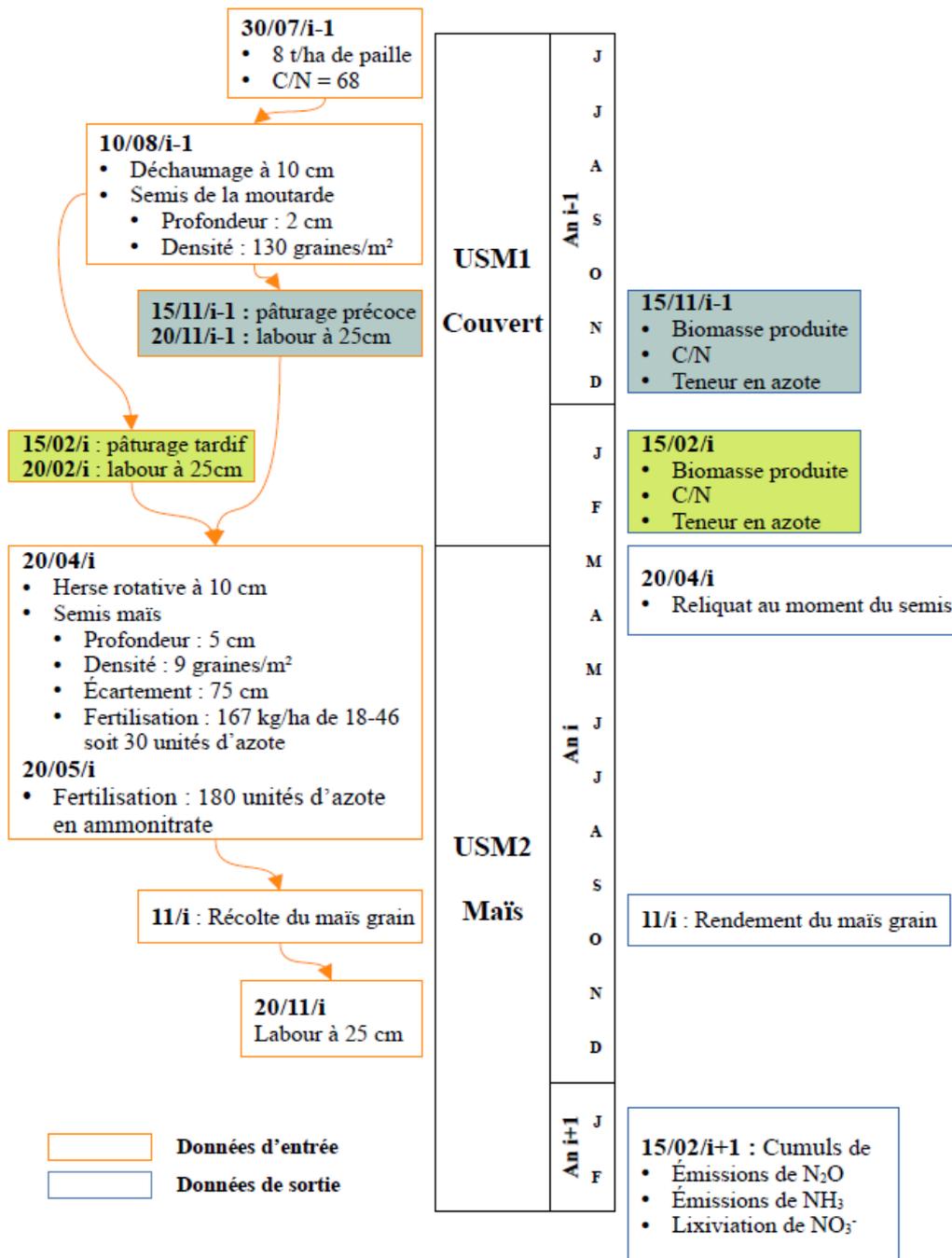


Figure 6 : schéma de simulation STICS du cas type avec pâturage. A gauche, les données des fichiers techniques utilisées pour la construction des simulations avec le modèle STICS. A droite, les données de sortie du modèle. Deux dates de pâturages sont précisées. Ce schéma de simulation est également utilisé pour la simulation des couverts non pâturés : Dans ce cas, le couvert est détruit et restitué au sol le jour du pâturage. L'indice i correspond à l'année climatique utilisée : Il varie de 2001 à 2020. Schéma réalisé avec LibreOffice Draw

Tableau 2 : Conditions initiales utilisées pour la simulation du cas type. Deux niveaux de teneurs en azote sont retenus. Les humidités des différents horizons sont exprimées en % des teneurs en eau à la capacité au champ des différents horizons.

Horizons	Humidité (%HCCF)	Reliquat post-récolte élevé		Reliquat post-récolte faible	
		NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (kg/ha)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (kg/ha)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (kg/ha)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (kg/ha)
1	65	10	20	5	10
2	70	2	10	1	5
3	80	0	4	0	4
4	85	0	0	0	0
5	90	0	0	0	0

Les variables de sorties sont :

- Les caractéristiques de la biomasse produite par le couvert (Quantité, teneur en azote et ratio C/N) nécessaires aux calculs des masses de bouses et de pissats à retourner au sol (Figure 5)
- Les reliquats en azote total sur 0-60 cm au moment du semis du maïs grain
- Le rendement de la culture de maïs grain de l'USM2
- La volatilisation cumulée d'ammoniaque NH<sub>3</sub> à la fin de l'USM2
- Les émissions cumulées de N<sub>2</sub>O à la fin de l'USM2
- La lixiviation cumulée de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> à la fin de l'USM2

Hormis les caractéristiques de la biomasse, la significativité des différences entre les valeurs des variables de sorties obtenues avec le pâturage du couvert et celles obtenues avec le couvert restitué sont évaluées avec le test non paramétrique de Wilcoxon pour échantillon appariés de la même manière qu'en 2.3.3 :

- La valeur moyenne de chaque boîte à moustaches est comparée à une valeur moyenne nulle qui correspond de ce fait à la modalité témoin. L'idée de ce test, qui n'est pas apparié car il s'agit d'une comparaison à une valeur, est d'évaluer la significativité de la différence entre les modalités pâturée et témoin pour un type de sol et un scénario donné.
- Un second test statistique apparié est réalisé pour comparer les valeurs moyennes des différences entre les différents scénarios pour un même type de sol.

## 2.5. Restitutions de carbone et évolution des stocks de carbone organique du sol

### 2.5.1. Présentation du modèle AMG

Le modèle AMG permet de simuler le stock de carbone sur la profondeur de travail du sol dans les sols agricoles au pas de temps annuel (Clivot et al., 2019). Ce modèle est issu des travaux de Andriulo et al (1999) qui ont repris le formalisme du modèle de Hénin-Dupuis en y ajoutant la division de la matière organique du sol en deux compartiments. Les trois compartiments (Matière organique fraîche, matières organiques du sol active et stable) de carbone qu'utilise le modèle AMG pour représenter la dynamique de la matière organique des sols sont présentés à la Figure 7. Les entrées de carbone des cultures sont calculées par le modèle avec des coefficients allométriques propres à chacune d'entre elles qui lient le rendement aux entrées de carbone par voies racinaire et aérienne : plus le rendement est élevé et plus les entrées sont importantes. Une partie du carbone contenue dans la matière organique fraîche est humifiée, i.e. qu'elle passe dans la matière organique active du sol. Le reste est retourné à l'atmosphère sous forme de CO<sub>2</sub>. Le carbone présent dans la matière organique active du sol est minéralisé sous forme de CO<sub>2</sub> selon une cinétique de décomposition du premier ordre. Le carbone contenu dans la matière organique active du sol est restitué à l'atmosphère sous forme de CO<sub>2</sub>. Le

carbone contenu dans le compartiment des matières organiques stables est considéré comme complètement inerte à l'échelle du siècle (ni approvisionnement, ni minéralisation). Le stock de carbone simulé par le modèle AMG est fortement influencé par les pratiques culturales (exportations des pailles, couverts végétaux, apports de Produits résiduaire organiques (PRO)) et les propriétés du sol (taux d'argile et de carbonate, pH, C/N du sol, stock initial de carbone organique).

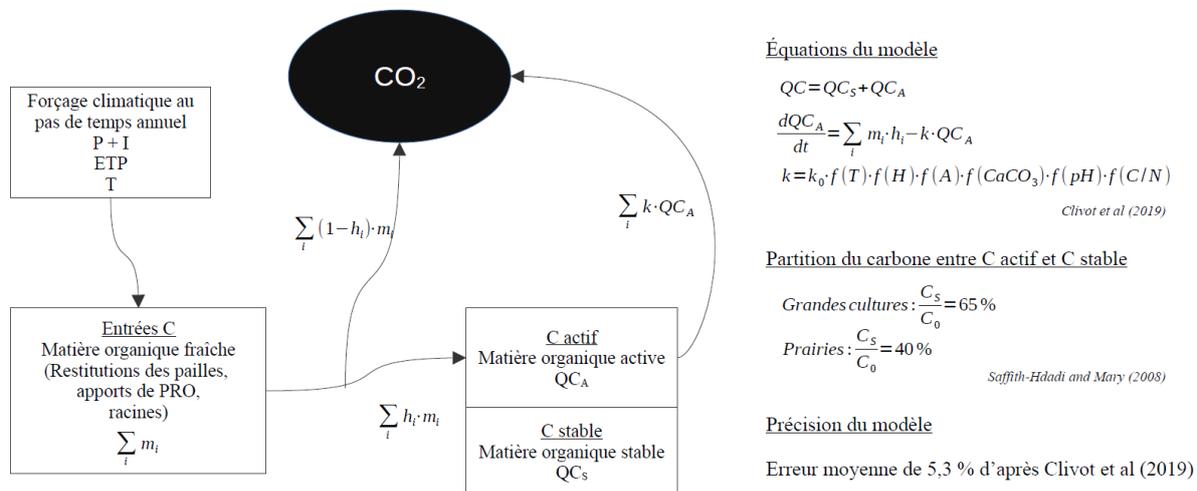


Figure 7 : schéma conceptuel du modèle AMG, P : pluviométrie, I : irrigation, ETP : évapotranspiration, T : température, QC,  $QC_S$ ,  $QC_A$  les stocks de carbone total, stable et actif dans le sol (t/ha),  $m_i$  la quantité de carbone apportée par le résidu ou le Produit Résiduaire Organique (PRO)  $i$  (t/ha),  $h_i$  le coefficient d'humification qui correspond à la part du carbone qui intègre la matière organique du sol au bout d'un an,  $k$  la constante de minéralisation de la matière organique active ( $an^{-1}$ ),  $k_0$  la constante de minéralisation ( $an^{-1}$ ), les fonction  $f(T)$ ,  $f(H)$ ,  $f(A)$ ,  $f(CaCO_3)$ ,  $f(pH)$  et  $f(C/N)$  qui permettent de tenir compte respectivement de la température, de l'humidité du sol (via la balance entre les entrées d'eau (P + I) et les sorties (ETP)), la teneur en argile, celle en carbonate, le pH et le ratio C/N du sol (Clivot et al., 2019). La partition du carbone entre la fraction stable et active se fait à partir du stock initial de carbone dans le sol  $C_0$  connu à  $t_0$  (Saffih-Hdadi and Mary, 2008). La quantité de carbone stable n'évolue pas au cours de la simulation. La précision du modèle a été évaluée par confrontation des résultats simulés et observés de sites en France métropolitaine utilisés pour la création de la nouvelle version d'AMG proposée par Clivot et al (2019). Schéma réalisé avec LibreOffice Draw.

Les coefficients d'humification, qui donnent la part de carbone qui intègre la matière organique du sol au bout d'un an, des résidus de récolte et des différents PRO sont indépendants des caractéristiques du sol. Levavasseur et al (2020) proposent d'utiliser les valeurs d'Indice de Stabilité de la Matière Organique (ISMO), grandeur largement mesurée par les laboratoires commerciaux, comme valeur de coefficient d'humification. L'ISMO est un indicateur de la stabilité du carbone présent dans un PRO : plus sa valeur est élevée et plus la part de carbone du PRO qui contribue à la matière organique du sol est élevée. La valeur de l'ISMO est déterminée par une courte incubation de trois jours où la quantité de carbone qui se minéralise est quantifiée (Lashermes et al., 2009).

## 2.5.2. Estimation des flux de carbone d'un couvert restitué et pâturé

L'objectif de cette partie est de quantifier les flux de carbone pour un couvert restitué et un couvert pâturé selon le formalisme du modèle AMG. Le premier cas correspond à la pratique habituelle des agriculteurs : le couvert, semé après la moisson, fait office de culture intermédiaire piège à nitrates (CIPAN) et est détruit au cours de l'hiver par broyage pour permettre les opérations de travail du sol nécessaires à l'implantation de la culture de printemps. L'intégralité de la biomasse produite est donc retournée au sol. Dans le second cas, la biomasse produite par le couvert est valorisée par pâturage : les ovins consomment une partie de la biomasse proposée et refusent l'autre. Cette biomasse de couvert consommée est estimée par méta-analyse des données de l'ensemble du réseau expérimental. La

biomasse produite correspondante est établie avec la relation qui lie la biomasse moyenne consommée et la biomasse moyenne produite. La teneur en carbone des biomasses sèches consommée ou refusée est prise égale à 44% (Clivot et al., 2019). La biomasse du couvert est assimilée à celle d'un couvert de moutarde. Cette représentation, bien qu'éloignée des couverts pluri-spécifique réalisés par les agriculteurs du réseau POSCIF, permet de représenter la famille des crucifères qui domine largement la composition floristique des couverts d'Île-de-France. Le coefficient d'humification de la moutarde proposé par AMG vaut 31,1%. La quantité de carbone injectée dans le sol via les racines et leurs exsudats est calculée avec le modèle AMG sur une profondeur de 25 cm. Le coefficient d'humification du carbone des racines et des exsudats est le même pour toutes les plantes et vaut 40%. Le carbone qui n'est pas humifié est minéralisé et retourné à l'atmosphère sous forme de dioxyde de carbone. Les données présentées ci-dessus permettent, en suivant les équations indiquées à la Figure 7, de calculer les flux de carbone d'un couvert restitué.

Pour le couvert pâturé, l'estimation des flux de carbone nécessite de connaître la partition du carbone dans un ovin qui a été recherchée dans la littérature. La biomasse consommée subit la partition du carbone au sein de l'ovin. Les déjections ovines (urine + fèces) ont pour valeur de coefficient d'humification, la valeur d'ISMO des fèces issues des analyses des bouses de l'essai 9. L'estimation des flux de carbone de la biomasse refusée se fait de la même manière que pour le couvert restitué. Cette approche est mobilisée pour les simulations avec le modèle AMG et l'estimation des masses de carbone retournées au sol par les ovins.

### **2.5.3. Estimation des variables climatiques**

Le bilan hydrique annuel et la température moyenne annuelle doivent être estimés pour pouvoir réaliser des simulations avec AMG. Dans le cas de la modélisation du carbone, il n'y a pas de cas réel à simuler puisque qu'aucun suivi sur le long terme du carbone du sol avec pâturage n'a été réalisé. Le modèle sera uniquement utilisé pour évaluer divers scénarios. Il n'est donc pas nécessaire, comme pour la modélisation des cas individuels avec STICS, d'interpoler des variables climatiques aux droits des parcelles. La station Météo France de Trappes, située proche des parcelles des céréaliers pratiquant le pâturage ovin (Figure 4) est donc utilisée. Les variables climatiques utilisées sont : la pluie (mm), l'évapotranspiration de Penman (mm), et la température moyenne (°C). Les chroniques de valeurs de ces variables sont extraites via le portail Klimatic de l'unité AgroClim de l'INRAE au pas de temps journalier. L'utilisation des données de la station de Trappes commence à partir du 01/01/1991, première année où les trois variables climatiques sont mesurées simultanément, et se termine le 31/12/2020 de telle sorte à travailler avec des années complètes. Pour chaque année, la température moyenne annuelle et l'écart entre le cumul des pluies et celui de l'évapotranspiration sont calculés. La moyenne interannuelle de 30 ans de données est calculée pour la température et le bilan hydrique. Le traitement des données est réalisé avec le package dplyr disponible sous R.

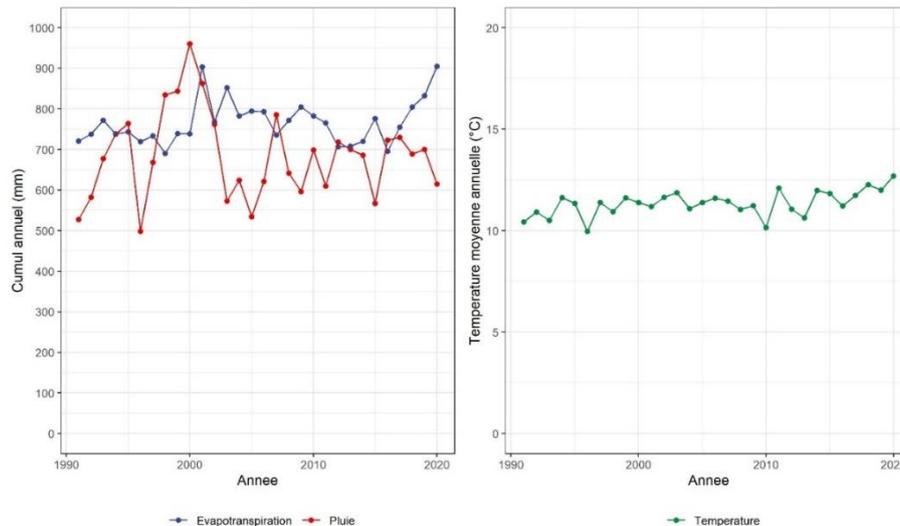


Figure 8 : variabilités interannuelles de la pluviométrie, de l'évapotranspiration et de la température à la station Météo France de Trappes de 1991 à 2020.

La température moyenne annuelle et la différence entre la pluviométrie annuelle et l'évapotranspiration annuelle, calculées sur 30 ans à la station de Trappes, valent respectivement **11,3°C** et **-82mm**.

#### **2.5.4. Modélisation : Evaluation du stock de carbone pour des fréquences de pâturages variées et types de sols différents**

Afin d'estimer l'effet sur les stocks de carbone des différences d'entrée de carbone entre situations pâturée et non pâturée, une série de simulation est réalisée sur une durée de 80 ans. Cette durée de simulation élevée est nécessaire pour obtenir des valeurs asymptotiques du stock de carbone dans les sols avec des teneurs en argile élevées. Les simulations sont déclinées sur différents sols et avec des fréquences de pâturage variables. Les données de cinq analyses de terre réalisées aux essais 4, 6, 9, 20 et 22 dont les caractéristiques sont présentées en Annexe 16 sont utilisées. La fréquence de pâturage des couverts varie entre une et dix années sur dix. Les écarts de stock de carbone entre les deux modalités de gestion du couvert, les différents sols et fréquence de pâturage sont quantifiés à l'année 2100 soit après 80 années de simulation. Les entrées et flux de carbone utilisés pour la réalisation de ces simulations sont obtenus avec la procédure présentée en 2.5.2.

#### **2.5.5. Modélisation : Evaluation du stock de carbone pour deux cas réels**

En addition au cas d'étude fictif moyen (2.5.4), les modélisations sont réalisées sur la base des rotations actuelles et futures de deux exploitations du projet POSCIF : La première en conventionnelle réintroduit l'élevage ovin avec le pâturage des couverts végétaux, cherche à diversifier les rotations avec la production de légumes d'industrie et se lance dans la production de cultures intermédiaires à vocation énergétique (CIVE) à destination d'un méthaniseur. La seconde, certifiée en agriculture biologique, souhaite réduire le travail lié à la destruction des couverts végétaux, contrôler l'enherbement au ray-grass dans les parcelles de blé et profiter d'une fumure organique in situ via les fèces et les pissats des ovins. Les simulations seront menées sur la période de 2020 à 2100 avec pour variables climatiques

celles calculées en 2.5.3. Les caractéristiques des sols, présentées en Annexe 16, sont celles issues des analyses de terre des parcelles des exploitations concernées.

### **2.5.5.1. Agriculture conventionnelle**

L'agriculteur implante ses couverts très rapidement après la moisson, aux alentours du 14/07, pour maximiser la production de biomasse. Le semis s'effectue avec un semoir rapide équipé de deux trains de disques déchaumeurs directement dans les chaumes de la paille précédente. Les biomasses de couvert produite, refusée et consommée sont calculées en faisant la moyenne des valeurs mesurées dans les blocs témoins et pâturés des essais réalisés sur cette exploitation. Elles valent respectivement, 3.4, 1.9 et 1.5 t MS/ha. Trois rotations (Figure 9) qui incluent le pâturage sont étudiées : le cas A correspond à la rotation actuelle, blé-colza-blé-betterave, qui permet l'introduction d'un pâturage de couvert. Le cas B introduit la méthanisation avec le maïs ensilage et un pâturage avant betterave. La rotation proposée pour le cas C comporte, en plus d'une CIVE, deux pâturages avant les cultures de pois de conserve et de betterave. Les différents scénarios proposés sont simulés avec et sans le pâturage des couverts. Les flux de carbone pour le couvert pâturé sont calculés de la même manière qu'en 2.5.2 en adaptant les biomasses consommée et refusée aux données propres du cas d'étude. L'effet du pâturage sur le rendement de la culture de printemps qui suit le couvert végétal pâturé n'est pas pris en compte. La valeur du coefficient d'humification du compost de déchets verts est prise égale à la valeur d'ISMO présentée en Annexe 17 (Levavasseur et al., 2020).

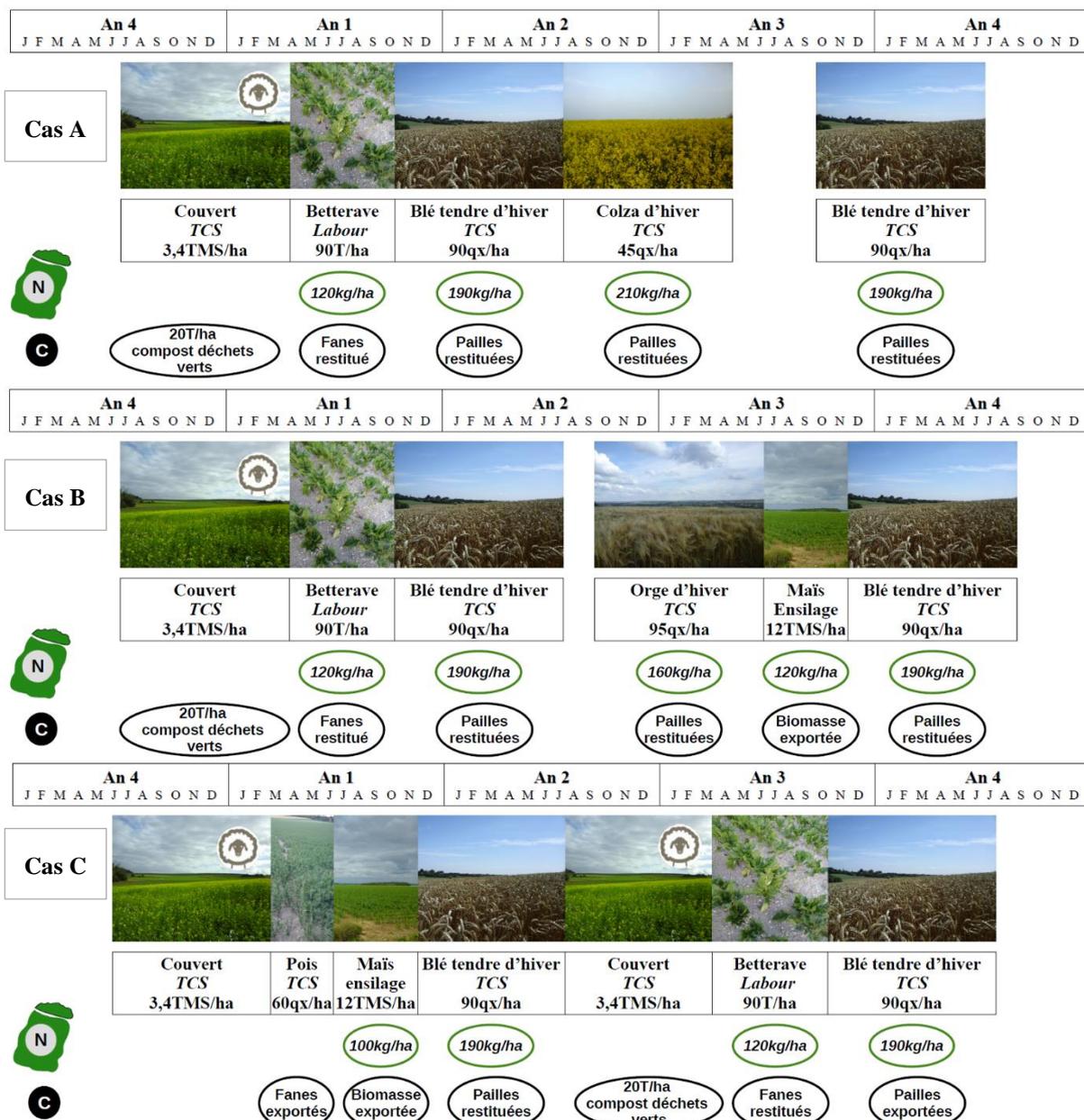


Figure 9<sup>1</sup> : Cas A : rotation classique en Île-de-France avec introduction d'un pâturage de couvert (année 1). Cas B : Rotation avec un pâturage de couvert (année 1) et une CIVE (maïs ensilage en année 3). Cas C : Rotation avec deux pâturages de couvert (années 1 et 3) et une CIVE (maïs ensilage en année 1). Les entrées et sorties de carbone sont en noires, celles d'azote en vert. Les éléments en italiques n'interviennent pas directement dans le calcul du stockage du carbone. La fertilisation azotée de chaque culture a été calculée avec la méthode du bilan prévisionnel d'azote en Seine-et-Marne (Chambre d'agriculture IDF, 2021). Les rendements indiqués sont issus des entretiens avec l'agriculteur. Les humidités aux normes à la récolte sont de 15, 9, 80, 74 et 0% pour les céréales (blé et orge), le colza, les betteraves, les pois de conserve et le maïs ensilage. (Comifer, 2009). Schéma réalisé avec LibreOffice Draw.

Pour réduire sa dépendance aux engrais de synthèse et avec le développement de l'activité de méthanisation, l'exploitant souhaite réaliser une partie des apports d'azote avec le digestat du méthaniseur de CIVE. Des variantes avec des retours de digestat sont proposées pour les rotations B et C qui incluent la production de maïs ensilage en CIVE. Les quantités de digestat retourné sont calculées

<sup>1</sup> La quantité d'azote apportée n'est pas une variable d'entrée du modèle : Elle influe indirectement sur les entrées de carbone avec l'augmentation de la production de biomasse et donc des quantités de résidus retournées au sol. La nature du travail du sol, en climat tempéré, n'influe pas sur le stockage de carbone (Mary et al., 2020)

sur la base de 2/3 des apports d'engrais minéraux substitués par le digestat. Les caractéristiques du digestat de CIVE et le calcul des volumes de digestat sont présentés en Annexe 17. Les apports de digestat de CIVE pour le cas B, sont respectivement de 6, 18, 26, 22 et 14 m<sup>3</sup> pour le couvert avant betterave, les betteraves, le blé derrière betteraves, l'orge d'hiver et le maïs ensilage. Le blé qui précède le couvert n'en reçoit pas. Pour le cas C, les couverts, les blés, le maïs ensilage et les betteraves reçoivent respectivement 6, 26, 14 et 18 m<sup>3</sup> de digestat.

### **2.5.5.2. Agriculture biologique**

L'exploitation céréalière en agriculture biologique a des objectifs de rendements élevés qui reposent sur un travail intensif du sol et des apports massifs de produits organiques (compost, fientes). L'exploitant souhaite maximiser les surfaces pâturées : couverts végétaux et blés d'hiver sont pâturés. Les simulations visent à quantifier si ce pâturage très intensif peut conduire à une diminution du taux de matière organique du sol avec la diminution des restitutions de carbone en lien avec la consommation d'une partie de la biomasse produite par les ovins. Les biomasses produites, refusées et consommées des couverts et des blés valent respectivement 2.6, 1.3, 1.3 t MS/ha et 0.64, 0.31, 0.33 t MS/ha. Ces valeurs sont les moyennes des mesures réalisées sur cette exploitation. La rotation proposée et les rendements associés sont issus d'enquêtes réalisées sur cette exploitation dans le cadre du projet POSCIF. Les couverts végétaux sont reproduits dans le modèle avec le même formalisme que celui utilisé pour l'estimation des flux à l'échelle d'un pâturage. L'effet du pâturage des couverts végétaux et des blés d'hiver sur le rendement n'est pas pris en compte. Les flux de carbone sont calculés de la même manière qu'en 2.5.2 en adaptant les biomasses consommée et refusée aux données du cas d'étude.

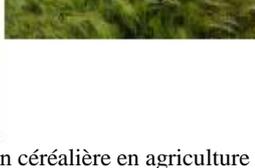
3 ANS	J F M A M		Luzerne déshydratée An 1 : 6TMS/ha An 2-3 : 10TMS/ha	<b>C</b> Biomasse exportée
	J J A S O N D		Blé d'hiver 1 Labour 55qx/ha	20T/ha compost déchets verts 4T/ha fientes séchées Pailles restituées
AN 4	J F M A M		Couvert FCS 2,6 TMS/ha	
	J J A S O N D		Betterave Labour 65 T/ha	20T/ha compost déchets verts 4T/ha fientes séchées Fanes restitués
AN 5	J F M A M		Couvert 2,6 TMS/ha	
	J J A S O N D		Féverole printemps FCS 30qx/ha	Pailles restituées
AN 6	J F M A M		Blé d'hiver 2 Labour 37,5qx/ha	20T/ha compost déchets verts 4T/ha fientes séchées Pailles restituées
	J J A S O N D		Couvert FCS 2,6TMS/ha	
AN 7	J F M A M		Orge de printemps FCS 70qx/ha	4T/ha fientes séchées Pailles restituées
	J J A S O N D			

Figure 10 :rotation de l'exploitation céréalière en agriculture biologique. Les rendements des céréales (blé et orge), betteraves, féverole et luzerne déshydratée sont indiqués pour des humidités de 15, 80, 14 et 0%, respectivement (Comifer, 2009).

Trois scénarios sont simulés : le premier est un témoin qui n'inclut pas le pâturage. Le second introduit le pâturage de l'ensemble des couverts végétaux. Le dernier scénario introduit le pâturage des blés d'hiver en plus de celui des couverts végétaux. Les caractéristiques du sol utilisées sont présentées à l'Annexe 16, celles des PRO apportés à l'Annexe 17.

### 3. Résultats et discussion

#### 3.1. Résultats d'analyses statistiques des données du réseau sur les biomasses et rendements

##### 3.1.1. Résultats généraux sur les biomasses proposées

Les données sur la biomasse des blés d'hiver forment deux groupes (Figure 11). Les valeurs de biomasses les plus faibles ont été obtenues pour les semis 2018 et 2019. L'automne 2018 a été marqué par une sécheresse qui a retardé la levée des blés tandis que l'automne 2019, très humide, a décalé les opérations de semis. Ces retards se traduisent par une biomasse disponible au moment du pâturage plus faible. Les semis à l'automne 2020 ont pu être effectués dans de bonnes conditions et des biomasses supérieures ont été produites. Les biomasses produites par les couverts végétaux sont variables d'un essai à l'autre (Annexe 8) mais aucun écart important n'est constaté entre les différentes années ou l'agriculture biologique et conventionnelle.

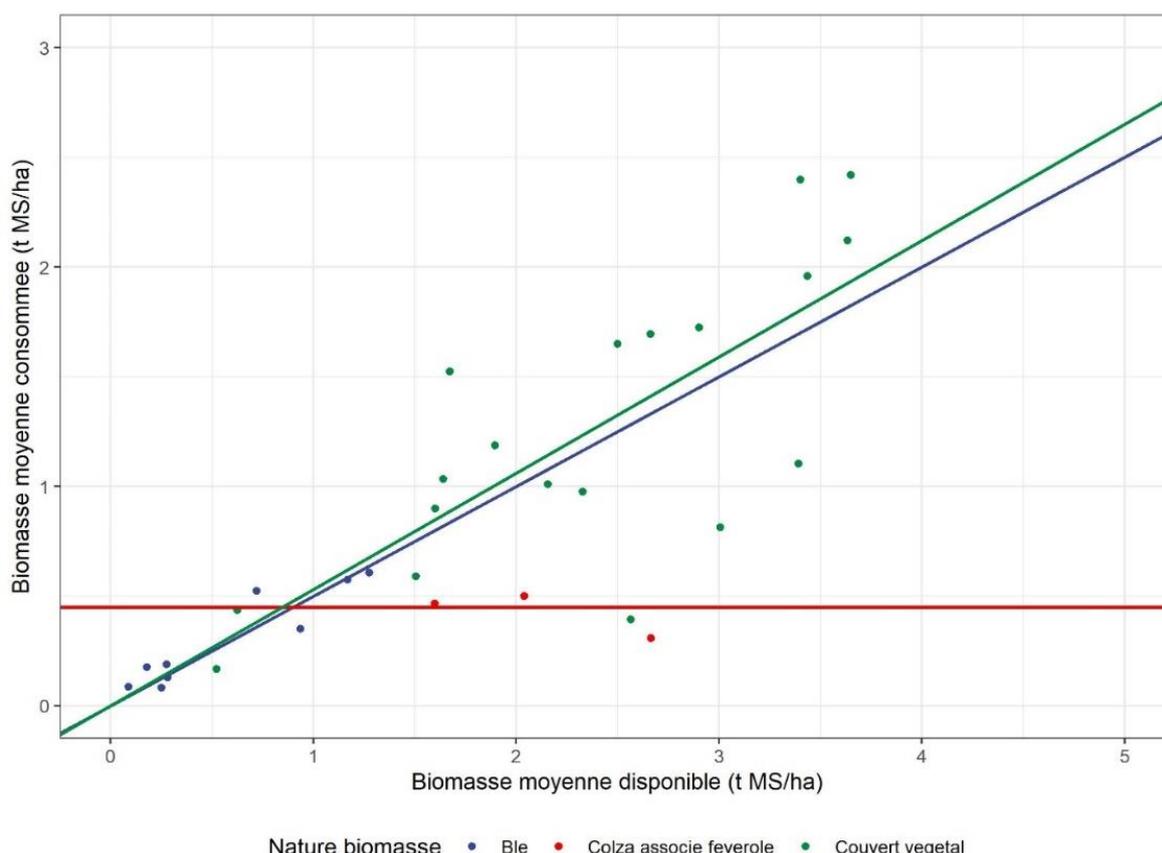


Figure 11 : relation entre la biomasse moyenne consommée par les ovins et la biomasse moyenne disponible à la parcelle exprimée en t MS/ha. Ces biomasses moyennes ont été calculées avec la moyenne arithmétique des mesures réalisées dans les deux modalités de chaque essai.

Tableau 3 : valeurs des paramètres et du coefficient de détermination R<sup>2</sup> des régressions réalisées à la Figure 11. Les paramètres sont donnés pour la régression  $y = a \times x + b$  avec y : biomasse consommée (t MS/ha) et x : biomasse disponible (t MS/ha). Pour le colza, la valeur de l'effet réel calculé par méta-analyse est retenue.

Nature biomasse	a	b	r	R <sup>2</sup>	n	N° des essais où les données ont été utilisées
Blé d'hiver	0,50	0	0,93	0,86	9	20, 22, 25, 34, 35, 36, 37, 38, 39
Colza d'hiver	0	0,45			3	4, 28, 26
Couverts végétaux	0,53	0	0,75	0,56	19	1, 2, 3, 5, 7, 8, 9, 10, 11, 18, 31, 21, 23, 24, 27, 30, 29, 32, 33

Les ovins consomment respectivement 50% et 53% de la biomasse disponible des blés d'hiver et couverts végétaux. Ces valeurs sont cohérentes avec celles de la revue Agri-Facts (2009) qui indique que 50 à 65% de la biomasse disponible des prairies est consommée lorsque le pâturage a lieu avec un chargement élevé. Cicek et al (2014), qui se sont intéressés au pâturage ovin de couverts végétaux, montrent que ces derniers consomment en moyenne 62% de la biomasse disponible. Les biomasses de couverts végétaux et blés d'hiver consommées augmentent de façon affine avec la biomasse disponible. L'objectif du pâturage de ces biomasses est de raser la végétation le plus possible : dans le cas du blé d'hiver, l'impact d'une telle pratique est visuellement impressionnant mais sans conséquences sur le rendement (Harrison et al., 2012). Le pâturage du colza d'hiver, qui permet de valoriser les feuilles sénescentes qui tombent au cours de l'hiver, est plus délicat : ce dernier est plus sensible à la défoliation que les céréales d'hiver car le méristème apical est au-dessus du sol avant l'élongation. Il est donc plus susceptible d'être consommé au cours du pâturage ce qui peut réduire le rendement grain (Dove and Kirkegaard, 2014). Il faut donc conserver une certaine quantité de biomasse, 1 t MS/ha d'après les agriculteurs, pour assurer une bonne reprise du colza et limiter l'impact du pâturage sur le rendement. Les essais réalisés montrent que 450 kg MS/ha de colza associé à de la féverole sont consommés par les ovins tandis que 1.86 t MS/ha est refusée, et ceci indépendamment de la biomasse disponible (Figure 11 et Tableau 4). Le pâturage ne semble donc pas compromettre le rendement du colza comme en témoigne l'essai 4 détaillé à l'Annexe 24.

Tableau 4 : biomasses moyennes (moyenne arithmétique) produite, consommée et refusée pour les biomasses de blé d'hiver, colza d'hiver et des couverts végétaux. Les biomasses moyennes consommées sont issues des résultats de méta-analyse. Les biomasses moyennes refusées sont égales à la différence entre les biomasses moyennes produites et celles consommées.

Nature biomasse	Biomasse moyenne produite (t MS/ha)	Biomasse consommée issue des méta-analyses (t MS/ha) (Annexe 8)	Biomasse refusée moyenne (t MS/ha)
Blé d'hiver	0.66	0.28	0.38
Colza d'hiver associé à de la féverole	2.31	0.45	1.86
Couvert végétal	2.38	1.26	1.12

### 3.1.2. Résultats des analyses physico-chimique des couverts végétaux et bouses ovines

Tableau 5 : Teneurs en azote, ratio C/N des couverts prélevés dans les zones pâturées témoins des essais 9 et 10. La valeur d'ISMO des bouses prélevés sur l'essai 9 est également indiquée.

Essai	Essai 9			Essai 10	
	Témoin	Pâturée	Bouse	Témoin	Pâturée
Azote total	2.9g/100g	2.5g/100g	0.88g/100g	2.7g/100g	1.9g/100g
Azote organique	2.8g/100g	2.4g/100g	0.85g/100g	2.6g/100g	1.86g/100g
C/N	13.4	14.7	9.2	14.1	18.2
ISMO	-	-	54.9%	-	-

Les analyses physico-chimiques des couverts pâturés et non pâturés des deux essais mettent en évidence que les ratios C/N des biomasses refusées (Modalités pâturées) sont supérieures à ceux des modalités témoins. Ces résultats indiquent que les ovins consomment principalement le feuillage des couverts, riche en azote, et refusent les parties plus ligneuses que sont les tiges.

### **3.1.3. Effets du pâturage sur le rendement**

#### **3.1.3.1. Des couverts végétaux**

Contrairement aux couverts végétaux multi-spécifiques non pâturés (Blanco-Canqui et al., 2015; Abdalla et al., 2019), le pâturage des couverts végétaux du projet POSCIF augmente significativement le rendement de la culture de printemps suivante de 1.1% ( $p < 0.05$ , IC95% = [1.0 ; 1.15] %, Annexe 7, Annexe 9). Plusieurs études sur le pâturage de couverts végétaux par des ruminants obtiennent des résultats similaires : Un effet positif du pâturage bovin de couverts végétaux dans une rotation maïs – avoine – couvert végétal, en comparaison à une monoculture de maïs, est mis en évidence par Tracy and Zhang (2008) et Maughan et al (2009). Pitta et al (2013) notent que pour un même niveau de rendement de maïs, la quantité d'azote minéral à apporter lorsque le couvert végétal est pâturé est plus faible que lorsqu'il est restitué. Cicek et al (2014) indiquent que le pâturage ovins d'engrais vert n'a pas d'impact négatif sur le rendement des cultures de printemps et d'hiver qui suivent le couvert pâturé. La synthèse des résultats d'études conduites dans la zone subtropicale au Brésil montre que les parcelles où les couverts végétaux sont pâturés produisent plus que celles où ils sont restitués (Carvalho et al., 2018).

Cette augmentation de rendement s'explique par la diversification du système de culture (Maughan et al., 2009), le retour d'azote minéral au sol via les déjections (Francis et al., 1998; Maughan et al., 2009; Pitta et al., 2013) et la réduction de l'immobilisation de l'azote en réponse à la réduction de la quantité de biomasse retournée au sol (Francis et al., 1998; Thiessen Martens and Entz, 2011; Pitta et al., 2013). Les augmentations de rendement les plus importantes sont rencontrées pour des espèces cultivées qui ne sont pas en mesure de réaliser la fixation symbiotique de l'azote (Carvalho et al., 2018). Ce résultat suggère que l'azote minéral, disponible en plus grande quantité lorsque le couvert est pâturé, est responsable de ces augmentations. Les conclusions précédentes sont en accord avec les mesures de reliquats réalisées dans les modalités témoin et pâturé lors des essais au champ. Ces dernières montrent un effet positif du pâturage avec une augmentation de la valeur du reliquat azoté de 6 kg/ha dans la modalité pâturée en comparaison au témoin lors du semis de la culture de printemps (3.2.1).

Le pâturage peut aussi avoir un effet bénéfique sur l'eau du sol : le pâturage de l'essai 2 (Annexe 22) a été réalisé mi-février : la modalité pâturée a été détruite par le pâturage et le couvert témoin s'est développé jusqu'à la mi-avril, date de semis du maïs. Les faibles précipitations estivales de l'année 2019 ont eu un impact négatif plus fort sur le rendement dans la modalité témoin que dans la modalité pâturée car le couvert n'a pas été détruit suffisamment tôt et a utilisé une partie de l'eau du sol pour son développement (Blanco-Canqui et al., 2015), eau que le maïs n'a pu transformer en rendement.

#### **3.1.3.2. Des céréales d'hiver**

Le pâturage des céréales d'hiver réalisé en Île-de-France n'a pas d'impact significatif sur le rendement en comparaison à la modalité témoin (Annexe 7, Annexe 9) : - 0.95% ( $p = 0.41$ ). Ce résultat diffère de celui obtenu par Harrison et al (2012) dans leur revue de littérature avec une réduction du rendement de 7%.

## 3.2. Dynamique de l'azote

### 3.2.1. Données du réseau expérimental

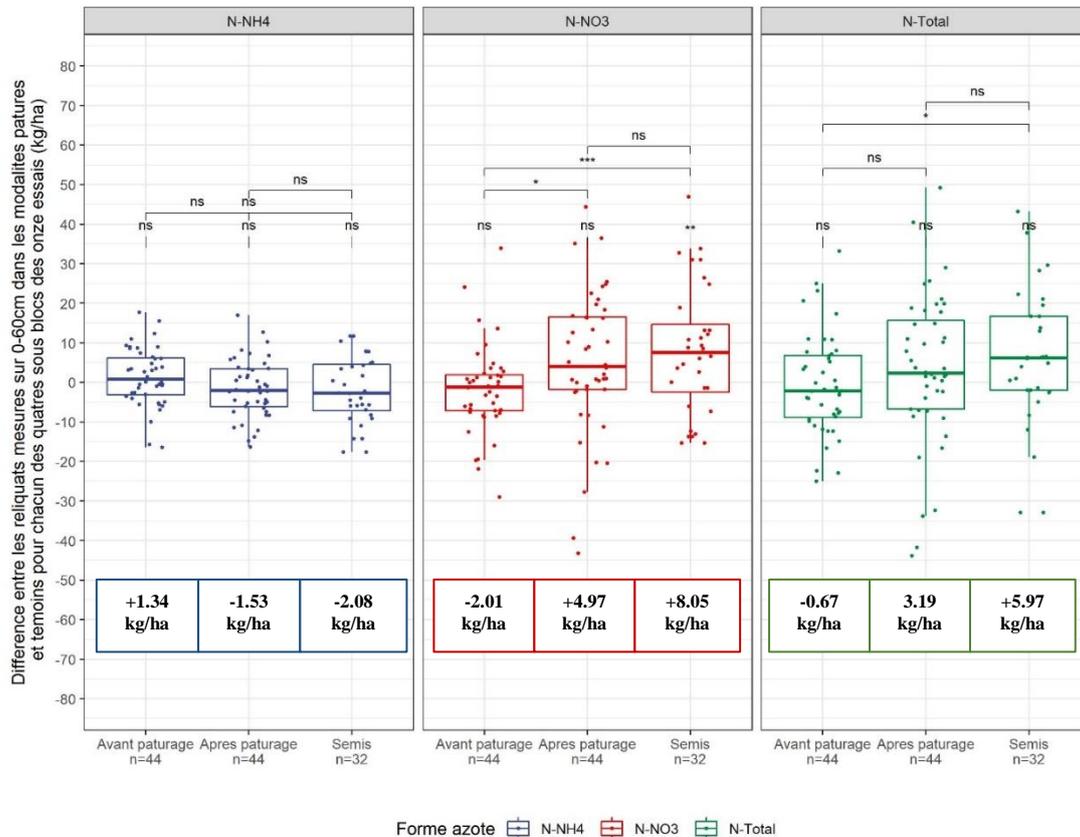


Figure 12 : différence entre les reliquats mesurés sur 0-60cm dans les modalités pâturées et témoins pour chacun des quatre sous blocs des onze essais de pâturage qui ont fait l'objet d'un suivi des reliquats azotés, exprimé en kg/ha. Les résultats sont indiqués pour chaque forme d'azote et chaque moment de prélèvement. Les valeurs moyennes de chacune des boîtes à moustaches sont indiquées dans les encadrés. Les codes de significativité sont : ns :  $p > 0,05$ , \* :  $p \leq 0,05$ , \*\* :  $p \leq 0,01$ , \*\*\* :  $p \leq 0,001$ , \*\*\*\* :  $p \leq 0,0001$ .

La Figure 12, qui représente l'écart entre les reliquats mesurés dans la modalité pâturée et ceux dans la modalité témoin sur l'épaisseur de sol 0-60cm, permet de dresser les conclusions suivantes. La première concerne la différence entre les modalités pâturée et témoin pour chacun des moments de prélèvements et des formes d'azote : ces différences ne sont pas significatives sauf pour les nitrates au moment du semis où un bonus de 8 kg/ha est constaté. Toutefois, ce même écart pour l'azote total de 6 kg/ha, n'est pas significatif. La seconde est relative aux écarts entre les différents moments de prélèvements pour chacune des formes d'azote. Aucun écart significatif n'est observé pour l'azote ammoniacal entre les différents moments de prélèvements. En revanche, l'écart entre l'azote nitrique mesuré avant pâturage et après pâturage est significatif (+ 7 kg/ha). Ce résultat suggère que le turnover de l'azote contenu dans une partie des déjections ovines est rapide. Compte tenu de la faible minéralisation de l'azote organique des fèces (Figure 15), l'azote contenu dans les pissats, à 80% sous forme d'urée (Haynes and Williams, 1993), est à priori responsable de cet écart significatif. La réaction d'hydrolyse de l'urée en ions ammonium puis leur oxydation en nitrates sont des réactions rapides (Haynes and Williams, 1993) responsables de l'augmentation de la teneur en nitrates dans le sol. Pour l'azote total, l'écart entre les prélèvements avant pâturage et ceux au moment du semis est significatif (+ 6.5 kg/ha). Des résultats similaires ont été obtenus par Hunt et al (2016) en Australie pour le pâturage ovin de résidus de récolte de blé et de colza. Ces expériences, répétées pendant sept années, montrent

que le pâturage augmente significativement le reliquat azoté ( $N-NH_4 + N-NO_3$ ), mesuré sur 1.6m au moment du semis, de 19 kg/ha en moyenne (valeur maximale de 55 kg/ha) en comparaison à la modalité témoin. Cicek et al (2014) concluent également que le pâturage d'un engrais vert, en comparaison à sa restitution, augmente la teneur en nitrate dans le sol rapidement après le pâturage. Cette augmentation est attribuée aux retours des pissats riches en urée qui s'hydrolyse rapidement en ions ammonium puis en ions nitrates (Haynes and Williams, 1993).

Les teneurs en azote minéral plus fortes dans la modalité pâturée que témoin s'expliquent par le retour au sol d'une partie de l'azote organique contenu dans la biomasse ingérée sous forme d'azote minéral via les pissats (Haynes and Williams, 1993) et la diminution des entrées de carbone dans le sol : le ratio C/N de la biomasse ingérée est réduit par le passage à travers l'animal (Hunt et al., 2016; Rakkar and Blanco-Canqui, 2018) puisque plus de la moitié du carbone ingéré par les ruminants est perdue par la respiration (Sauvant and Giger-Reverdin, 2009). Ces retours de carbone plus faibles réduisent le phénomène d'immobilisation de l'azote minéral du sol ce qui augmente la quantité d'azote minéral disponible (Francis et al., 1998; Pitta et al., 2013; Hunt et al., 2016). Le broyage des résidus induit par le piétinement des animaux offre aux micro-organismes une surface de contact plus grande ce qui favorise leurs dégradations (Rakkar and Blanco-Canqui, 2018).

### 3.2.2. Partition de l'azote entre fèces et urine

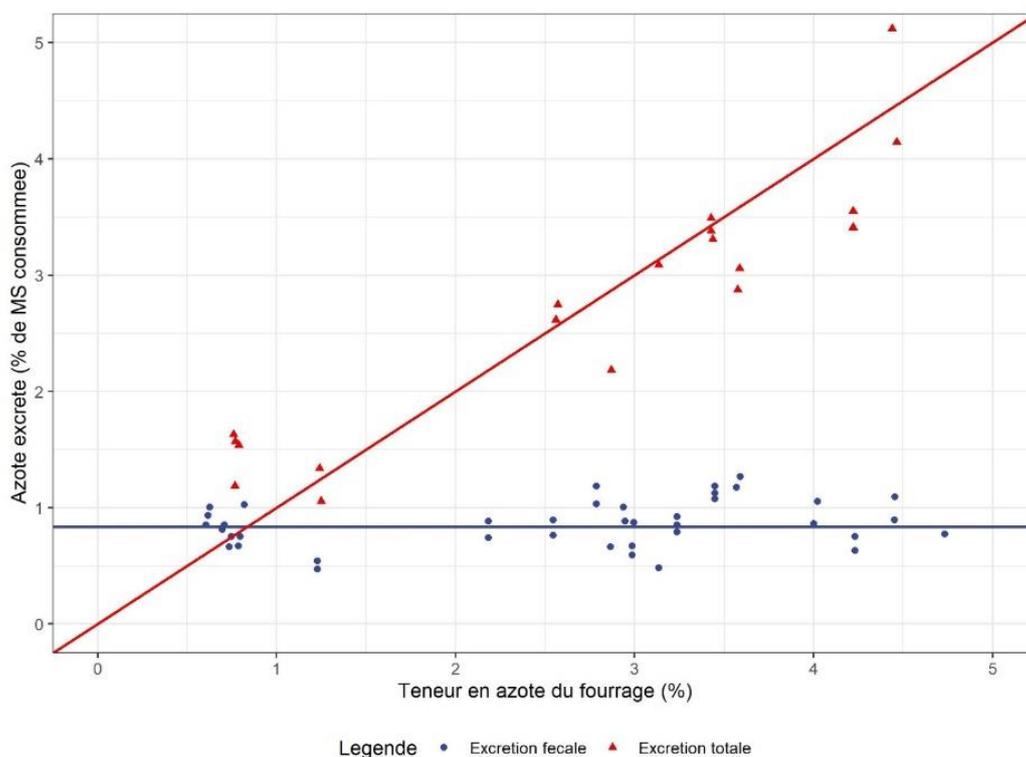


Figure 13 : effet de la teneur en azote du fourrage sur l'excrétion d'azote par les ovins. La teneur en azote total des excréments (fèces et urine) et la teneur en azote dans les déjections solides sont présentées. L'excrétion d'azote par voie fécale est égale à la moyenne des valeurs observées soit 0,835g/100gMS ingérée. La droite qui correspond à l'excrétion totale n'a pas été calibrée sur les données : Barrow and Lambourne (1962) indiquent qu'elle permet d'apprécier la balance de ce qui est excrété en fonction de ce qui est ingéré (droite  $y=x$ ). Graphique redessiné à partir des données de Barrow and Lambourne (1962).

La quantité d'azote excrétée par les ovins dépend de la teneur en azote du fourrage. Lorsque la teneur en azote augmente, la quantité d'azote excrétée augmente également (Figure 13). La quasi-totalité des éléments sous forme non digestible est rejetée sous forme de fèces tandis que la partie digérée, qui est éliminée de l'organisme, est rejetée sous forme d'urine : la composition des fèces peut donc être

considérée comme constante quel que soit l'aliment ingéré (Barrow and Lambourne, 1962; Lancon and J, 1978). En revanche, celle de l'urine est plus sensible à l'alimentation (Lancon and J, 1978). Barrow and Lambourne (1962) proposent une teneur en azote des fèces moyenne de 0.835g/100MS consommée. La quantité d'azote supplémentaire ingérée est excrétée sous forme d'urine (Figure 13). Les ruminants retiennent de 5 à 30% de l'azote qu'ils ingèrent (Gardner and Faulkner, 1991; Russelle, 1992; Agri-Facts, 2009; Selbie et al., 2015). Toutefois, Barrow et Lambourne (1962) suggèrent que les ovins n'en retiennent pas (Figure 13). Cette dernière hypothèse est retenue pour l'ensemble des calculs réalisés dans le cadre de cette étude.

Tableau 6 : teneurs et formes d'azote présentes dans les fèces et l'urine des moutons d'après Haynes and Williams (1993)

Fèces		Urine	
Teneur en N	Formes N	Teneur N	Formes N
2,0 – 2,8 % de MS	20-25% solubles dans l'eau 15-25% correspond à la part du fourrage non digérée 50-65% est présent dans les cellules des bactéries	8 – 15 g N/l	70-90% sous forme d'urée/ le reste sous forme acides aminées et de peptides

L'azote contenu dans l'urine est principalement sous forme d'urée qui s'hydrolyse rapidement en azote minéral sous la forme d'ions ammonium. La forme organique de l'azote est prédominante dans les fèces (Haynes and Williams, 1993). Cet azote organique doit subir des dégradations microbiennes pour être converti en azote minéral et être assimilé par les plantes. La cinétique de minéralisation de l'azote contenu dans les fèces doit donc être établie.

### 3.2.3. Flux d'azote pour un couvert pâturé

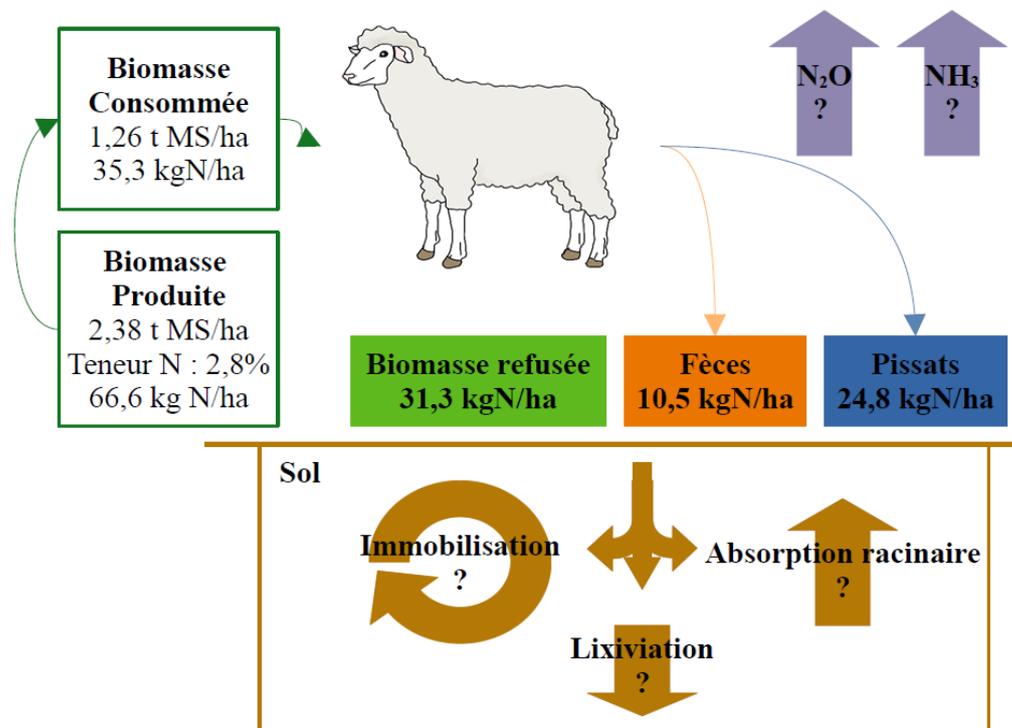


Figure 14 : flux d'azote pour un couvert pâturé. Les biomasses consommée et produite sont issues du Tableau 4. La teneur en azote de la biomasse est égale à la moyenne de celles mesurées dans les couverts témoins des essais 9 et 10 (Tableau 5). La partition de l'azote entre les fèces et les pissats est faite d'après les conclusions de Barrow and Lambourne (1962) (Figure 13). Les résultats indiqués le sont sous l'hypothèse d'une répartition spatiale des déjections à l'échelle de la parcelle parfaitement homogène (100% de la parcelle recouverte par les déjections) et sans recouvrement (pas de recouvrement des patches de bouses et d'urine). Schéma réalisé avec LibreOffice Draw.

La Figure 14 met en évidence un manque de connaissance des flux d'azote pour les couverts pâturés. Les valeurs proposées par Selbie et al (2015), exprimées en pourcentage de l'azote contenu dans les pissats de ruminants appliqués sur prairies (26% d'immobilisation dans le sol, 20% de lixiviation, 41% absorption racinaire, 13% de volatilisation sous forme ammoniacale et 2.1% d'émissions sous forme de protoxyde d'azote), ne peuvent être transposées aux parcelles de grandes cultures. En comparaison à la prairie, le pâturage détruit le couvert par réduction de sa surface foliaire et piétinement de la biomasse : l'absorption racinaire qui suit le pâturage peut donc être considérée comme nulle. L'immobilisation de l'azote dans le sol dépend des amendements réalisés sur la parcelle. La part d'azote lixiviée quant à elle, dépend de l'intensité des deux facteurs précédents. Le modèle STICS est donc utilisé pour quantifier les modifications induites par le pâturage des couverts végétaux sur les flux d'azote à l'échelle de la parcelle cultivée.

La Figure 14 met en évidence un retour d'azote via les déjections ovines de 35.3 kg/ha dont 19.8 kg/ha sous forme minérale (hypothèses de 100% et 20% d'azote organique dans les bouses et les pissats, respectivement). Ce résultat est inférieur à la valeur de 3.2 kgN/ha après pâturage présentée à la Figure 12. Cet écart de 16.6 kgN/ha peut s'expliquer par les pertes par volatilisation de l'ammoniacale et la dénitrification qui seront quantifiées avec le modèle STICS mais aussi avec la répartition spatiale des déjections et la méthodologie de prélèvements : L'azote rejeté par les ovins se concentrent sous forme de patches, notamment ceux d'urine, et ne recouvrent pas l'intégralité de la surface de la parcelle (Haynes and Williams, 1993; Agri-Facts, 2009; Taboada et al., 2011; Selbie et al., 2015; Bloor et al., 2012). Plusieurs prélèvements dans les modalités pâturées ont donc pu être effectués à côté des patches d'urine ce qui réduit la valeur du reliquat dans la modalité pâturée après pâturage (Figure 12) en comparaison à celle calculée à la Figure 14 en supposant une répartition spatiale des déjections parfaitement homogène et sans recouvrement.

### 3.2.4. Courbes de minéralisation de l'azote et du carbone des fèces d'ovins

Les cinétiques de minéralisation de l'azote et du carbone des fèces d'ovins ont été établies à partir des travaux de Sørensen and Jensen (1995) qui ont incubé des fèces congelés dans un sol prélevé au champ et dont la fraction granulométrique n'a pas été remaniée (Annexe 18). La bibliographie a été mobilisée pour les cinétiques de minéralisation car les résultats de minéralisation des bouses prélevées sur l'essai 9 ne sont pas encore disponibles.

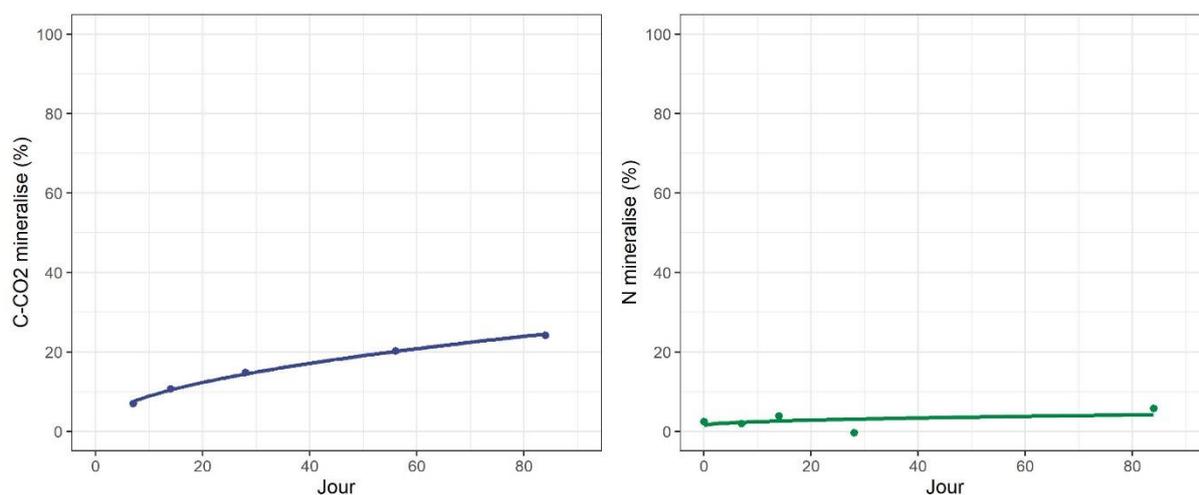


Figure 15 : minéralisation du carbone et de l'azote de bouses ovines exprimées en %minéralisé par rapport aux quantités de carbone et d'azote initiales. Les données ont été extraites de l'article de Sørensen and Jensen (1995) avec le logiciel CurveUnscan puis traitées avec R. Les résultats de la calibration des paramètres de minéralisation du modèle STICS sont présentés en Annexe 17.

A la suite de 84 jours d'incubation, il apparaît que 23% du carbone et 4% de l'azote des fèces ont été minéralisés. La minéralisation des matières fécales est un processus généralement lent (Russelle, 1992). La faible minéralisation de l'azote contenue dans les fèces des ovins s'explique par la nature du carbone qui les compose : la lignine est en effet très résistante aux processus de dégradation (Haynes and Williams, 1993). Williams and Haynes (1995) mettent également en évidence cette faible minéralisation de l'azote avec une étude réalisée en prairie pendant plus d'un an sur les patches de fèces d'ovins. La disparition rapide des pellets après trois à huit semaines n'induit pas une augmentation de la production de matière sèche ni de la teneur en azote des graminées présentes sous ces patches. Les fèces des ovins, contrairement à ceux des bovins, n'ont donc pas d'effet visible sur la végétation (Williams and Haynes, 1995). Le risque de lixiviation de l'azote contenu dans les fèces des ovins est donc très faible en comparaison à celui de l'urine (Lancon and J, 1978; Bloor et al., 2012).

### 3.2.5. Simulations des cas suivis au champ

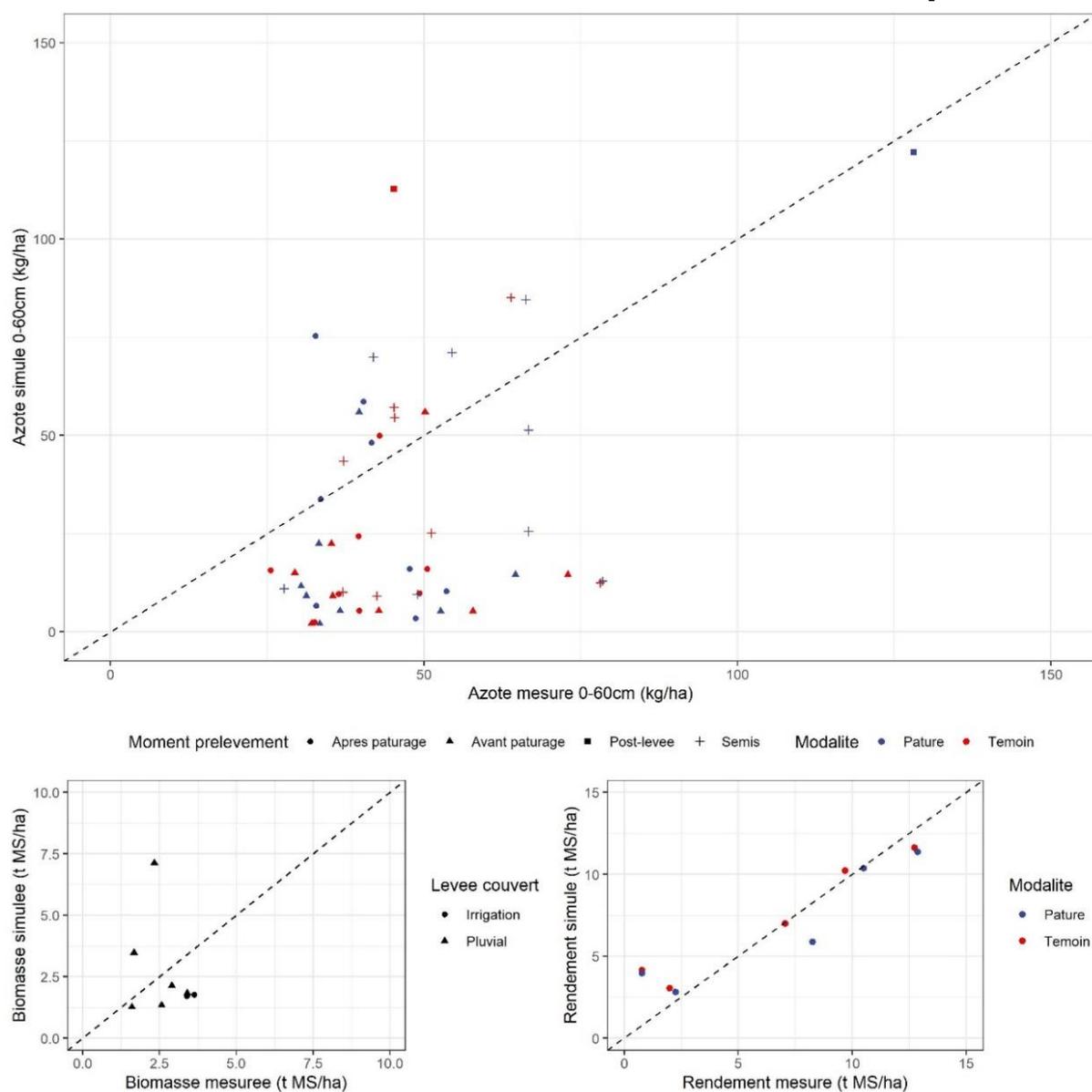


Figure 16 : reliquats azotés sur 0-60cm, biomasses et rendements des cultures suivantes simulés avec STICS en fonction des reliquats, biomasses et rendements mesurés dans les parcelles d’essais. Les reliquats, la biomasse et les rendements mesurés sont égaux aux moyennes des différents prélèvements effectués dans chacune des modalités. Les données mesurées au champ pour les essais 1, 2, 3, 5, 8, 9, 10 et 11 sont utilisées pour les reliquats et la biomasse. Les données de rendement ne sont disponibles que pour les essais 1, 2, 3, 5 et 8. Le recours à l’irrigation dans le modèle a été nécessaire pour que le couvert des essais 10 et 11 se développent : 100 mm d’irrigation ont été apportés en deux fois avec une efficacité de l’eau fixée à 1.

Tableau 7 : valeurs de l’erreur quadratique moyenne RMSE, du coefficient de détermination  $R^2$  et du biais entre les valeurs simulées et observées pour les reliquats azotés sur 0-60cm, la biomasse et le rendement. Les valeurs de ces paramètres sont données pour la modalité pâturée et témoin (P + T), pâturée seule (P) et témoin (T)

	Modalité	RMSE	$R^2$	Biais
<b>Reliquats (kg/ha)</b>	P + T	14.55	0.30	5.54
	P	14.29	0.41	5.22
	T	14.79	0.16	5.86
<b>Biomasse (t MS/ha)</b>	T	2.16	0.08	0.10
<b>Rendements (t MS/ha)</b>	P + T	1.80	0.90	-0.37
	P	1.91	0.87	0.03
	T	1.69	0.95	-0.78

La reproduction des essais réalisés au champ par simulation vise à quantifier les performances de l'approche de modélisation proposée en 2.4.2 sur la représentation des biomasses de couvert produites, du rendement de la culture de printemps qui suit et sur les valeurs des reliquats.

L'erreur entre les biomasses simulées et observées est importante avec une erreur quadratique moyenne de 2.16 t MS/ha ce qui est quasi-égale à la production moyenne de biomasse des couverts (2.38 t MS/ha, Tableau 4). L'interpolation de la météo par la méthode de pondération par l'inverse de la distance n'a pas permis de reproduire fidèlement la pluviométrie locale comme en témoigne les essais 10 et 11 où l'irrigation a dû être utilisée pour assurer le développement du couvert. Les données sols pour les horizons les plus profonds ont été obtenues en faisant les moyennes des données disponibles dans la carte des sols d'Île-de-France (2.4.2) : ces moyennes peuvent ne pas représenter les spécificités locales des parcelles, la résolution spatiale de la carte des sols n'étant pas adaptée à un usage à l'échelle parcellaire. Aussi, les teneurs en eau et en azote du sol à l'état initial ne sont pas connues. Les hypothèses faites sur les valeurs de reliquats à l'initialisation égales à celles de la date la plus proche de l'année qui suit l'initialisation ne sont qu'une valeur approchée qui reste fautive compte tenu de l'écart temporelle entre les deux dates de prélèvement et la grande variabilité des reliquats azotés d'une année à l'autre pour une même date de prélèvement. Les historiques culturaux, notamment l'apport de produits organiques, influent également sur les quantités d'azote minéralisées.

Les erreurs quadratiques moyennes des reliquats mesurés dans la modalité témoin et ceux mesurés dans la modalité pâturée sur l'horizon 0-60 cm pour l'ensemble des moments de prélèvements sont proches et valent respectivement 14.79 kg/ha et 14.29 kg/ha. De façon surprenante, les performances du modèle pour la reproduction des reliquats azotés dans la modalité pâturée sont supérieures à celles de la modalité témoin comme en témoigne les valeurs de l'erreur quadratique moyenne, du coefficient de détermination et du biais (Tableau 7). Une meilleure représentation de la biomasse aurait été bénéfique. Leurs simulations pour les essais 3, 9, 10 et 11 n'est pas très bonne : les valeurs des ratio C/N sont respectivement de 163, 48, 51 et 48 et celles des teneurs en azote de 0.29%, 1.06%, 1.11% et 1.10%. Les premières sont très élevées et les secondes plutôt faibles au regard des valeurs mesurées sur les biomasses des couverts prélevées aux essais 9 et 10 (Tableau 5). Dans le cas de la simulation des modalités témoins, les quantités d'azote contenues dans le couvert restitué sont faibles et les ratio C/N élevés réduisent la cinétique de minéralisation des résidus et donc la vitesse à laquelle l'azote qu'ils contiennent est de nouveau disponible pour les plantes. Dans le cas des couverts pâturés, les faibles teneurs en azote des couverts simulés tendent à concentrer les nutriments retournés au sol sous forme de fèces (Figure 5, Figure 13 reproduit à partir de Barrow and Lambourne (1962)) dont la cinétique de minéralisation est très lente (Figure 15). Cette mauvaise représentation de la biomasse pour les essais 3, 9, 10 et 11 conduit à des valeurs d'azote simulées bien inférieures aux valeurs mesurées. Ce groupe de points est visible sur la Figure 16.

Les données de rendement ne sont disponibles que pour un faible nombre d'essai 1, 2, 3, 5 et 8. Néanmoins, les valeurs des erreurs quadratiques moyennes sont très importantes et résultent de l'inclusion des rendements de betteraves qui, même exprimés en matière sèche, restent élevés en comparaison à ceux des céréales.

Finalement, le manque de données sur les conditions météorologiques, les propriétés et les teneurs en eau et en azote au début de la simulation conduisent à des erreurs entre valeurs observées et simulées importantes pour les trois variables reproduites : biomasse du couvert, reliquats et rendement de la culture suivante. Un suivi plus approfondi des essais de pâturage avec un nombre d'essai plus élevé est nécessaire pour pouvoir conclure quant à la validité du modèle STICS et de la démarche de modélisation proposée (2.4.3) pour la reproduction du pâturage de couverts végétaux dans des parcelles de grandes cultures.

### 3.2.6. Simulations prospectives

Malgré la faiblesse des résultats obtenus avec la reproduction des cas suivis au champ (3.2.5) en raison d'un manque de données sur les conditions initiales, la météo locale et la nature du sol, la procédure de simulation du pâturage, avec l'exportation de la biomasse aérienne du couvert et la restitution de la biomasse refusée et des quantités de bouses et de pissats correspondantes à la biomasse ingérée sous formes de produits résiduaux organiques est retenue tout comme la procédure de calcul des quantités de fèces et pissat proposée en 2.4.2. En effet, le modèle STICS a été validé pour les couverts végétaux (Constantin et al., 2012) et les apports de produits organiques (Levavasseur et al., 2021) dans une large gamme de contextes pédoclimatiques rencontrés en France (Coucheney et al., 2015). La procédure proposée pour la reproduction du pâturage se situe donc dans le domaine de validité du modèle.

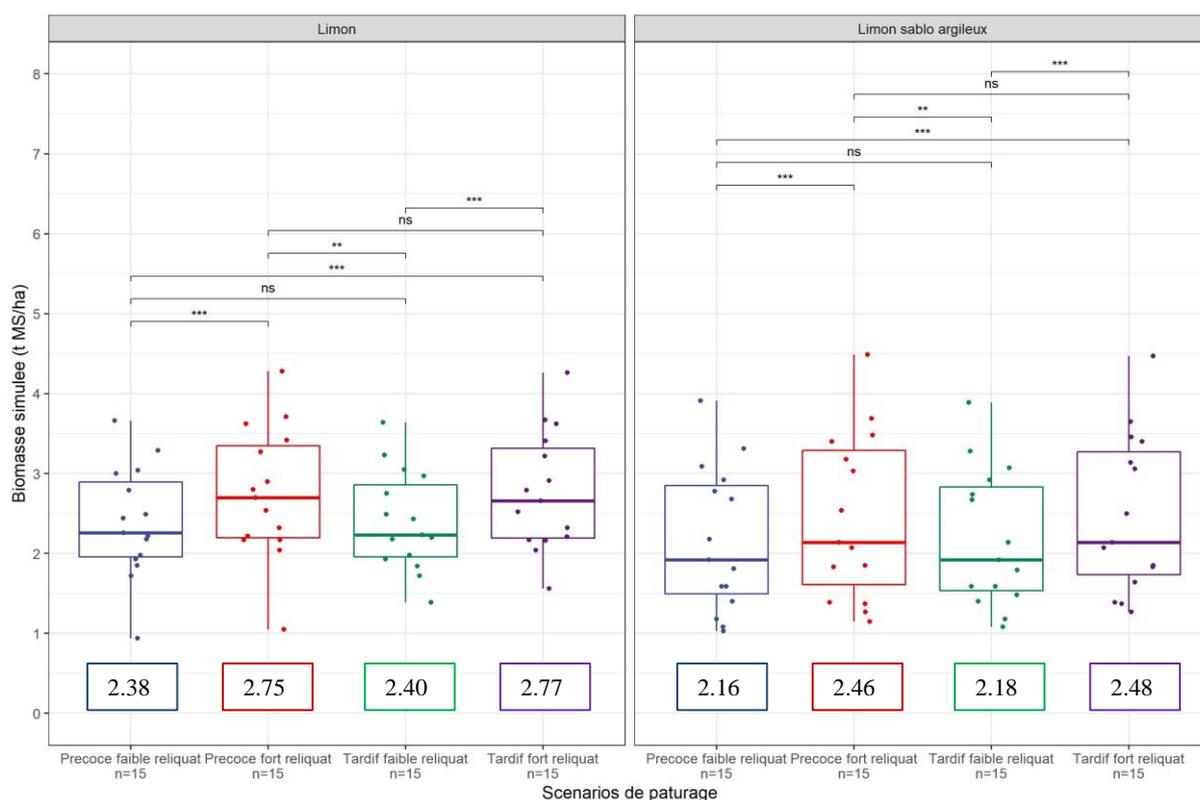


Figure 17 : biomasses de couvert produites pour deux types de sols et quatre scénarios de pâturage (t MS/ha) : pâturages précoce et tardif avec, tous deux, des reliquats forts et faibles à l'initialisation. Les valeurs encadrées correspondent aux valeurs moyennes de chacune des boîtes à moustaches. Les codes de significativité sont : ns :  $p > 0,05$ , \* :  $p \leq 0,05$ , \*\* :  $p \leq 0,01$ , \*\*\* :  $p \leq 0,001$ , \*\*\*\* :  $p \leq 0,0001$

Le pâturage de couvert n'est pas possible les années 2010, 2017 et 2019 car le manque d'eau pendant la période estivale a fortement réduit la production de biomasse du couvert ( $\leq 120$  kg MS/ha). Les conditions climatiques des années 2003 et 2009 ont permis le développement d'une biomasse suffisante pour permettre le pâturage mais cette dernière a été détruite par les froids. Le pâturage sur ces cinq années n'est donc pas simulé. Les valeurs de biomasses présentées à la Figure 17 sont obtenues avec les données des années où le pâturage est possible.

Les biomasses produites dans les situations avec des reliquats post-récolte élevés sont significativement supérieures à celles produites dans les situations avec des reliquats post-récolte faibles, et ceci pour des sols limoneux, de limon sablo argileux et des dates de pâturage précoce et tardive. Pour un même sol et un même niveau de reliquat, un pâturage tardif au 15 février ne permet pas d'augmenter

significativement la production de biomasse en comparaison à un pâturage précoce au 15 novembre. Les faibles températures de l'automne et de l'hiver ne permettent pas le développement de la biomasse.

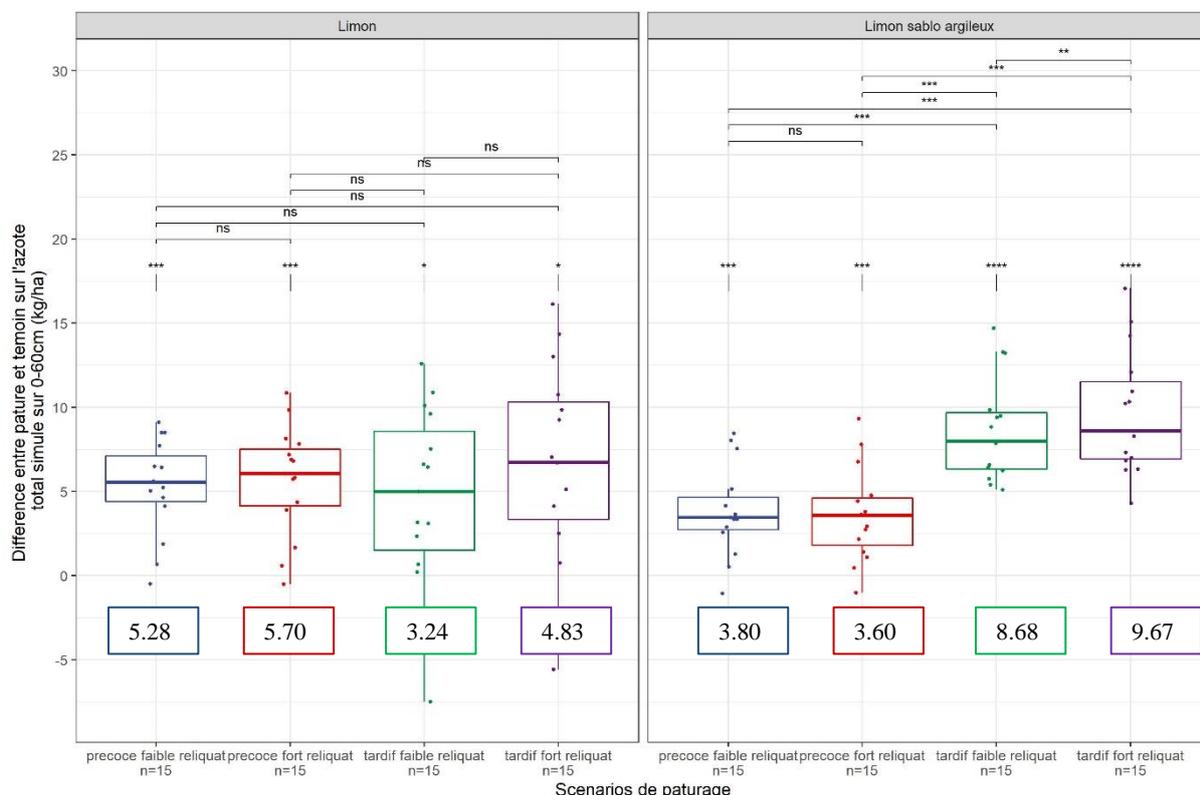


Figure 18 : différences entre les modalités pâturée et témoin sur la valeur du reliquat en azote total mesuré sur l'épaisseur de sol 0-60cm (kg/ha). Les résultats sont indiqués pour deux types de sols et quatre scénarios de pâturage : pâturages précoce et tardif avec, tous deux, des reliquats forts et faibles à l'initialisation. Les valeurs encadrées correspondent aux valeurs moyennes de chacune des boîtes à moustaches. Les codes de significativité sont : ns :  $p > 0,05$ , \* :  $p \leq 0,05$ , \*\* :  $p \leq 0,01$ , \*\*\* :  $p \leq 0,001$ , \*\*\*\* :  $p \leq 0,0001$ .

Les différences de reliquats en azote total ( $\text{NH}_4^+$  et  $\text{NO}_3^-$ ) au moment du semis entre les modalités pâturée et témoin sur l'épaisseur de sol 0-60cm sont significativement différentes de zéro pour l'ensemble des scénarios de pâturage pour des sols limoneux et de limon sablo argileux. Le pâturage des couverts végétaux permet donc d'augmenter la teneur en azote minéral du sol en comparaison à une situation sans pâturage.

Les différences de reliquats azotés entre les modalités pâturée et témoin ne sont pas statistiquement significatives entre les différents scénarios de pâturage pour le sol limoneux. En revanche, pour le sol de limon sablo argileux, les teneurs en azote minéral sont significativement plus fortes dans les scénarios avec un pâturage tardif que ceux avec un pâturage précoce. De plus, la valeur du reliquat azoté dans le scénario de pâturage tardif avec fort reliquat est significativement plus élevée que celle du pâturage tardif avec faible reliquat.

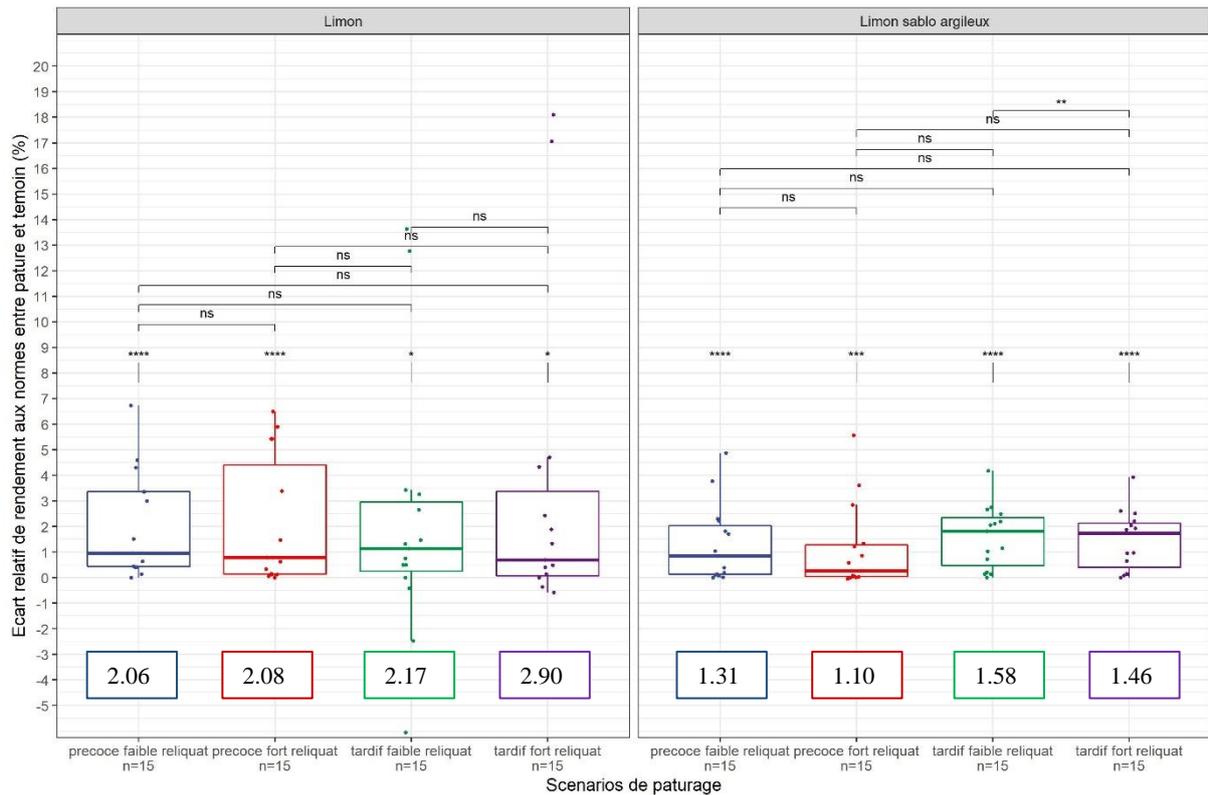


Figure 19 : écart relatif de rendement aux normes du maïs grain non irrigué dans la modalité pâturée en comparaison à la modalité témoin (%). Les résultats sont indiqués pour deux types de sols et quatre scénarios de pâturage : pâturages précoce et tardif avec, tous deux, des reliquats forts et faibles à l'initialisation. Les valeurs encadrées correspondent aux valeurs moyennes de chacune des boîtes à moustaches. Les codes de significativité sont : ns :  $p > 0,05$ , \* :  $p \leq 0,05$ , \*\* :  $p \leq 0,01$ , \*\*\* :  $p \leq 0,001$ , \*\*\*\* :  $p \leq 0,0001$ .

Les écarts relatifs de rendement sont tous statistiquement significativement différent de zéro. Cela permet de conclure que le pâturage entraîne une augmentation du rendement de la culture suivante significative et cela pour les deux types de sols, les deux niveaux de reliquats et les deux dates de pâturage. Le pâturage a donc un effet bénéfique sur le rendement de la culture de maïs grain suivante.

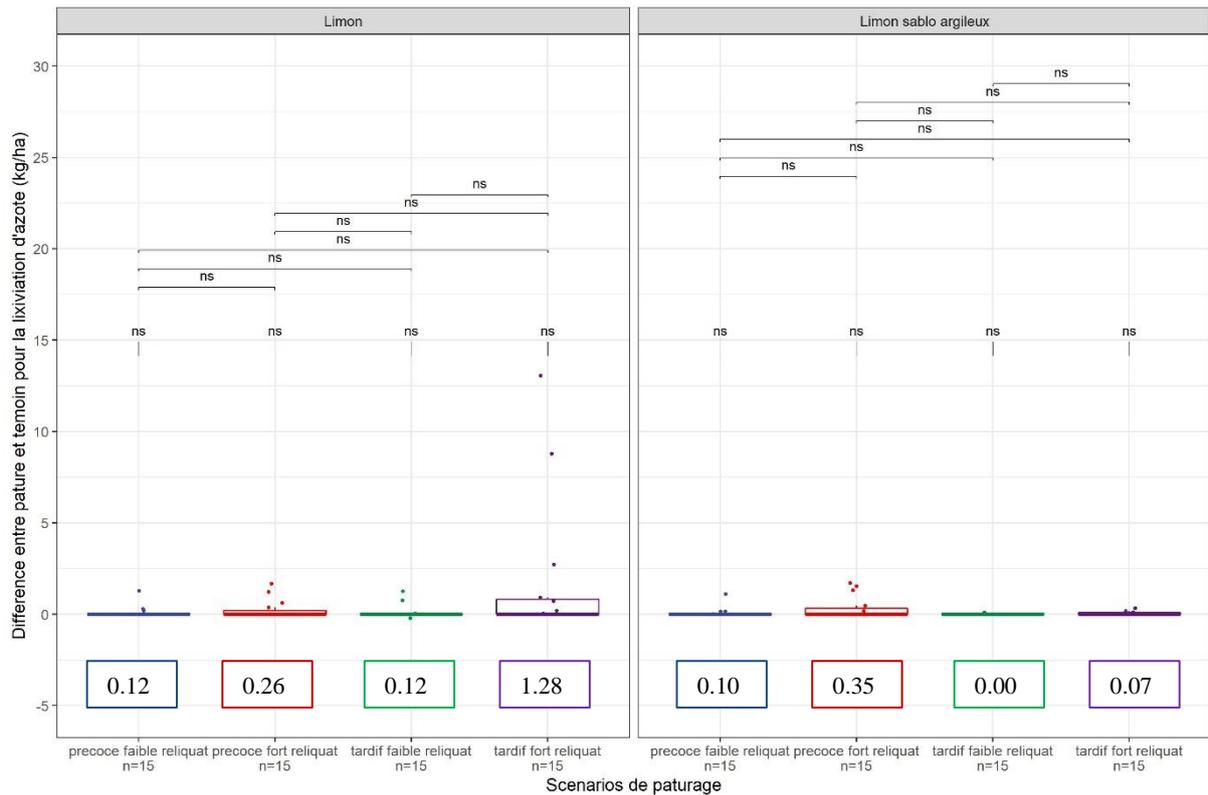


Figure 20 : différences entre les modalités pâturée et témoin sur la quantité d'azote lixiviée (kg/ha). Les résultats sont indiqués pour deux types de sols et quatre scénarios de pâturage : pâturages précoce et tardif avec, tous deux, des reliquats forts et faibles à l'initialisation. Les valeurs encadrées correspondent aux valeurs moyennes de chacune des boîtes à moustaches. Les codes de significativité sont : ns :  $p > 0,05$ , \* :  $p \leq 0,05$ , \*\* :  $p \leq 0,01$ , \*\*\* :  $p \leq 0,001$ , \*\*\*\* :  $p \leq 0,0001$ .

Les différences entre les modalités pâturée et témoin sont estimées au 15 février de l'année qui suit la récolte du maïs. Le pâturage n'augmente pas significativement la lixiviation des nitrates en comparaison à la modalité sans pâturage pour les différents scénarios de pâturage et les deux types de sol. De plus, les écarts au sein d'un même sol entre les différents scénarios de pâturage ne sont pas significatifs. Ces faibles lixiviations peuvent être expliquées par l'épaisseur de sols importantes, respectivement 125 cm et 185 cm pour le sol limoneux et le sol de limon sablo argileux, et la capacité de rétention en eau des différents horizons du sol. La combinaison de ces deux éléments induit une lame drainante très faible et donc une faible lixiviation de l'azote sous forme de nitrates. De plus, l'implantation du couvert destiné à être pâturé se fait le plus tôt possible de telle sorte à maximiser la production de biomasse : cette biomasse capte donc l'azote minéral présent dans le sol après la récolte et participe à la réduction des quantités d'azote susceptibles d'être lixiviées.

Deux études réalisées au champ par Francis et al (1998) et Cicek et al (2014) mesurent une faible lixiviation des nitrates pour les couverts pâturés en comparaison aux couverts non pâturés. La première étude attribue cette faible lixiviation à une immobilisation de l'azote minéral sous des formes organiques dans le sol (Francis et al., 1998) et la seconde rapporte une accumulation de l'azote sous forme de nitrates sur l'épaisseur de sol 0-30cm qui sont absorbés par la culture de printemps suivante (Cicek et al., 2014) qui dispose d'un enracinement suffisant pour les capter (Thiessen Martens and Entz, 2011). Les teneurs en azote minéral dans le sol au printemps seront d'autant plus faibles que le pâturage a lieu précocement. Un pâturage tardif permet donc d'augmenter la quantité d'azote minéral dans le sol au printemps (Francis et al., 1998).

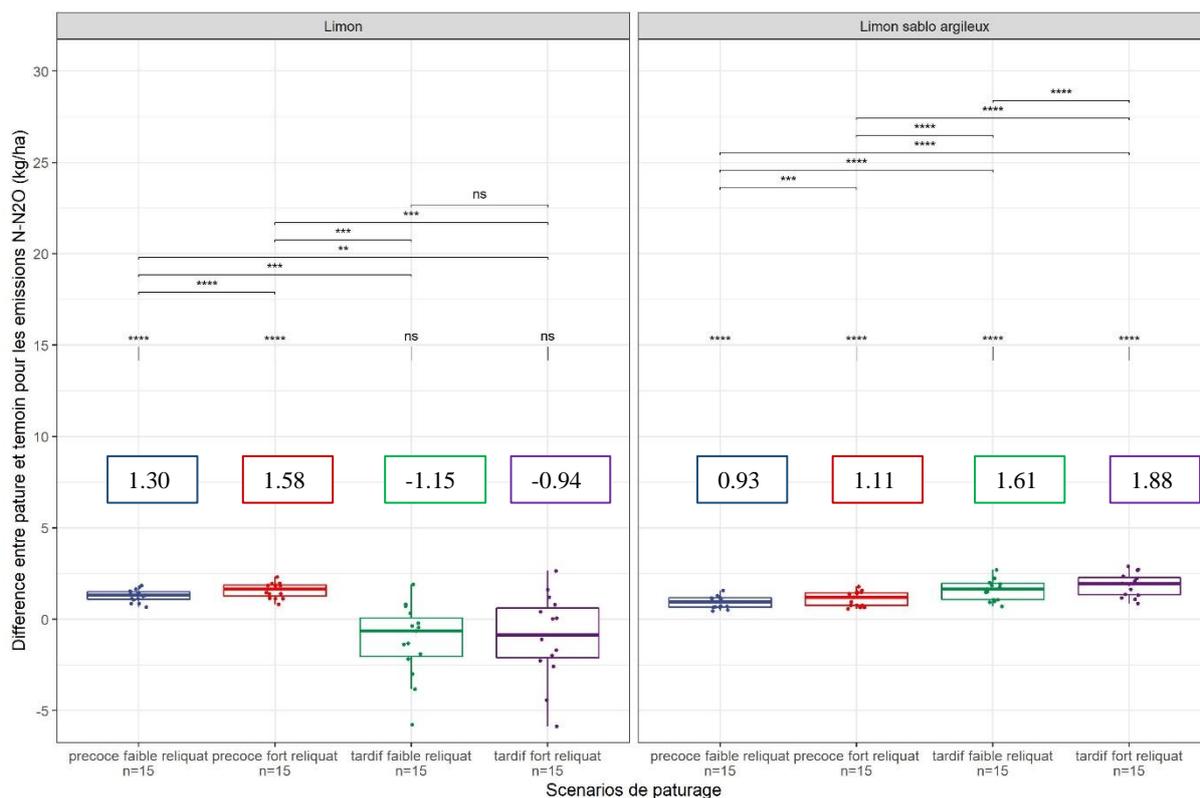


Figure 21 : différences entre les modalités pâturée et témoin sur les émissions de protoxyde d’azote (kg/ha). Les résultats sont indiqués pour deux types de sols et quatre scénarios de pâturage : pâturages précoce et tardif avec, tous deux, des reliquats forts et faibles à l’initialisation. Les valeurs encadrées correspondent aux valeurs moyennes de chacune des boîtes à moustaches. Les codes de significativité sont : ns :  $p > 0,05$ , \* :  $p \leq 0,05$ , \*\* :  $p \leq 0,01$ , \*\*\* :  $p \leq 0,001$ , \*\*\*\* :  $p \leq 0,0001$ .<sup>2</sup>

Les différences entre les modalités pâturée et témoin sont estimées au 15 février de l’année qui suit la récolte du maïs. Le pâturage augmente significativement les émissions de protoxyde d’azote pour l’ensemble des scénarios avec le sol de limon sablo argileux mais seulement pour le pâturage précoce dans le cas du sol limoneux. Les émissions de protoxyde d’azote sont significativement plus fortes lorsque le pâturage a lieu précocement avec un niveau de reliquat élevé pour les deux types de sols en comparaison à un pâturage précoce avec un faible reliquat. Le résultat précédent est également vrai pour un pâturage tardif sur sol de limon sablo argileux. La forte dispersion des valeurs d’émissions de protoxyde d’azote pour le sol limoneux dans le cas d’un pâturage tardif n’est pas expliquée. Pour le sol de limon sablo argileux, les émissions de protoxyde d’azote sont plus fortes dans le cas d’un pâturage tardif au 15 février qu’un pâturage précoce au 15 novembre. Cette différence peut être expliquée par une température moins favorable pendant la période hivernale à l’activité des bactéries dénitrifiantes. En revanche, un pâturage tardif, induit des émissions de protoxyde d’azote supérieures qui peuvent être expliquées par le fait que le sol est à la capacité au champ après les pluies automnales et hivernales et le retour du printemps induit une augmentation de la température ce qui fournit les conditions idéales à l’activité des bactéries dénitrifiantes.

Le pouvoir réchauffant global (PRG) du protoxyde d’azote est de 265 d’après Pachauri (2014). La fertilisation azotée de 190 kgN/ha apportée au maïs produit 2.78 kg N-N<sub>2</sub>O en comptabilisant les émissions directes (dénitrification) et indirectes (volatilisation, pertes par lixiviation et dénitrification dans les aquifères) d’après la méthode de niveau 1 proposée par le GIEC (2006). L’augmentation des pertes par émissions de protoxyde d’azote induites par le pâturage est donc importante au regard des

<sup>2</sup> Les valeurs d’émissions de protoxyde d’azote sont exprimées en masse d’azote contenu dans le protoxyde d’azote. Pour obtenir la masse de protoxyde d’azote, il faut multiplier par 44/28 (rapport des masses molaires)

émissions induites par les engrais azotés. Maire et al (2018) ont montré, par télédétection des patches d'urine dans une prairie fertilisée avec 68kgN/ha puis pâturée par des ovins, que les émissions de protoxyde d'azote liées à ces patches représentent entre 47 et 66% des émissions totales de protoxyde d'azote de la parcelle, soit un ordre de grandeur similaire à ceux trouver ici pour les différents scénarios (sauf pour les scénarios de pâturage tardif dans le sol limoneux). Maire et al (2018) concluent que les émissions de protoxyde d'azote induites par ces patches ne sont donc pas négligeables. Néanmoins, compte tenu des incertitudes qui entourent l'estimation de ces émissions par le modèle STICS, ces résultats doivent être confrontés avec des mesures au champ.

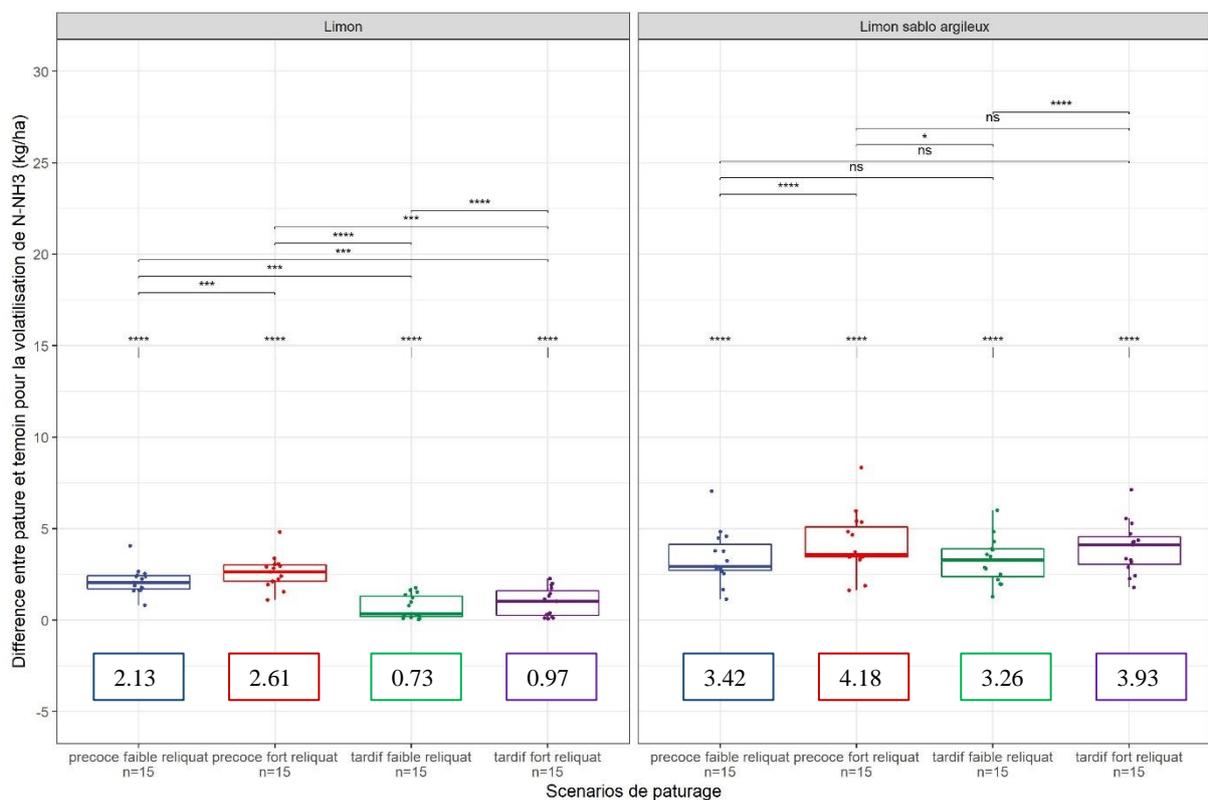


Figure 22 : différences entre les modalités pâturée et témoin sur la quantité d'azote volatilisé sous forme d'ammoniac (kg/ha). Les résultats sont indiqués pour deux types de sols et quatre scénarios de pâturage : pâturages précoce et tardif avec, tous deux, des reliquats forts et faibles à l'initialisation. Les valeurs encadrées correspondent aux valeurs moyennes de chacune des boîtes à moustaches. Les codes de significativité sont : ns :  $p > 0,05$ , \* :  $p \leq 0,05$ , \*\* :  $p \leq 0,01$ , \*\*\* :  $p \leq 0,001$ , \*\*\*\* :  $p \leq 0,0001$ .

La volatilisation d'azote sous forme d'ammoniac est significativement plus forte lorsque les couverts végétaux sont pâturés que lorsqu'ils ne le sont pas. Le fait que l'azote rejeté dans les pissats soit majoritairement sous forme d'urée, qui s'hydrolyse rapidement en ions ammonium, favorise les pertes par volatilisation de l'ammoniac<sup>3</sup>.

Les pertes par volatilisation sont significativement plus fortes lorsque le reliquat post-récolte est élevé en comparaison à une situation où ce dernier est faible, et ceci pour les deux sols. Toutefois, les pertes par volatilisation sont significativement plus fortes lors d'un pâturage précoce en comparaison à un pâturage tardif pour le sol limoneux seulement : la date de pâturage n'a pas d'effet significatif sur les pertes par volatilisation pour le sol de limon sablo argileux. La volatilisation plus forte observée pour le sol limoneux lorsque le pâturage a lieu précocement peut s'expliquer par une température moyenne plus

<sup>3</sup> Le couple acide base du couple  $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$  a pour constante d'acidité  $\text{pK}_a = 9.2$ . Sur le plan purement thermodynamique,  $\text{NH}_3$  prédomine sur  $\text{NH}_4^+$  pour un  $\text{pH} > \text{pK}_a$ . Le pH élevé de l'urine et l'élévation du pH du sol qui suit l'hydrolyse de l'urée fournit des conditions de pH favorables à la volatilisation ammoniacale (Haynes and Williams, 1993)

élevée en novembre (7.2°C) qui favorise les pertes par volatilisation, en comparaison à la température de février (5.2°C)<sup>4</sup> plus faible. Les différences entre les sols limoneux et limon sablo argileux peuvent être attribuées à la texture. Le pâturage induit donc une augmentation significative des pertes d'azote par volatilisation ammoniacale mais les quantités d'azote supplémentaires perdues par pâturage restent modérées.

### 3.3. Stockage de carbone

#### 3.3.1. Partition du carbone d'un ovin viande

La connaissance de la partition du carbone au sein d'un ovin est indispensable pour l'étude de l'effet du pâturage ovin des couverts végétaux et blés d'hiver sur la dynamique de la matière organique des sols. Les données proposées par Sauvant and Giger-Reverdin (2009) pour des ovins en croissance ou à l'engraissement sont présentées en Figure 23 et utilisées pour le calcul de la partition du carbone ingéré par les ovins au pâturage. Une grande part du carbone ingéré est rejetée sous forme de gaz et de fèces. A noter que les ruminants qui produisent du lait valorisent mieux le carbone ingéré : Les rejets sous forme de méthane, d'urine et de dioxyde de carbone sont réduits (Savant and Giger-Reverdin, 2009).

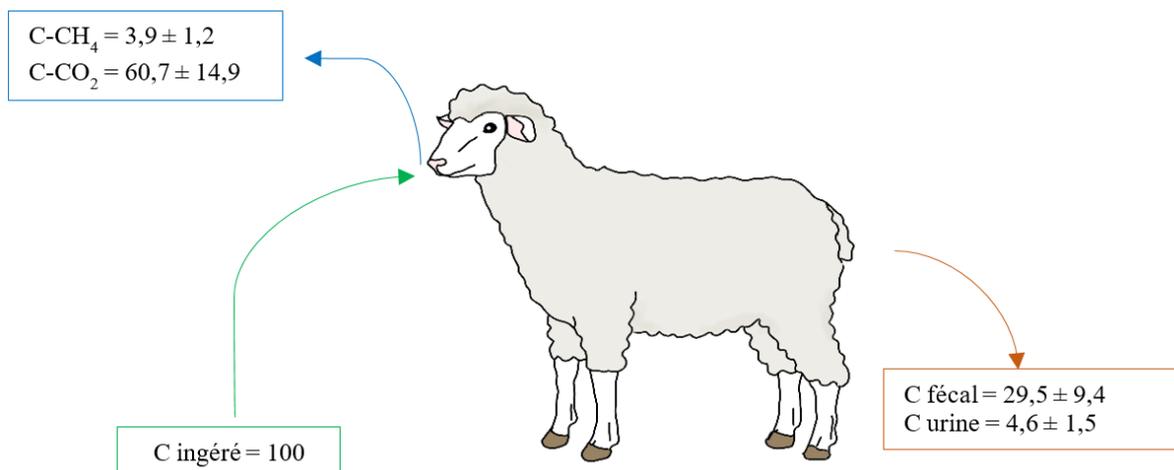


Figure 23 : valeurs moyennes du bilan carbone rapportées à l'ingéré (% de C ingéré) pour un ovin viande, données issues de Sauvant and Giger-Reverdin (2009)<sup>5</sup>

<sup>4</sup> Les températures moyennes ont été calculées en faisant la moyenne des températures des 20 années de la chronique de Trappes pour les 5 jours qui suivent la date de pâturage. En effet, cinq jours après le pâturage, les résidus retournés en surface sont enfouis par un labour et la volatilisation d'ammoniaque est considérée comme nulle après cette opération culturale.

<sup>5</sup> Les valeurs présentées ont été déterminées à partir de la base « RUMENER » qui regroupe 358 données sur des ovins en croissance ou à l'engraissement

### 3.3.2. Flux de carbone couvert restitué ou pâturé

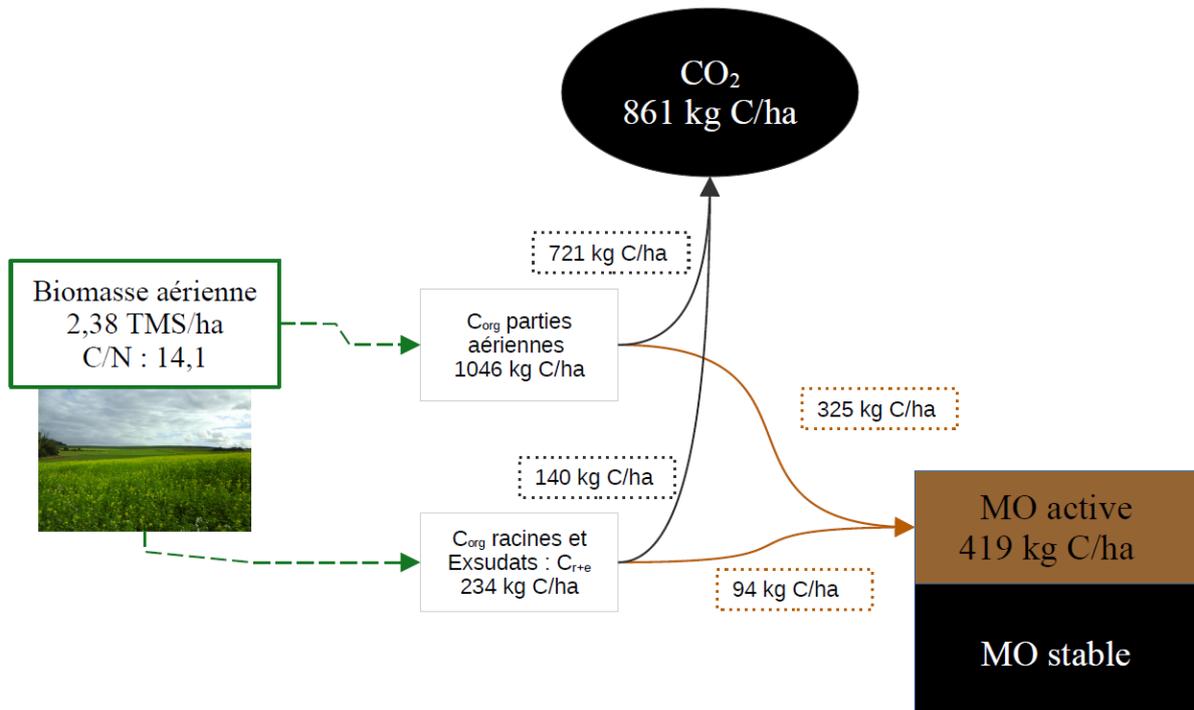


Figure 24 : flux de carbone pour un couvert restitué au sol. Les hypothèses de calcul sont détaillées en 2.5.2. Schéma réalisé avec LibreOffice Draw.

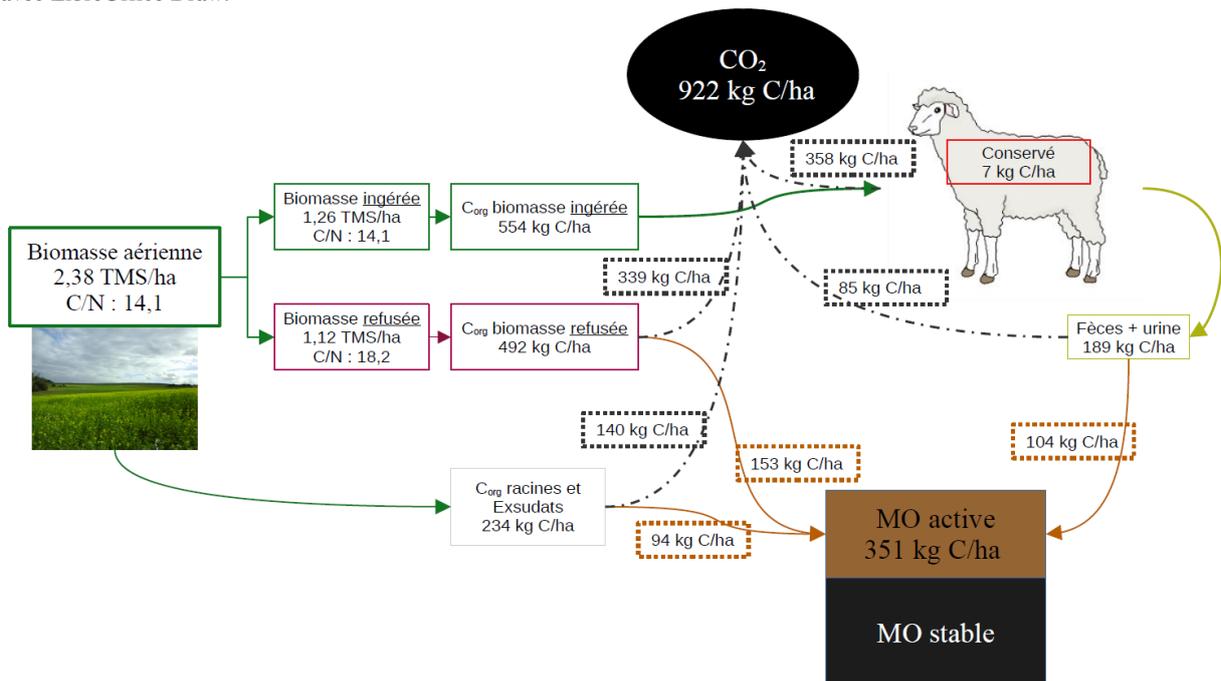


Figure 25 : flux de carbone pour un couvert pâturé. La quantité de carbone conservée par l'ovine a été calculée en faisant la différence entre la masse de carbone que l'ovine ingère et celle qu'il rejette. Les autres hypothèses de calcul sont détaillées en 2.5.2. Schéma réalisé avec LibreOffice Draw.

La restitution de la biomasse produite par le couvert permet d'augmenter le stock de carbone du sol de 419 kg/ha/an (Figure 24). Cette valeur appartient à l'ordre de grandeur de 100 à 1000 kg/ha/an proposé par Blanco-Canqui et al (2015) dans leurs revue sur les couverts végétaux en milieux tempérés. La plupart du carbone ingéré par les ruminants est rejeté dans l'atmosphère par respiration (Taboada et al., 2011; Sauvans and Giger-Reverdin, 2009). Aussi, le pâturage des couverts végétaux réduit la quantité de carbone qui intègre la matière organique du sol de 68 kg/ha/an : 61 kg/ha/an supplémentaires de dioxyde de carbone sont rejetés dans l'atmosphère et 7 kg/ha/an sont conservés par les ovins (Figure

25). La part de carbone contenue dans la biomasse du couvert qui intègre la matière organique du sol est de 33% dans le cas d'un couvert restitué et de 27% si le couvert est pâturé. Cette différence représente un écart relatif, sur le stockage de carbone dans la matière organique active du sol entre les modalités pâturée et témoin, de -16.2%. Plus précisément, 54.9% du carbone contenu dans les déjections ovines intègre la matière organique du sol, ce qui représente 19% du carbone ingéré qui contribuent au stockage de carbone dans les sols sur le long terme. Thomsen et al (2013) trouvent, pour des fèces de vaches laitières, des valeurs similaires de 48 et 14% respectivement.

Ces résultats montrent que les pertes de carbone induites par le pâturage sont faibles et qu'une situation avec un couvert pâturé augmente plus le stock de carbone qu'une gestion de l'interculture en sol nu. Tracy and Zhang (2008) et Maughan et al (2009) montrent que la teneur en carbone dans les sols avec une rotation maïs - avoine de printemps - couvert végétal pâturé par des bovins est supérieure à celle d'une monoculture de maïs. Ces deux études mettent en évidence que le pâturage des couverts permet d'augmenter la teneur en matière organique des sols en comparaison à une période d'interculture en sol nu. C'est également ce qui se passe dans le cas du pâturage en Île-de-France : les couverts végétaux, même pâturés, contribuent à l'augmentation du taux de matière organique des sols mais dans une moindre mesure que ceux totalement restitués. Les ovins ne consomment que 53% de la biomasse du couvert disponible : 47% du carbone contenu dans cette biomasse ne subit donc pas la digestion au sein de l'ovin. Le carbone racinaire, qui a un coefficient d'humification supérieur à celui des parties aériennes (Clivot et al., 2019) n'est pas touché par le pâturage. Le carbone contenu dans les racines, la biomasse refusée et les déjections ovines contribuent donc à améliorer le stock de carbone des sols.

### 3.3.3. Modélisation avec AMG

#### 3.3.3.1. Cas général

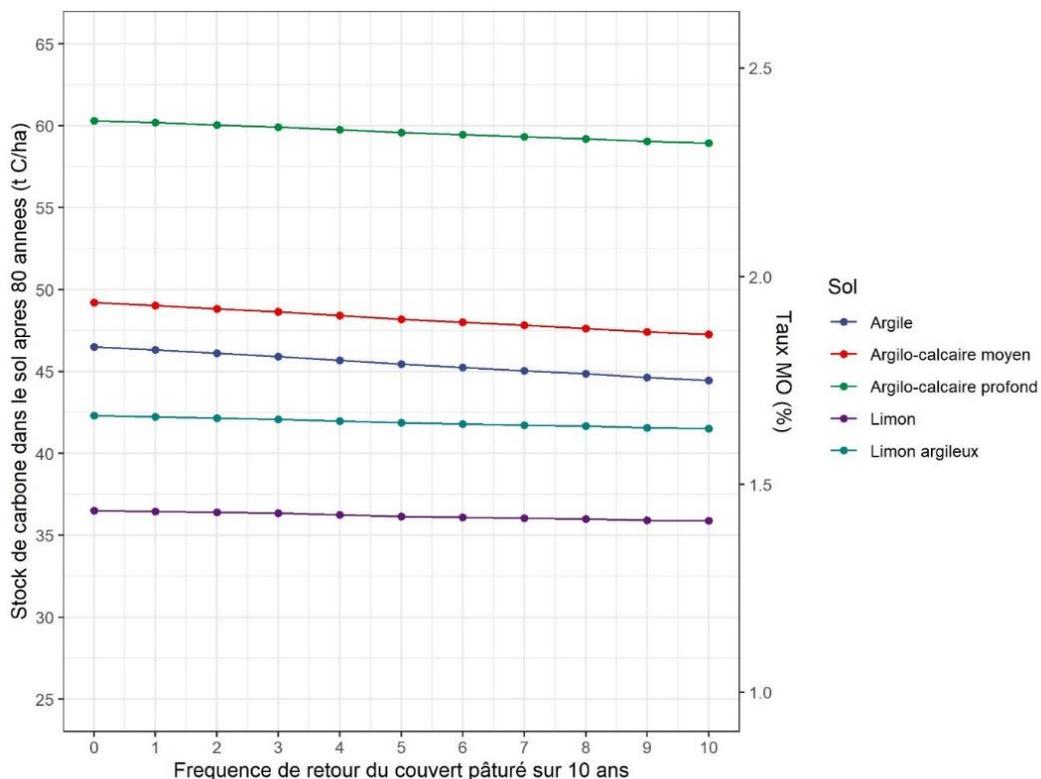
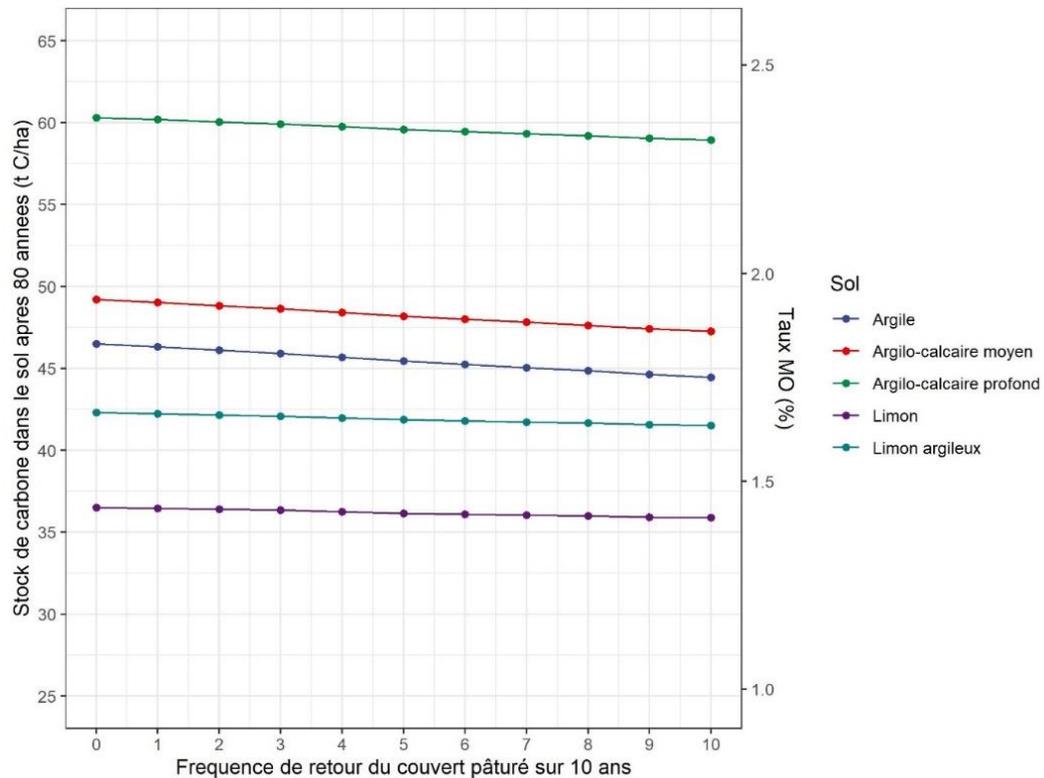


Figure 26 : stocks de carbone du sol sur l'horizon 0-25cm après 80 années de pratique du pâturage sur cinq sols différents avec des fréquences de retour du couvert pâturé sur dix ans variables. L'axe secondaire qui indique l'équivalent en point de matière organique est présent à titre indicatif. La conversion du stock en %MO nécessite d'utiliser une valeur de densité apparente qui est variable entre ces différents sols (Annexe 16). La valeur moyenne de la densité apparente de ces cinq sols a donc été prise comme valeur pour convertir en %MO : valeur moyenne de 1.46.

Les sols argileux, argilo-calcaire moyen, argilo-calcaire profond, limon et limon argileux perdent respectivement 0.39, 0.35, 0.19, 0.11 et 0.13% du stock initial de carbone lorsque la fréquence de retour du couvert pâturé est d'une année sur 10. Lorsque cette fréquence augmente à dix années sur dix, les pertes de carbone par rapport au stock initial sont respectivement de 4.39, 3.94, 2.25, 1.67 et 1.87%<sup>6</sup>



La

Figure 26 montre que la réduction du stock de carbone après 80 années de pâturage des couverts végétaux à des fréquences variables, en comparaison à la restitution des biomasses produites, est d'autant plus forte que la fréquence de pâturage augmente et que le sol a une teneur en argile élevée (Annexe 16). La capacité d'un sol à stocker du carbone organique est corrélée positivement à sa teneur en argile (Blanco-Canqui et al., 2015). La fonction  $f(A)$  (Figure 7) utilisée dans le modèle AMG permet de corriger la valeur de la constante de minéralisation  $k_0$  en fonction de la teneur en argile. Plus la teneur en argile augmente, plus la valeur renvoyée par la fonction est faible, ce qui réduit la valeur de la constante de minéralisation  $k_0$  et donc la quantité de carbone minéralisée annuellement (Clivot et al., 2019). Cette minéralisation réduite permet d'augmenter le stock de carbone dans le sol. Le même formalisme est adopté pour la teneur en carbonate d'un sol. La fonction  $f(\text{CaCO}_3)$  (Figure 7) renvoie une valeur d'autant plus faible que la teneur en carbonate est élevée (Clivot et al., 2019). Les sols argilo-calcaire sont donc ceux dans lesquels le carbone se minéralise lentement et qui ont donc des stocks de carbone élevés, tout comme les sols argileux. Le pâturage des couverts entraîne une réduction des entrées de carbone (Figure 24, Figure 25) dans la matière organique du sol et l'effet sur le long terme sera d'autant plus marqué pour des sols avec une teneur en argile élevée qui minéralisent une faible part du carbone séquestré en comparaison à des sols limoneux ou sableux. Néanmoins, même si les sols avec une teneur en argile élevées sont ceux qui perdent le plus de carbone en comparaison à leurs stocks de carbone initial (Annexe 16), la quantité de carbone qu'ils stockent restent élevée en comparaison à ceux des sols limoneux. Rakkar and Blanco-Canqui (2018) indiquent que les sols argileux sont peu sensibles

<sup>6</sup>  $\%Pertes = \frac{\text{Stock de carbone pâturé}_{2100} - \text{Stock de carbone témoin}_{2100}}{\text{Stock de carbone initial}_{2020}}$

à l'exportation des résidus, ce qui peut être comparé à la situation d'étude avec l'exportation de carbone via la partition du carbone chez les ovins (Sauvant and Giger-Reverdin, 2009).

### 3.3.3.2. Cas conventionnel

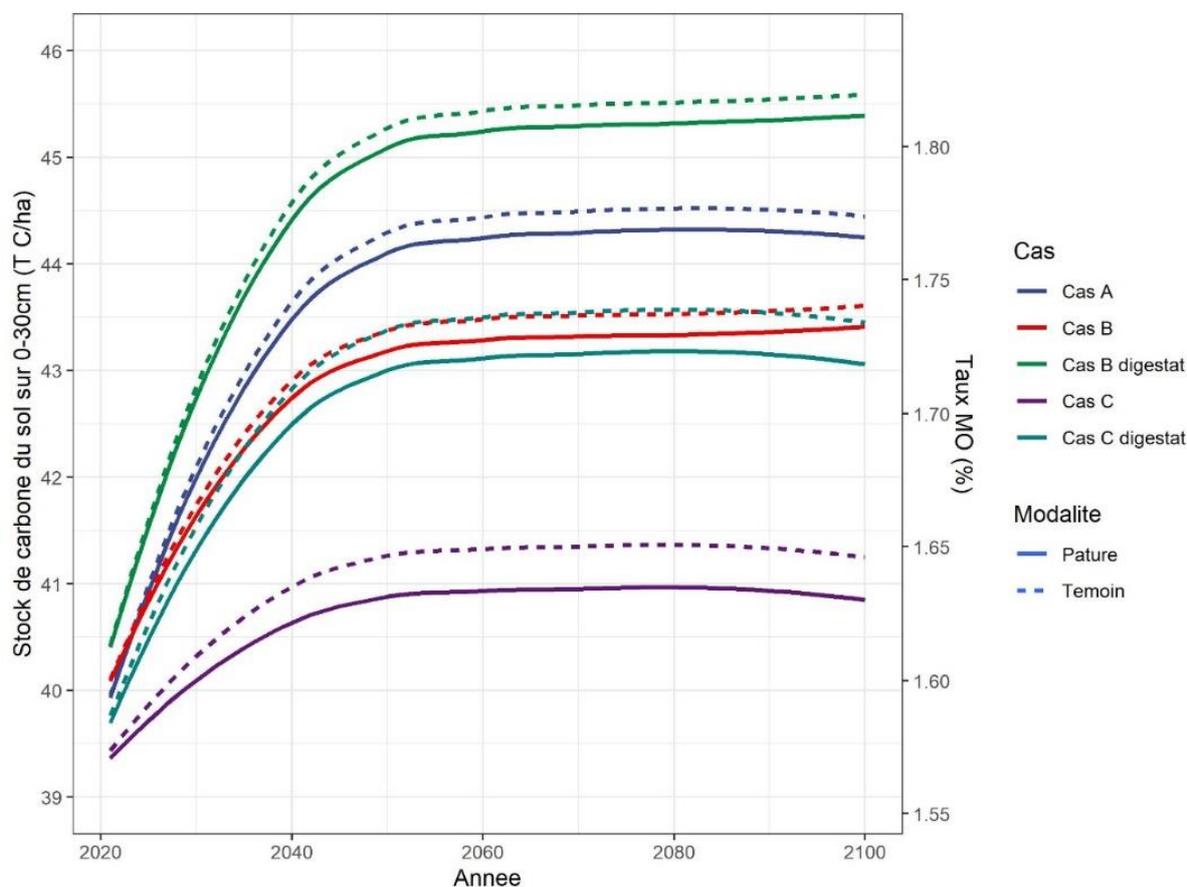


Figure 27 : évolution du stock de carbone sur l'épaisseur 0-30cm pour les différents scénarios d'agriculture conventionnelle. Les cas A, B et C introduisent respectivement un pâturage, un pâturage et une CIVE, deux pâturage et une CIVE En trait plein, la modalité témoin, sans aucun pâturage et en tiret les modalités avec introduction de pâturage des couverts végétaux. La densité apparente utilisée pour la conversion en point de matière organique est indiquée à l'Annexe 16.

Les écarts entre les modalités avec et sans pâturage des couverts végétaux, pour un même cas d'étude, sont faibles. Les différences entre les modalités témoin et pâturée du cas C, qui introduit deux pâturages, sont plus fortes que celles des cas A et B. La dynamique de la matière organique dans les sols repose sur l'équilibre entre les entrées (Résidus de récolte, matières organiques exogènes) et les sorties (Minéralisation de la matière organique et érosion) de carbone (Clivot et al., 2019). L'introduction du maïs ensilage dans le cas B induit une diminution du taux de matière organique à l'équilibre car la quasi-totalité de la biomasse aérienne produite est exportée ce qui réduit les entrées de carbone à l'échelle de la parcelle. La substitution de l'orge d'hiver par un couvert et des pois de conserve réduit aussi les entrées de carbone et conduit à un taux de matière organique à l'équilibre encore plus faible que celui du cas B. Il est important de noter que le taux de matière organique du sol augmente dans l'ensemble des scénarios en réponse aux apports de compost de déchets verts sur l'interculture avant les betteraves sucrières. Les cas B et C qui introduisent des retours de digestat de méthaniseur ont des taux de matière organique à l'équilibre supérieurs à ceux des mêmes cas sans le retour du digestat. **Finalement, le pâturage a une influence très réduite sur la teneur en matière organique du sol à long terme : les apports de PRO (Compost et digestat de méthaniseur), la gestion de la biomasse produite à la parcelle et les cultures incluses dans la rotation sont les déterminants majeurs du stock de carbone dans le sol sur le long terme.**

### 3.3.3.3. Cas agriculture biologique

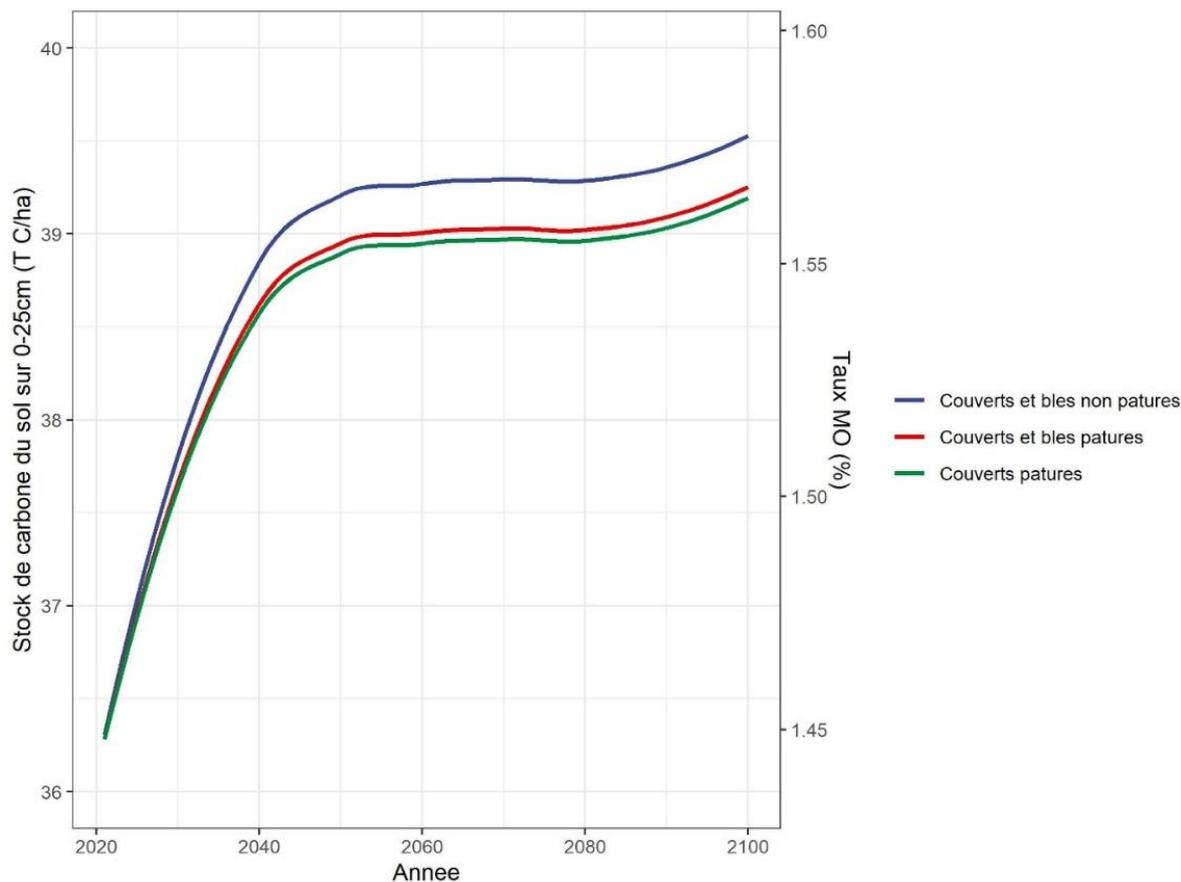


Figure 28 : évolution du stock de carbone sur l'épaisseur 0-25cm pour les différents scénarios d'agriculture biologique. La densité apparente utilisée pour la conversion en point de matière organique est indiquée à l'Annexe 16.

La Figure 28 montre que le stock de carbone du sol augmente dans les trois modalités : Avec le pâturage des couverts et des blés, celui des couverts et sans pâturage. Toutefois, la valeur du stock de carbone à l'équilibre varie d'un cas à l'autre. Elle est la plus élevée lorsqu'aucun pâturage n'a lieu. Le pâturage ovin des couverts végétaux (Figure 28) n'induit pas une diminution de la teneur en matière organique du sol suffisante, en comparaison à la situation sans le pâturage, pour que le potentiel de production de la parcelle soit remis en cause. De façon intéressante, le pâturage des blés d'hiver, en plus de celui des couverts végétaux, permet d'obtenir un taux de matière organique dans les sols à l'équilibre supérieur à celui obtenu avec le seul pâturage des couverts. Cela s'explique par les hypothèses de calculs utilisées : les entrées de carbone du modèle AMG sont calculées en fonction du rendement de la culture. La méta-analyse sur le rendement des céréales pâturées ne montre pas de pertes de rendement (3.1.3, Annexe 9), ce dernier et les entrées de carbone associées restent donc inchangés dans les simulations. Les quantités des fèces et pissats correspondantes à la biomasse de blé d'hiver consommée sont donc des entrées de carbone supplémentaires dans le système ce qui participe à augmenter le taux de matière organique sur le long terme.

Le pâturage du blé d'hiver pourrait augmenter l'exsudation racinaire. Hamilton and Frank (2001) ont montré au laboratoire et au champ (Hamilton et al., 2008) que le pâturage de la graminée *Poa Pratensis* augmente ses exsudations racinaires ce qui favorise l'activité microbienne dans la rhizosphère en fournissant un substrat à cette dernière. Cette stimulation a pour effet d'augmenter la minéralisation de l'azote dans la rhizosphère. Les expériences réalisées au champ (Hamilton et al., 2008) montrent que l'exsudation racinaire, la biomasse microbienne dans la rhizosphère et la teneur en azote du feuillage sont multipliés par 1.5 lorsqu'un pâturage par fauche est simulé. La minéralisation journalière de l'azote dans la rhizosphère est multipliée par un facteur 5. Les plantes seraient donc en

mesure de stimuler l'activité microbienne de telle sorte à ce qu'elle libère des éléments limitants contenus dans le sol et qui sont indispensables à sa croissance (Hamilton and Frank, 2001; Hamilton et al., 2008). Ces résultats, obtenus pour une graminée spécifique, doivent être consolidés dans le cas du blé d'hiver. En effet, les effets positifs du pâturage avec la stimulation de l'activité microbienne dans la rhizosphère et la disponibilité plus grande en nutriments pour les graminées pâturées ne se traduit pas par une augmentation significative du rendement dans le cadre des essais menés par le projet POSCIF (3.1.3.2, Annexe 9). La biomasse à la récolte de la céréale du blé d'hiver pâturée doit également faire l'objet de mesures supplémentaires : en effet, la méta-analyse des données sur la hauteur de paille à la floraison montrent que cette dernière est réduite de 2.5 cm environ (Annexe 7). Cette réduction pourrait se traduire en une diminution de la biomasse restituée et donc des entrées de carbone.

Comme dans le cas de l'agriculture conventionnelle, les teneurs en carbone dans le sol augmentent dans les trois scénarios proposés en réponse aux apports de compost et fientes. Finalement, les entrées de carbone plus faibles induites par le pâturage ont un effet peu important sur la dynamique du carbone sur le long terme : les entrées de carbone exogènes via les PRO ont une influence bien supérieure à celle du pâturage et permettent d'augmenter le stock de carbone du sol à l'équilibre.

## 4. Discussion générale

Les résultats obtenus par modélisation avec le modèle STICS concordent avec ceux mesurés lors des essais au champ : les biomasses de couvert végétaux produites mesurées au champ sont de 2.38 t MS/ha tandis que celles simulées valent en moyenne<sup>7</sup> 2.45 t MS/ha. La différence en azote total dans la modalité pâturée en comparaison à la modalité témoin, qui est estimée à +6 kg/ha sur l'horizon 0-60 cm à partir des données des essais, est également retrouvée avec le modèle STICS qui renvoi une valeur moyenne de +5.6 kg/ha. Les résultats sur le rendement sont également similaires avec une augmentation de rendement lorsque le couvert est pâturé de +1.1% et 1.83%, respectivement obtenues par analyse des données du réseau d'essai et simulations STICS. Les sorties du modèle, qui sont cohérentes avec les mesures de terrain, confortent l'approche de modélisation adoptée pour la représentation du pâturage de couverts végétaux avec le modèle STICS. Les modélisations mettent également en évidence une augmentation modérée mais significative des pertes d'azote par volatilisation ammoniacale, liée à l'hydrolyse de l'urée contenue dans les pissats (Haynes and Williams, 1993). En revanche, le pâturage n'augmente pas la lixiviation de nitrates vers les eaux souterraines de façon significative ni dans le cas d'un pâturage précoce, ni dans le cas d'un pâturage tardif comme l'ont suggéré Francis et al (1998). Le couvert, même s'il est pâturé, conserve son rôle de culture intermédiaire piège à nitrates. Les émissions de protoxyde d'azote induites par le pâturage sont importantes et doivent être confrontées à des mesures de terrain. L'approche de modélisation retenue considère une répartition spatiale des déjections (pissats + fèces) homogène. Cette hypothèse forte peut conduire à une sous-estimation des pertes d'azote par lixiviation, volatilisation et dénitrification (Selbie et al., 2015). En effet, les nutriments sont concentrés dans des patches d'urine et de fèces (Haynes and Williams, 1993; Follet, 1995; Taboada et al., 2011) qui peuvent se recouvrir les uns les autres (Selbie et al., 2015) : ces concentrations d'azote en certains points de la parcelle peuvent conduire à amplifier les trois phénomènes précédents en comparaison aux autres zones de la parcelle (Follet, 1995). La conduite du pâturage avec des chargements élevés sur des durées courtes permet d'optimiser la répartition des déjections à la parcelle et de mieux valoriser la biomasse (Haynes and Williams, 1993; Agri-Facts, 2009; Taboada et al., 2011; Bloor et al, 2012). La supplémentation de l'alimentation des ovins avec du sel permet d'augmenter la prise d'eau et de réduire la concentration en azote dans les pissats en augmentant leur fréquence (Selbie et al., 2015).

Le pâturage des couverts végétaux ne conduit pas à une réduction importante des taux de matière organique des sols d'après les résultats des simulations menées avec le modèle AMG : à l'équilibre, ces derniers sont légèrement plus faibles lorsque les couverts sont pâturés en comparaison à lorsqu'ils sont restitués. La gestion des résidus de récolte et les apports de PRO ont des effets bien plus importants sur le statut organique des sols que le pâturage.

Au-delà des aspects carbone et azote, le pâturage des couverts végétaux permet d'augmenter la rentabilité des fermes en valorisant ces biomasses (Thiessen Martens and Entz, 2011; Carvalho et al., 2018), de gérer l'enherbement des parcelles (Bell and Guerrero, 1997; Thiessen Martens and Entz, 2011), de réguler les populations des ravageurs telles que la tenthrède du blé en Amérique du Nord (Hatfield et al., 2007a) ou les limaces (Ferguson et al., 1988). Cette pratique permet également de réduire les coûts environnementaux liés à l'usage du broyeur ou des pesticides pour la destruction mécanique ou chimique du couvert. La valorisation in situ des biomasses par les ovins permet également de réduire les coûts environnementaux liés à la production d'aliments pour le bétail. Des travaux supplémentaires devraient être menés pour dresser un bilan gaz à effet de serre de l'élevage ovin en bâtiment en comparaison à l'élevage en plein air intégral avec le pâturage des biomasses disponibles dans les plaines.

---

<sup>7</sup> Valeurs moyennes des simulations STICS calculées en faisant la moyenne des valeurs moyennes obtenues pour les quatre scénarios et les deux sols

## 5. Conclusion

Le pâturage ovin en plaine céréalière est une pratique ancestrale qui est remise au gout du jour dans le cadre de la transition agro-écologique avec, en nouveauté, le pâturage des couverts végétaux d'interculture. Les résultats de cette étude, qui couple l'analyse de données terrain à un travail de modélisation, montrent que le pâturage ovin des couverts végétaux permet d'augmenter le rendement de la culture de printemps suivante et d'augmenter la quantité d'azote minéral dans le sol au moment du semis. La modélisation ne met pas en évidence une augmentation des pertes d'azote par lixiviation. En revanche, celles par volatilisation ammoniacale augmentent modérément tout comme celles par émissions de protoxyde d'azote qui requièrent des travaux supplémentaires pour valider les résultats. La différence de stock de carbone dans les sols sur le long terme entre une parcelle où la biomasse du couvert est restituée et une autre où elle est pâturée, est très faible. La gestion des résidus de récolte et les apports de matières organiques exogènes ont une influence bien plus forte que le pâturage quant à la valeur du stock de carbone à l'équilibre dans les sols. Le pâturage des couverts végétaux d'interculture en Île-de-France n'induit donc pas des perturbations majeures aux conséquences agronomiques et environnementales désastreuses sur les cycles de l'azote et du carbone.

## 6. Références bibliographiques

- Abdalla, M., Hastings, A., Cheng, K., Yue, Q., Chadwick, D., Espenberg, M., Truu, J., Rees, R.M., Smith, P., 2019. A critical review of the impacts of cover crops on nitrogen leaching, net greenhouse gas balance and crop productivity. *Glob Chang Biol* 25, 2530–2543. <https://doi.org/10.1111/gcb.14644>
- Agri-Facts, 2009. Nutrient Management on Intensively Managed Pastures.
- Andriulo, A., Mary, B., Guerif, J., 1999. Modelling soil carbon dynamics with various cropping sequences on the rolling pampas. *Agronomie* 19, 365–377. <https://doi.org/10.1051/agro:19990504>
- Barrow, N.J., Lambourne, L.J., 1962. Partition of excreted nitrogen, sulphur, and phosphorus between the faeces and urine of sheep being fed pasture. *Aust. J. Agric. Res.* 13, 461–471. <https://doi.org/10.1071/ar9620461>
- Bell, C., Guerrero, J., 1997. Sheep grazing effectively controls weeds in seedling alfalfa. *California Agriculture* 51, 19–23.
- Bell, L.W., Harrison, M.T., Kirkegaard, J.A., Bell, L.W., Harrison, M.T., Kirkegaard, J.A., 2015. Dual-purpose cropping – capitalising on potential grain crop grazing to enhance mixed-farming profitability. *Crop Pasture Sci.* 66, i–iv. [https://doi.org/10.1071/CPv66n4\\_FO](https://doi.org/10.1071/CPv66n4_FO)
- Benoît, P., Brugère, H., Casellas, M., Dabert, P., Fuchs, J., Giamberini, L., Patureau, D., Pons, M.-N., Pourcher, A.-M., Topp, E., 2014. Caractéristiques physico-chimiques et biologiques des Mafor.
- Blanco-Canqui, H., Shaver, T.M., Lindquist, J.L., Shapiro, C.A., Elmore, R.W., Francis, C.A., Hergert, G.W., 2015. Cover Crops and Ecosystem Services: Insights from Studies in Temperate Soils. *Agronomy Journal* 107, 2449–2474. <https://doi.org/10.2134/agronj15.0086>
- Bloor, J.M.G., JAY-ROBERT, P., MORVAN, A.L., FLEURANCE, G., 2012. Déjections des herbivores domestiques au pâturage : caractéristiques et rôle dans le fonctionnement des prairies. *INRAE Productions Animales* 25, 45–56. <https://doi.org/10.20870/productions-animales.2012.25.1.3196>
- Borenstein, M., Hedges, L.V., Higgins, J.P.T., Rothstein, H.R., 2009. Effect Sizes Based on Means, in: *Introduction to Meta-Analysis*. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 21–32. <https://doi.org/10.1002/9780470743386.ch4>
- Brisson, N., Mary, B., Ripoche, D., Jeuffroy, M.H., Ruget, F., Nicoullaud, B., Gate, P., Devienne-Barret, F., Antonioletti, R., Durr, C., Richard, G., Beaudoin, N., Recous, S., Tayot, X., Plenet, D., Cellier, P., Machet, J.-M., Meynard, J.M., Delécolle, R., 1998. STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie* 18, 311–346. <https://doi.org/10.1051/agro:19980501>
- Calvet, R., Chenu, C., Houot, S., 2011. *Les matières organiques des sols: Rôles agronomiques et environnementaux*. Editions France Agricole.
- Carvalho, P.C. de F., Barro, R.S., Barth, A., Nunes, P.A. de A., Moraes, A. de, Anghinoni, I., Bredemeier, C., Bayer, C., Martins, A.P., Kunrath, T.R., Santos, D.T. dos, Carmona, F. de C., Barros, T., Souza, W. de, Almeida, G.M. de, Caetano, L.A.M., Cecagno, D., Arnuti, F., Denardin, L.G. de O., Bonetti, J. de A., Toni, C.A.G. de, Borin, J.B.M., 2018. Integrating the pastoral component in agricultural systems. *R. Bras. Zootec.* 47. <https://doi.org/10.1590/rbz4720170001>
- Chambre d’agriculture IDF, 2021. Réaliser son plan prévisionnel en Seine-et-Marne.
- Chambre d’agriculture IDF, 2019. Faire évoluer ses assolements et optimiser ses itinéraires techniques.
- Cicek, H., Thiessen Martens, J.R., Bamford, K.C., Entz, M.H., 2014. Effects of grazing two green manure crop types in organic farming systems: N supply and productivity of following grain

- crops. *Agriculture, Ecosystems & Environment, Integrated Crop-Livestock System Impacts on Environmental Processes* 190, 27–36. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.028>
- Clivot, H., Mouny, J.-C., DUPARQUE, A., Dinh, J.-L., Denoroy, P., Houot, S., Vertes, F., Trochard, R., Bouthier, A., Sagot, S., Mary, B., 2019. Modeling soil organic carbon evolution in long-term arable experiments with AMG model. *Environmental Modelling and Software* 118, 99–113. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.04.004>
- Comifer, 2009. Teneurs en P, K et Mg des organes végétaux récoltés.
- Constantin, J., Beaudoin, N., Launay, M., Duval, J., Mary, B., 2012. Long-term nitrogen dynamics in various catch crop scenarios: Test and simulations with STICS model in a temperate climate. *Agriculture, Ecosystems & Environment, Mitigation of environmental impacts of nitrogen use in agriculture* 147, 36–46. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.06.006>
- Coucheney, E., Buis, S., Launay, M., Constantin, J., Mary, B., García de Cortázar-Atauri, I., Ripoché, D., Beaudoin, N., Ruget, F., Andrianarisoa, K.S., Le Bas, C., Justes, E., Léonard, J., 2015. Accuracy, robustness and behavior of the STICS soil–crop model for plant, water and nitrogen outputs: Evaluation over a wide range of agro-environmental conditions in France. *Environmental Modelling & Software* 64, 177–190. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.11.024>
- Cousin, I., Ly, A., Duparc, P.B., Champolivier, L., Bernicot, M.-H., 2018. Evaluating pedotransfer functions for the estimation of soil bulk density on cultivated fields. Presented at the 21. International Soil Tillage Research Organization (ISTRO). 2018 ISTRO Conference.
- Dove, H., Kirkegaard, J., 2014. Using dual-purpose crops in sheep-grazing systems. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 94, 1276–1283. <https://doi.org/10.1002/jsfa.6527>
- European Environment Agency, 2021. Trends in atmospheric concentrations of CO<sub>2</sub> (ppm), CH<sub>4</sub> (ppb) and N<sub>2</sub>O (ppb), between 1800 and 2017 [WWW Document]. URL (accessed 5.3.21).
- Falipou, P., Legros, J.-P., 2002. Le système STIPA-2000 d'entrée et édition des données pour la banque nationale de sols DONESOL II. *Etude et Gestion des Sols* 9, 55–70.
- Ferguson, C.M., Barratt, B.I.P., Jones, P.A., 1988. Control of the grey field slug (*Deroceras reticulatum* (Muller)) by stock management prior to direct-drilled pasture establishment. *The Journal of Agricultural Science* 111, 443–449. <https://doi.org/10.1017/S0021859600083611>
- Follet, R.F., 1995. Fate and Transport of Nutrients: Nitrogen [WWW Document]. URL [https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/?cid=nrcs143\\_014202](https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/?cid=nrcs143_014202) (accessed 7.17.21).
- Francis, G.S., Bartley, K.M., Tabley, F.J., 1998. The effect of winter cover crop management on nitrate leaching losses and crop growth. *The Journal of Agricultural Science* 131, 299–308. <https://doi.org/10.1017/S0021859698005899>
- Gardner, J.C., Faulkner, D.B., 1991. Use of cover crops with integrated crop-livestock production systems.
- GIEC, 2006. Chapitre 11 Emissions de N<sub>2</sub>O des sols gérés et émissions de CO<sub>2</sub> au chaulage et à l'application d'urée, in: *National Greenhouse Gas Inventories, Agriculture, Forestry and Other Land Use*.
- Greb, B.W., 1981. Significant research findings and observations from the Central Great Plains Research Station and Colorado State University Experiment Station Cooperating: Historical Summary 1900 - 1981. Akron, CO.
- Hamilton, E.W., Frank, D.A., 2001. Can plants stimulate soil microbes and their own nutrient supply? Evidence from a grazing tolerant grass. (*Ecology*). 82, 2397–2402. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[2397:CPSSMA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[2397:CPSSMA]2.0.CO;2)

- Hamilton, E.W., Frank, D.A., Hinchey, P.M., Murray, T.R., 2008. Defoliation induces root exudation and triggers positive rhizospheric feedbacks in a temperate grassland. *SOIL BIOL. BIOCHEM.* 40, 2865–2873. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.08.007>
- Hamza, M.A., Anderson, W.K., 2005. Soil compaction in cropping systems: A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil and Tillage Research* 82, 121–145. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.08.009>
- Harrison, M.T., Evans, J.R., Dove, H., Moore, A.D., Harrison, M.T., Evans, J.R., Dove, H., Moore, A.D., 2012. Dual-purpose cereals: can the relative influences of management and environment on crop recovery and grain yield be dissected? *Crop Pasture Sci.* 62, 930–946. <https://doi.org/10.1071/CP11066>
- Hartkamp, A.D., De Beurs, K., Stein, A., White, J.W., 1999. Interpolation techniques for climate variables. *CIMMYT*.
- Hatfield, P.G., Blodgett, S.L., Spezzano, T.M., Goosey, H.B., Lenssen, A.W., Kott, R.W., Marlow, C.B., 2007a. Incorporating sheep into dryland grain production systems: I. Impact on over-wintering larva populations of wheat stem sawfly, *Cephus cinctus* Norton (Hymenoptera: Cephidae). *Small Ruminant Research* 67, 209–215. <https://doi.org/10.1016/j.smallrumres.2005.10.002>
- Hatfield, P.G., Goosey, H.B., Spezzano, T.M., Blodgett, S.L., Lenssen, A.W., Kott, R.W., Marlow, C.B., 2007b. Incorporating sheep into dryland grain production systems. III. Impact on changes in soil bulk density and soil nutrient profiles.
- Hatfield, P.G., Lenssen, A.W., Spezzano, T.M., Blodgett, S.L., Goosey, H.B., Kott, R.W., Marlow, C.B., 2007c. Incorporating sheep into dryland grain production systems: II. Impact on changes in biomass and weed density. *Small Ruminant Research* 67, 216–221. <https://doi.org/10.1016/j.smallrumres.2005.10.004>
- Haynes, R.J., Williams, P.H., 1993. Nutrient Cycling and Soil Fertility in the Grazed Pasture Ecosystem, in: Sparks, D.L. (Ed.), *Advances in Agronomy*. Academic Press, pp. 119–199. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60794-4](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60794-4)
- Hunt, J.R., Swan, A.D., Breust, P.D., Peoples, M.B., Kirkegaard, J.A., 2016. Sheep grazing on crop residues increase soil mineral N and grain N uptake in subsequent wheat crops. ©Proceedings of the 2016 International Nitrogen Initiative Conference, “Solutions to improve nitrogen use efficiency for the world”, 4–8 December 2016, Melbourne, Australia.
- Justes, E., Beaudoin, N., Bertuzzi, P., Charles, R., Constantin, J., Dürr, C., Hermon, C., Joannon, A., Le Bas, C., Mary, B., Mignolet, C., Montfort, F., Ruiz, L., Sarthou, J.P., Souchère, V., Tournebize, J., Savini, I., Réchauchère, O., 2012. Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires Conséquences sur les bilans d’eau et d’azote, autres services écosystémiques.
- Keller, T., Håkansson, I., 2010. Estimation of reference bulk density from soil particle size distribution and soil organic matter content. *Geoderma* 154, 398–406. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.11.013>
- Kirkegaard, J., Sprague, S., Marcroft, S., Dove, H., Duff, C., 2008. Grazing oilseed brassicas – an economic and agronomic evaluation for Australian conditions 8.
- Lancon, J., J. L., 1978. LES RESTITUTIONS DU BETAAIL AU PATURAGE ET LEURS EFFETS. LES RESTITUTIONS DU BETAAIL AU PATURAGE ET LEURS EFFETS.
- Lashermes, G., Nicolardot, B., Parnaudeau, V., Thuriès, L., Chaussod, R., Guillotin, M.L., Linères, M., Mary, B., Metzger, L., Morvan, T., Tricaud, A., Villette, C., Houot, S., 2009. Indicator of potential residual carbon in soils after exogenous organic matter application. *European Journal of Soil Science* 60, 297–310. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01110.x>
- Lemaire, G., Franzluebbers, A., Carvalho, P.C. de F., Dedieu, B., 2014. Integrated crop–livestock systems: Strategies to achieve synergy between agricultural production and environmental

- quality. *Agriculture, Ecosystems & Environment, Integrated Crop-Livestock System Impacts on Environmental Processes* 190, 4–8. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.08.009>
- Lenssen, A.W., Sainju, U.M., Hatfield, P.G., 2013. Integrating sheep grazing into wheat–fallow systems: Crop yield and soil properties. *Field Crops Research* 146, 75–85. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2013.03.010>
- Lenssen, A.W., Snyder, E.E., Goosey, H.B., Hatfield, P.G., 2007. Sheep Grazing Wheat Summer Fallow and the Impact on Soil Nitrogen, Moisture, and Crop Yield. Presented at the Western Section, American Society of Animal Science.
- Levassasseur, F., Mary, B., Christensen, B.T., Duparque, A., Ferchaud, F., Kätterer, T., Lagrange, H., Montenach, D., Resseguier, C., Houot, S., 2020. The simple AMG model accurately simulates organic carbon storage in soils after repeated application of exogenous organic matter. *Nutr Cycl Agroecosyst* 117, 215–229. <https://doi.org/10.1007/s10705-020-10065-x>
- Levassasseur, F., Mary, B., Houot, S., 2021. C and N dynamics with repeated organic amendments can be simulated with the STICS model. *Nutr Cycl Agroecosyst* 119, 103–121. <https://doi.org/10.1007/s10705-020-10106-5>
- Ly, S., Charles, C., Degré, A., 2013. Different methods for spatial interpolation of rainfall data for operational hydrology and hydrological modeling at watershed scale: a review. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*
- Maire, J., Gibson-Poole, S., Cowan, N., Reay, D.S., Richards, K.G., Skiba, U., Rees, R.M., Lanigan, G.J., 2018. Identifying urine patches on intensively managed grassland using aerial imagery captured from remotely piloted aircraft systems. *Frontiers in Sustainable Food Systems* 2, 10. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2018.00010>
- Maison, P., 2010. La méta-analyse sur données résumées. *Recherche en soins infirmiers* N° 101, 18–24.
- Majou, H.A., Bruand, A., Duval, O., Bas, C.L., Vautier, A., 2008. Prediction of soil water retention properties after stratification by combining texture, bulk density and the type of horizon. *Soil Use and Management* 24, 383–391. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2008.00180.x>
- Martin, G., Moraine, M., Ryschawy, J., Magne, M.-A., Asai, M., Sarthou, J.-P., Duru, M., Therond, O., 2016. Crop–livestock integration beyond the farm level: a review. *Agron. Sustain. Dev.* 36, 53. <https://doi.org/10.1007/s13593-016-0390-x>
- Mary, B., Clivot, H., Blaszczyk, N., Labreuche, J., Ferchaud, F., 2020. Soil carbon storage and mineralization rates are affected by carbon inputs rather than physical disturbance: Evidence from a 47-year tillage experiment. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 299, 106972. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106972>
- Maughan, M.W., Flores, J.P.C., Anghinoni, I., Bollero, G., Fernández, F.G., Tracy, B.F., 2009. Soil quality and corn yield under crop-livestock integration in Illinois. *AGRONOMY J.* 101, 1503–1510. <https://doi.org/10.2134/agronj2009.0068>
- McKenzie, S.C., Goosey, H.B., O'Neill, K.M., Menalled, F.D., 2017. Integration of sheep grazing for cover crop termination into market gardens: Agronomic consequences of an ecologically based management strategy. *Renewable Agriculture and Food Systems* 32, 389–402. <https://doi.org/10.1017/S1742170516000326>
- Pachauri, R.K., 2014. Changements climatiques 2014 Rapport de synthèse.
- Pitta, C.S.R., Pelissari, A., Da Silveira, A.L.F., Adami, P.F., Sartor, L.R., Assmann, T.S., Migliorini, F., 2013. Decomposition and nitrogen release in areas with and without grazing and its influence on corn. *Semina: Ciências Agrárias* 34, 905–920. <https://doi.org/10.5433/1679-0359.2013v34n2p905>
- Poffenbarger, H., 2010. Ruminant Grazing of Cover Crops: Effects on Soil Properties and Agricultural Production. *Journal of Natural Resources and Life Sciences Education* 39, 49–52. <https://doi.org/10.4195/jnrlse.2010.0003se>

- Rakkar, M.K., Blanco-Canqui, H., 2018. Grazing of crop residues: Impacts on soils and crop production. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 258, 71–90. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.018>
- Redmon, L.A., Horn, G.W., Krenzer, E.G., Bernardo, D.J., 1995. A Review of Livestock Grazing and Wheat Grain Yield: Boom or Bust? *Agronomy Journal* 87, 137–147. <https://doi.org/10.2134/agronj1995.00021962008700020001x>
- Rivett, M.O., Buss, S.R., Morgan, P., Smith, J.W.N., Bemment, C.D., 2008. Nitrate attenuation in groundwater: A review of biogeochemical controlling processes. *Water Research* 42, 4215–4232. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.07.020>
- Russelle, M.P., 1992. Nitrogen Cycling in Pasture and Range. *Journal of Production Agriculture* 5, 13–23. <https://doi.org/10.2134/jpa1992.0013>
- Ryden, J.C., Ball, P.R., Garwood, E.A., 1984. Nitrate leaching from grassland. *Nature* 311, 50–53. <https://doi.org/10.1038/311050a0>
- Saffih-Hdadi, K., Mary, B., 2008. Modeling consequences of straw residues export on soil organic carbon. *Soil Biology and Biochemistry* 40, 594–607. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.08.022>
- Sainju, U.M., Lenssen, A.W., Goosey, H.B., Snyder, E., Hatfield, P.G., 2010. Dryland Soil Carbon and Nitrogen Influenced by Sheep Grazing in the Wheat-Fallow System. *Agron. J.* 102, 1553–1561. <https://doi.org/10.2134/agronj2010.0216>
- Sauvant, D., Giger-Reverdin, S., 2009. Les variations du bilan carbone des ruminants d'élevage, Rencontres autour des Recherches sur les Ruminants. INRA. Institut de l'Élevage.
- Selbie, D.R., Buckthought, L.E., Shepherd, M.A., 2015. Chapter Four - The Challenge of the Urine Patch for Managing Nitrogen in Grazed Pasture Systems, in: Sparks, D.L. (Ed.), *Advances in Agronomy*. Academic Press, pp. 229–292. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2014.09.004>
- Sørensen, P., Jensen, E.S., 1995. Mineralization of carbon and nitrogen from fresh and anaerobically stored sheep manure in soils of different texture. *Biol Fertil Soils* 19, 29–35. <https://doi.org/10.1007/BF00336343>
- Taboada, M.A., Rubio, G., Chaneton, E.J., 2011. Grazing Impacts on Soil Physical, Chemical, and Ecological Properties in Forage Production Systems, in: *Soil Management: Building a Stable Base for Agriculture*. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 301–320. <https://doi.org/10.2136/2011.soilmanagement.c20>
- Terman, G.L., Ramig, R.E., Dreier, A.F., Olson, R.A., 1969. Yield-Protein Relationships in Wheat Grain, as Affected by Nitrogen and Water<sup>1</sup>. *Agronomy Journal* 61, 755–759. <https://doi.org/10.2134/agronj1969.00021962006100050031x>
- Thiessen Martens, J.R., Entz, M.H., 2011. Integrating green manure and grazing systems: A review. *Canadian journal of plant science*.
- Thomsen, I.K., Olesen, J.E., Møller, H.B., Sørensen, P., Christensen, B.T., 2013. Carbon dynamics and retention in soil after anaerobic digestion of dairy cattle feed and faeces. *Soil Biology and Biochemistry* 58, 82–87. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.11.006>
- Tracy, B.F., Zhang, Y., 2008. Soil Compaction, Corn Yield Response, and Soil Nutrient Pool Dynamics within an Integrated Crop-Livestock System in Illinois. *Crop Science* 48, 1211–1218. <https://doi.org/10.2135/cropsci2007.07.0390>
- Verret, V., Emonet, E., Claquin, M., Rougier-Coquet, M., Sagot, L., Mischler, P., Gautier, D., 2020. Recoupler grandes cultures et élevages ovins par le pâturage, en vue de systèmes économes en Île-de-France 80, 55–68.
- Viechtbauer, W., 2020. metafor: Meta-Analysis Package for R.

- Viechtbauer, W., 2010. Conducting Meta-Analyses in R with the metafor Package. *Journal of Statistical Software* 36, 1–48. <https://doi.org/10.18637/jss.v036.i03>
- Williams, P.H., Haynes, R.J., 1995. Effect of sheep, deer and cattle dung on herbage production and soil nutrient content. *Grass and Forage Science* 50, 263–271. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.1995.tb02322.x>
- Zadoks, J.C., Chang, T.T., Konzak, C.F., 1974. A decimal code for the growth stages of cereals. *Weed Research* 14, 415–421. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.1974.tb01084.x>

## 7. Annexes

### Annexe 1 : Table des matières détaillée

<b>1. Introduction</b>	<b>10</b>
1.1. Contexte	10
1.2. Pâturage des couverts végétaux	11
1.3. Problématique	12
<b>2. Matériel et méthode</b>	<b>13</b>
2.1. Démarche générale	13
2.2. Protocole de mesures réalisées au champ	13
2.3. Analyses statistiques des données du réseau	16
2.3.1. Méta-analyse	16
2.3.2. Fiches essais avec suivi de l'azote	17
2.3.3. Analyse statistique des mesures de reliquats azotés du réseau	17
2.4. Simulations du rendement et des dynamiques de l'azote avec le modèle STICS	18
2.4.1. Présentation du modèle STICS	18
2.4.2. Procédure générale de simulation des cas	18
2.4.3. Simulation d'un cas type avec STICS	21
2.5. Restitutions de carbone et évolution des stocks de carbone organique du sol	23
2.5.1. Présentation du modèle AMG	23
2.5.2. Estimation des flux de carbone d'un couvert restitué et pâturé	24
2.5.3. Estimation des variables climatiques	25
2.5.4. Modélisation : Evaluation du stock de carbone pour des fréquences de pâturages variées et types de sols différents	26
2.5.5. Modélisation : Evaluation du stock de carbone pour deux cas réels	26
2.5.5.1. Agriculture conventionnelle	27
2.5.5.2. Agriculture biologique	29
<b>3. Résultats et discussion</b>	<b>31</b>
<b>3.1. Résultats d'analyses statistiques des données du réseau sur les biomasses et rendements</b>	<b>31</b>
3.1.1. Résultats généraux sur les biomasses proposées	31
3.1.2. Résultats des analyses physico-chimique des couverts végétaux et bouses ovines	32
3.1.3. Effets du pâturage sur le rendement	33
3.1.3.1. Des couverts végétaux	33
3.1.3.2. Des céréales d'hiver	33
<b>3.2. Dynamique de l'azote</b>	<b>34</b>
3.2.1. Données du réseau expérimental	34
3.2.2. Partition de l'azote entre fèces et urine	35
3.2.3. Flux d'azote pour un couvert pâturé	36
3.2.4. Courbes de minéralisation de l'azote et du carbone des fèces d'ovins	38
3.2.5. Simulations des cas suivis au champ	39
3.2.6. Simulations prospectives	41
<b>3.3. Stockage de carbone</b>	<b>47</b>

3.3.1.	Partition du carbone d'un ovin viande	47
3.3.2.	Flux de carbone couvert restitué ou pâturé	48
3.3.3.	Modélisation avec AMG	49
3.3.3.1.	Cas général	49
3.3.3.2.	Cas conventionnel	51
3.3.3.3.	Cas agriculture biologique	52
<b>4.</b>	<b><i>Discussion générale</i></b>	<b>54</b>
<b>5.</b>	<b><i>Conclusion</i></b>	<b>55</b>
<b>6.</b>	<b><i>Références bibliographiques</i></b>	<b>56</b>
<b>7.</b>	<b><i>Annexes</i></b>	<b>62</b>
	Résumé	97

## Annexe 2 : informations associées aux « codes essai » des essais avec suivi de l'azote

Agriculture <sup>8</sup>	Code de l'essai	Année de l'essai	Culture de l'essai	Gestion du sol	Composition du couvert	du	Nom vernaculaire	Nom de la classification des sols
C	1	2018-2019	Féverole de printemps	Semis direct	Phacélie/ Radis Repousses	Féverole/ chinois/ orge	ALLUVION LIMONO- ARGILEUSE CALCIQUE	FLUVIOSOL LIMONEUX REDOXIQUE CALCIQUE
C	2	2018-2019	Maïs		Phacélie/ Navette/	Féverole/ Repousse orge	ALLUVION LIMONO- ARGILEUSE CALCIQUE	FLUVIOSOL LIMONEUX REDOXIQUE CALCIQUE
AB	5	2019-2020	Betterave	Labour	Pois (20kg/ha)/ Féverole (20kg/ha)/ (20kg/ha)/ (20kg/ha)/ (0,8kg/ha)/ (5kg/ha)/ Alexandrie (5kg/ha)	(20kg/ha)/ Blé Orge Moutarde Lentille Trèfle	LIMON EPAIS HYDROMORPHE SUR ARGILE .	LUVISOL TYPIQUE REDOXIQUE LIMONEUX .
AB	8	2019-2020	Triticale	Semis direct	Repousse trèfle/ printemps/ Raygrass spontané	Avoine Vesce/	LIMON MOYENNEMENT EPAIS ET HUMIDE SUR CALCAIRE DUR .	LUVISOL TRONQUE LIMONEUX .
C	3	2019-2020	Betterave	Labour	Avoine(40kg/ha)/ protéagineux(40kg/ha)/ Moutarde(1kg/ha)/ Radis(kg/ha)	Pois Orge	LIMON PLUS OU MOINS SABLEUX SUR GRES	NEOLUVISOL SABLEUX
C	4	2019-2020	Colza d'hiver	TCS	Colza (40grains/m <sup>2</sup> )/ Luzerne(3kg/ha)/ Féverole		LIMON PLUS OU MOINS SABLEUX SUR GRES	NEOLUVISOL SABLEUX
C	6	2019-2020	Maïs	Semis direct	Avoine/ Féverole/ Repousses	Vesce/ Plantain/	Hors Île-de-France	Hors Île-de-France
C	7	2019-2020	Maïs BKC4178	Semis direct	Triticale/ Féverole/	Avoine/ Radis/ Vesce	Hors Île-de-France	Hors Île-de-France
AB	9	2020-2021	Maïs	TCS	Biomax fermier : Féverole/ Pois/ Vesce/ Colza/ Moutarde/ Ray- grass/ Avoine/ Phacélie		LIMON EPAIS HYDROMORPHE SUR ARGILE .	LUVISOL TYPIQUE REDOXIQUE LIMONEUX .
C	10	2020-2021	Betterave avec Strip-till	TCS	50% crucifère (Radis/ Moutarde)/ 15% Ray- grass/ 15% Phacélie/ 10% légumineuse (Vesce, Féverole)/ Quelques Tournesols		LIMON REMANIE,PLUS OU MOINS CAILLOUTEUX SUR ARGILE A MEULIERE	PSEUDO- LUVISOL LIMONEUX
C	11	2020-2021	Betterave avec labour	Labour	Féverole (25kg/ha)/ Vesce (20kg/ha)/ Avoine (20kg/ha)/ Moutarde Abyssinie (1,5kg/ha)/ Radis fourrager (1,5kg/ha)/ Radis chinois (1,5kg/ha)/ Tournesol (1kg/ha)/ Phacélie (1kg/ha)		LIMON REMANIE,PLUS OU MOINS CAILLOUTEUX SUR ARGILE A MEULIERE	PSEUDO- LUVISOL LIMONEUX

<sup>8</sup> C : Agriculture conventionnelle, AB : Agriculture Biologique

### Annexe 3 : informations associées aux « Code essai » des essais de pâturage de couverts végétaux

Agriculture	Code de l'essai	Année de l'essai	Culture de l'essai	de	Gestion du sol	Composition du couvert
AB	15	2019-2020	Blé d'hiver		Semis direct	Repousses spontanées RG et matricaires
AB	16	2019-2020	Triticale		Semis direct	Repousses spontanées
AB	31	2019-2020	Betterave			Moutarde, Phacélie, luzerne, avoine, pois, trèfle, orge, blé, féverole
C	18	2019-2020	Orge printemps	de		Colza/ féverole/ repousses blé
AB	29	2020-2021	Sarrasin		Semis direct	Avoine, vesce, pois, triticale, radis chinois, lentille, cameline, repousses blé et orge de printemps
AB	32	2020-2021	Maïs			Biomax fermier Colza, moutarde, TA, TV, lentille, vesce, pois, féverole, avoine, triticale, orge de printemps, repousses blé, Phacélie : 80kg/ha
AB	33	2020-2021	Betteraves			Biomax fermier Colza, moutarde, TA, TV, lentille, vesce, pois, féverole, avoine, triticale, orge de printemps, repousses blé, Phacélie : 80kg/ha
C	21	2020-2021	Maïs		Semis direct	Avoine 60kg/ha, féverole 60kg/ha, radis 1kg/ha, tournesol 10kg/ha, colza fourrager 1,5kg/ha
C	23	2020-2021	Maïs		Semis direct	Repousses orge de printemps, tournesol 40kg/ha, colza 5kg/ha
C	24	2020-2021	Féverole printemps	de	Semis direct	Tournesol 40kg/ha, Colza fourrager 5kg/ha
C	27	2020-2021	Betteraves		TCS	Sur 10,5ha : 4ha Avoine et pois/ 2,5ha repousses de blé/ 2,2ha de RG/ 1,8ha Moha
C	30	2020-2021	Pois de conserve		TCS	Avoine 35kg/ha, vesce commune 10kg/ha, moutarde d'Abyssinie 1,5kg/ha, radis fourrager 1,5kg/ha, radis chinois 1,5kg/ha, tournesol 1kg/ha, Phacélie 1kg/ha, TA 1kg/ha)
C	17	2018-2019	Colza associé à la féverole	d'hiver de	Semis direct	
C	26	2020-2021	Colza/ Féverole/ Luzerne		Semis direct	
C	28	2020-2021	Colza associé à la féverole		TCS	

## Annexe 4 : informations associées aux « codes essai » des essais de pâturage de cultures d'hiver

Agriculture	Code de l'essai	Année de l'essai	Culture de l'essai	Gestion du sol	Composition du couvert	Stade de culture d'hiver	Stade de pâturage	Hauteur de paille	Nb d'épis	Rendement	Surface foliaire nécrosée	Biomasse	Protéines	PS
AB	12	2018-2019	Blé d'hiver sur couvert vivant trèfle	Semis direct	Trèfle blanc	Epis 1 cm		Oui	Oui	Oui	Non	Non	Non	Non
AB	34	2018-2019	Blé d'hiver					Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
AB	13	2019-2020	Triticale sur couvert vivant trèfle	Semis direct	Trèfle blanc	Avant montaison		Oui	Oui	Oui	Oui	Non	Non	Non
AB	14	2019-2020	Triticale sur couvert vivant trèfle	Semis direct	Trèfle blanc	Tallage		Oui	Oui	Non	Oui	Non	Non	Non
AB	19	2019-2020	Petit épeautre	Labour		Tallage		Oui	Oui	Oui	Oui	Non	Non	Non
AB	35	2019-2020	Blé d'hiver	Actisol				Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
AB	36	2019-2020	Blé d'hiver	Actisol				Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
C	20	2019-2020	Blé d'hiver	Semis direct				Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
C	22	2019-2020	Blé d'hiver	Semis direct				Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
AB	37	2020-2021	Blé d'hiver			Stade 5-6 talles		Non	Non	Non	Non	Oui	Non	Non
AB	38	2020-2021	Blé d'hiver					Non	Non	Non	Non	Oui	Non	Non
AB	39	2020-2021	Blé d'hiver				Pour le pâturage précoce : Stade tallage/ Pour le pâturage tardif : Stade tallage, tout début épi	Non	Non	Non	Non	Oui	Non	Non
C	25	2020-2021	Blé d'hiver	Semis direct				Non	Non	Non	Non	Oui	Non	Non

## Annexe 5 : calcul des reliquats azotés

Les valeurs des reliquats azotés envoyés par Auréa ont été corrigées car :

- Les valeurs de densité apparente utilisée diffèrent au sein des analyses d'un même essai
- Le laboratoire considère que l'azote disponible pour les plantes est la somme de l'azote nitrique présent sur 0-90cm, et de l'azote ammoniacal présent sur 0-40cm, Le modèle STICS ne tenant pas compte de ces hypothèses, il est nécessaire de recalculer les reliquats pour pouvoir valider la méthode de modélisation choisie

Pour les valeurs indiquées comme limite de détection sur les documents d'Auréa, la valeur de cette limite de détection a été retenue lors du traitement des données de reliquats. Cette limite de détection était indiquée comme : « < 0,5 mg.kg<sup>-1</sup> », La valeur 0,5 mg.kg<sup>-1</sup> a donc été retenue.

Le calcul des quantités d'azote pour les différentes épaisseurs de sol (0-30, 30-60, 60-90) a été réalisé de la manière suivante : la valeur du reliquat azoté (kgN/ha) est obtenue en multipliant la quantité d'azote présent dans les échantillons (exprimées en mg de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) par le volume de sol.

$$QN = e \times DA \times S \times T \times 1e - 6$$

Avec :

- QN : reliquat azoté (kgN/ha)
- e : épaisseur de l'horizon considéré (m)
- DA : densité apparente de l'horizon considéré (kg/m<sup>3</sup>)
- S : surface d'un hectare (m<sup>2</sup>)
- T : teneur en azote de l'échantillon de sol (mg/kg)
- La conversion 1<sup>e</sup>-6 permet de passer des mg/kg au kg/kg d'azote

La densité apparente est déterminée à partir des résultats des analyses granulométriques et de l'analyse de terre réalisées pour chaque essai. La fonction de pedo-transfert développée par (Keller and Håkansson, 2010) et calibrée sur une base de données de sols français (Cousin et al., 2018) est utilisée pour déterminer la densité apparente du sol de la première couche (0-30cm). Cette fonction de pedo-transfert tient compte de la teneur en argile, limon, sable et matière organique. Cette fonction est adaptée aussi bien pour une estimation en profondeur qu'en surface. Compte tenu que l'analyse de terre a été réalisées sur l'épaisseur de sol 0-25 cm et que les reliquats sont réalisées par tranche de 30cm, la densité apparente utilisée pour calculer le stock d'azote dans la couche 0-30cm est celle calculée d'après la formule adaptée aux sol français proposée par Cousin et al (2018). Pour les couches de sol 30-60cm et 60-90 cm, la granulométrie et la teneur en matière organique n'étant pas connues, il n'est pas possible d'utiliser la même formule que précédemment. Aussi, les valeurs de densités apparentes retenues pour les couches 30-60cm et 60-90cm sont respectivement de 1500 kg/m<sup>3</sup> et 1600 kg/m<sup>3</sup>.

## Annexe 6 : méta-analyse

Trois familles de modèles peuvent être utilisées : les modèles à effets fixes (*fixed-effects model*) n'introduisent pas d'incertitude et considèrent que l'échantillon de données utilisé comporte l'ensemble des résultats observables. Les modèles à effets aléatoires (*random-effects model*) et ceux à effets mixtes (*mixed-effects model*) considèrent que les données utilisées ne représentent qu'un échantillon de ce qui est observable et introduisent donc une hétérogénéité dans le résultat de l'effet moyen (Viechtbauer, 2010). Le résultat obtenu est donc considéré comme valable pour des expérimentations similaires qui seraient réalisées dans le futur. Les modèles à effets aléatoires considèrent cette hétérogénéité comme totalement aléatoire. Ceux à effets mixtes incluent plusieurs variables explicatives de cette hétérogénéité (Viechtbauer, 2010). Le modèle à effet aléatoire s'écrit :  $\theta_i = \mu + u_i$  avec  $\theta_i$  l'effet réel qui suit une loi normale (hypothèse) de moyenne  $\mu$  et de variance  $\tau^2$ ,  $\mu$  l'effet réel moyen et  $u_i \sim N(0, \tau^2)$ . L'hétérogénéité totale est notée  $\tau^2$ . L'objectif des calculs de méta-analyse est de déterminer les valeurs de  $\mu$  et de  $\tau^2$  (Viechtbauer, 2010). Le nombre de mesure, l'écart type et la moyenne des mesures réalisées dans les blocs pâturé et témoin sont respectivement notés : np, sdp, meanp, nt, sdt et meant. La différence des moyennes (MD : Mean Difference) et le ratio des moyennes (RoM : Ratio of means) sont calculés.

$$MD = meanp - meant$$

$$RoM = \ln\left(\frac{meanp}{meant}\right)$$

La calibration du modèle à effets aléatoires se fait en trois étapes : l'hétérogénéité totale  $\tau^2$  est tout d'abord calculée avec l'estimateur par défaut « Restricted maximum-likelihood estimator (REML). Puis, la valeur de l'effet réel est calculée en pondérant les valeurs des effets réels de chaque essai par l'inverse de leur variance en tenant compte de la valeur de l'hétérogénéité  $\tau^2$  calculée précédemment (Viechtbauer, 2010) :

$$\mu = \frac{\sum_i w_i d_i}{\sum_i w_i}$$

$$\text{Avec } w_i = \frac{1}{(V + \tau^2)}$$

Les variances sont calculées différemment pour le MD et le RoM d'après les formules proposées par Borenstein et al (2009) :

$$MD : V = \frac{sdp^2}{np} + \frac{sdt^2}{nt}$$

$$RoM : V_{lnR} = S_{pooled}^2 \left( \frac{1}{np \times sdp^2} + \frac{1}{nt \times sdt^2} \right) \text{ avec } S_{pooled} = \sqrt{\frac{(np-1) \times sdp^2 + (nt-1) \times sdt^2}{np + nt - 2}}$$

Finalement, l'intervalle de confiance  $u_i$  de l'effet réel  $\mu$  peut être calculé sous l'hypothèse de normalité.

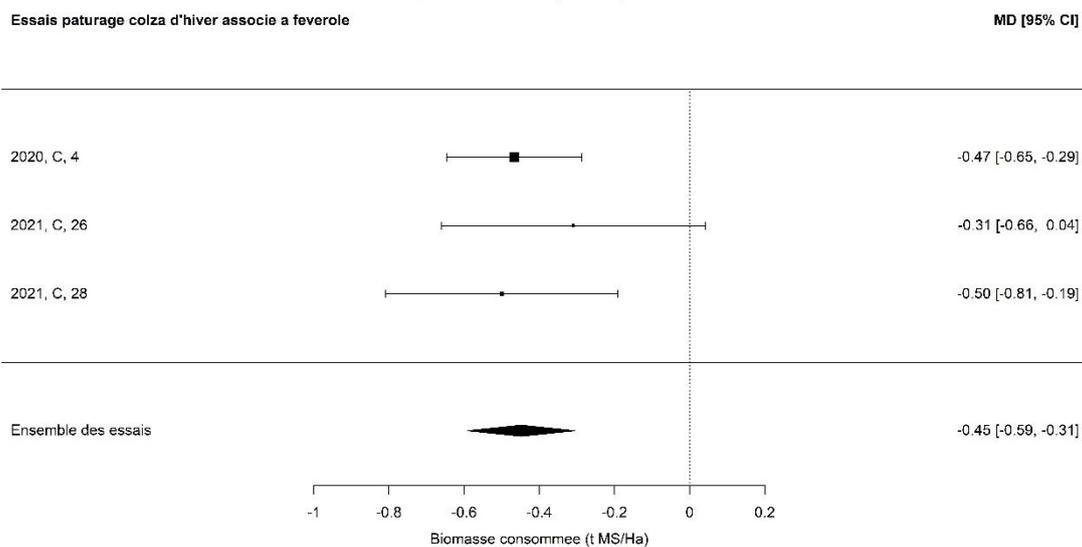
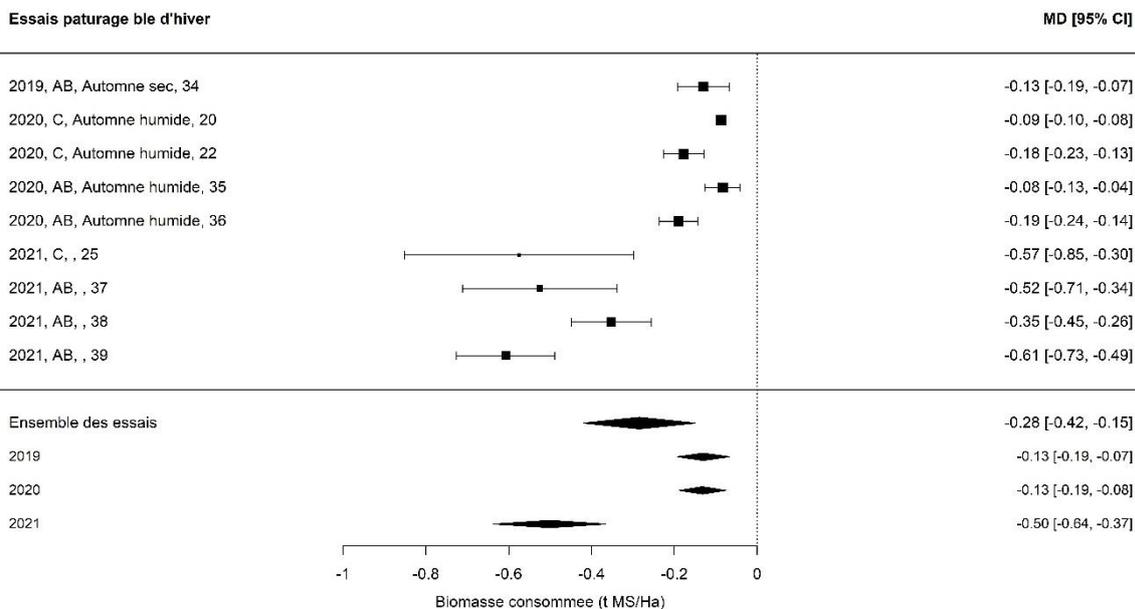
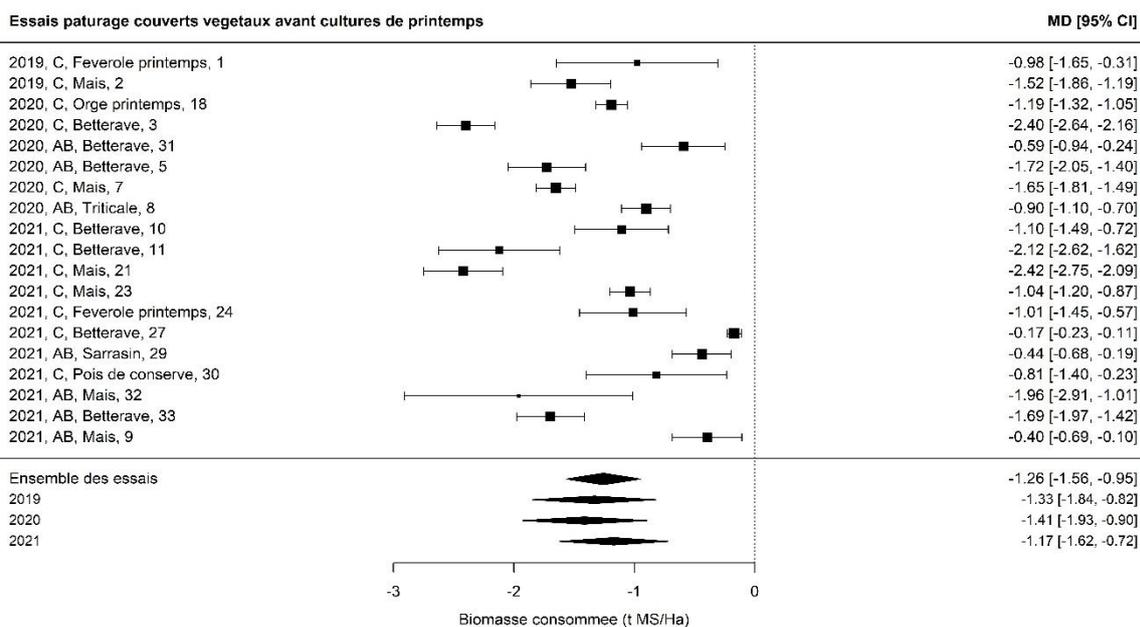
Les clés de lecture des diagrammes en forêt sont (Maison, 2010; Viechtbauer, 2010) : le losange et les carrés représentent respectivement l'effet global et les effets de chacun des essais. L'intervalle de confiance de l'effet global est représenté par les deux extrémités du losange. Celui des essais par les barres autour du carré de l'effet moyen. La taille des carrés des essais individuels est proportionnelle au poids de chacun des essais dans le calcul de l'effet global : plus le carré est grand, plus sa variance est faible et plus son poids est important dans le calcul de l'effet global représenté par le losange (Annexe 6). Si l'intervalle de confiance de l'effet global ou des essais individuels croisent le trait vertical en pointillés, alors l'effet n'est pas statistiquement significatif.

## Annexe 7 : paramètres statistiques des méta-analyses réalisées

Nature des méta-analyses	Calcul méta-analyse	Nombre observations		REML			Test d'hétérogénéité	Résultats du modèle	
		Témoin	Pâturé	Tau <sup>2</sup> (Hétérogénéité totale estimée)	I <sup>2</sup> (Estimation de la part de la variabilité totale qui peut être attribué à l'hétérogénéité parmi l'effet réel) (%)	H <sup>2</sup> (Ratio variabilité totale/ variabilité liée aux prélèvements/ échantillonnage)		p-val (Si significatif alors l y a une grande hétérogénéité dans l'effet réel)	Effet réel
<b>Biomasse couvert végétaux consommée</b>	Différence moyenne	87	87	0,4266	97,27	36,64	< 0,0001	-1,26	< 0,0001
<b>Biomasse blé d'hiver consommée</b>	Différence moyenne	35	35	0,0392	98,49%	66,41	< 0,0001	-0,28	< 0,0001
<b>Biomasses colza d'hiver consommée</b>	Différence moyenne	11	11	0,00	0,00%	1,00	0,69	-0,45	< 0,0001
<b>Hauteur de paille</b>	Différence moyenne	472	442	6,9350	91,54%	11,81	< 0,0001	-2,53	0,0086
<b>Rendement cultures après couverts végétaux</b>	Log ratio	52	52	0	0,00%	1,00	0,90	0,07	0,0322
<b>Rendement céréales d'hiver</b>	Log ratio	86	80	0,0297	92,78%	13,85	< 0,0001	- 0,058	0,4115
<b>Effet sur la septoriose</b>	Log ratio	560	520	0,42	88,58%	8,76	< 0,0001	-0,78	0,0008
<b>Nombre des épis/ m<sup>2</sup></b>	Différence moyenne	96	91	1048,41	86,61%	7,47	< 0,0001	-9,87	0,4219
<b>Poids spécifique</b>	Différence moyenne	31	26	0,21	79,68%	4,92	0,0027	-	0,9927
<b>Protéine</b>	Différence moyenne	31	26	0,48	93,51%	15,42	< 0,0001	-	0,2168
								0,4030	

Les valeurs I<sup>2</sup>, Tau<sup>2</sup> et H<sup>2</sup> sont d'autant plus imprécises que la taille de l'échantillon de données est petite (Viechtbauer, 2010).

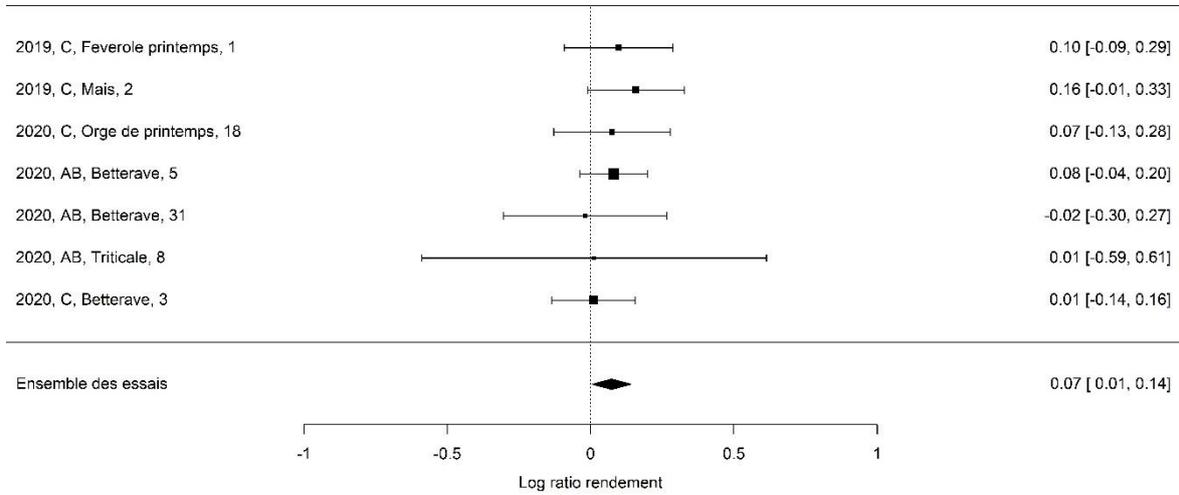
## Annexe 8 : Figures de méta-analyses des biomasses



## Annexe 9 : Figures de méta-analyses des rendements

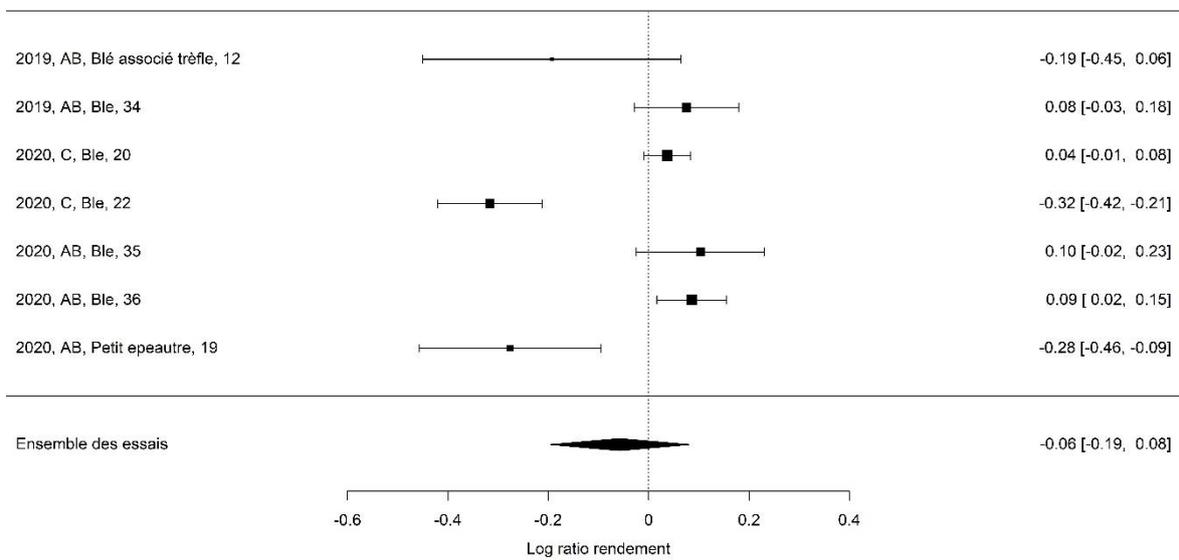
Effet du pâturage de couverts végétaux sur le rendement

Log[RoM] [95% CI]



Effet du pâturage des céréales d'hiver sur le rendement

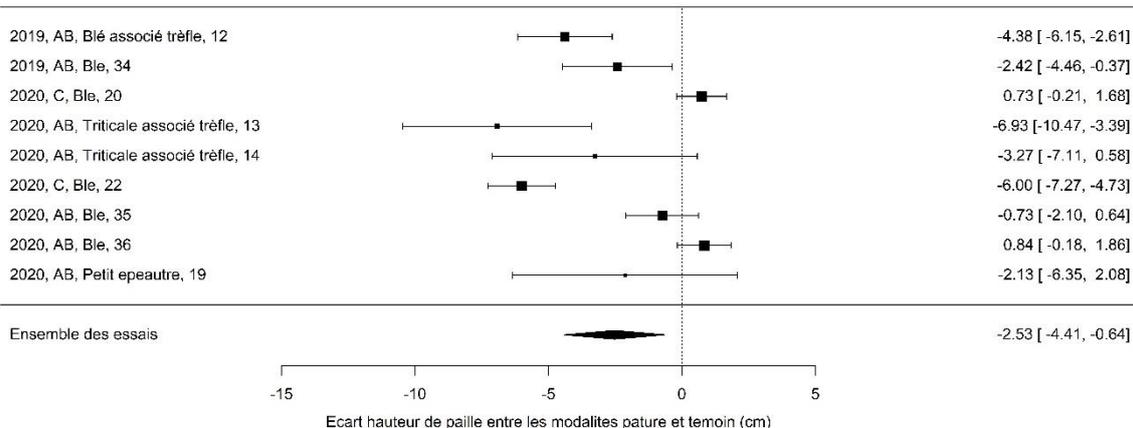
Log[RoM] [95% CI]



## Annexe 10 : Autres figures de méta-analyse

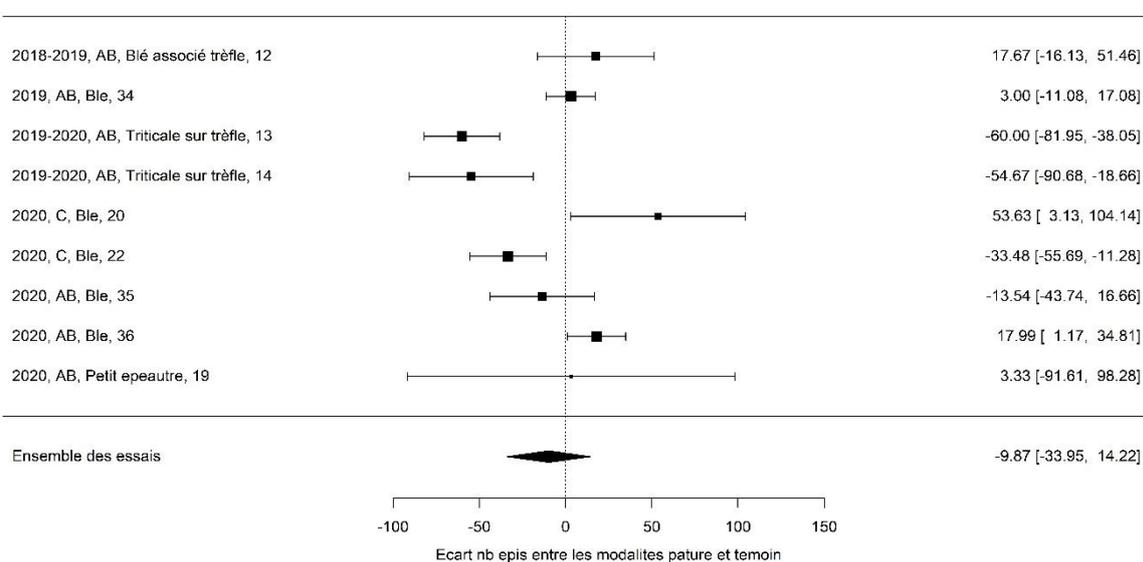
Effet du pâturage sur la hauteur de paille à la floraison

MD [95% CI]



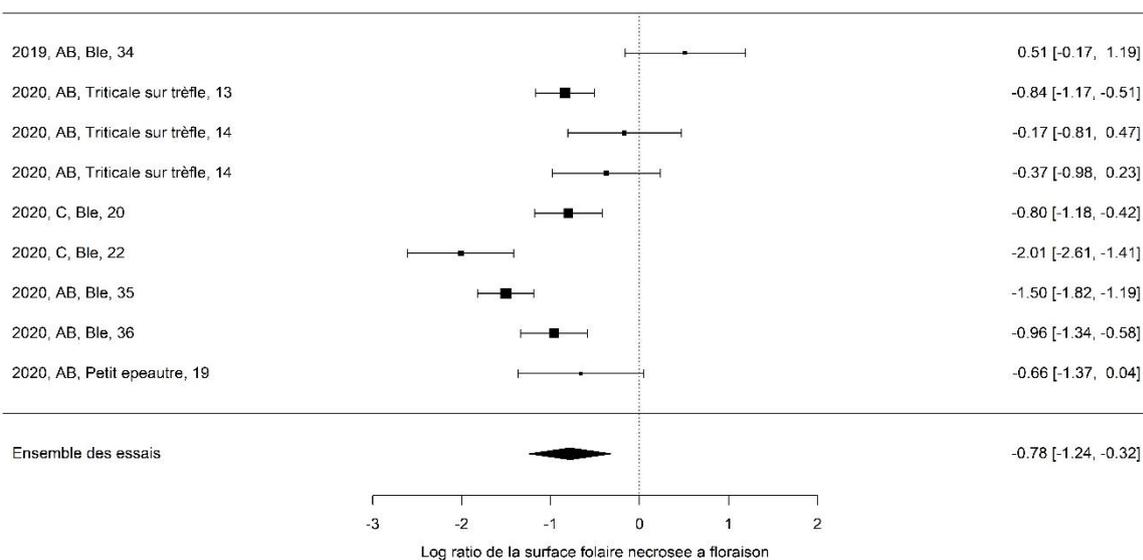
Effet du pâturage sur le nombre d'epis au m2

MD [95% CI]



Effet du pâturage sur la septoriose

Log[RoM] [95% CI]



## **Annexe 11 : Revue de littérature sur le pâturage des céréales d'hiver et le colza d'hiver**

Dans leur revue, Harrison et al (2012) reprennent les résultats de 270 expériences de pâturage de céréales d'hiver. Ils montrent que la défoliation des céréales réduit leurs rendements de 7% avec un écart-type de 25%. Redmon et al (1995) soulignent que le rendement des variétés de blés modernes, plus courtes, semble être plus sensible à la réduction de la biomasse par pâturage en comparaison aux blés anciens. En effet, une surface foliaire maximale au moment de la floraison maximise le rendement de ces variétés (Redmon et al., 1995). Les pertes de rendement ne sont donc pas liées à une diminution des capacités racinaires à extraire l'eau et les nutriments mais à une diminution de l'activité photosynthétique (Bell et al., 2015). Contrairement aux blés modernes, les blés anciens produisent plus lorsqu'ils sont pâturés : la réduction de la biomasse par pâturage permet de réduire la hauteur de paille et donc la verse à laquelle ces variétés sont sensibles (Redmon et al., 1995). Cette diminution de la hauteur de paille s'accompagne d'une augmentation du poids spécifique (Redmon et al., 1995). La vigueur avec laquelle la végétation repousse après le pâturage influe également sur le rendement final de la récolte : le blé doit être en mesure de reconstituer suffisamment de capacité photosynthétique avant l'étape clef de la floraison (Redmon et al., 1995). Des températures trop faibles pendant l'hiver qui surviennent à la suite du pâturage, et qui ne permettent pas une repousse vigoureuse du blé, sont dommageables pour le rendement (Harrison et al., 2012).

Le date de semis de la céréale à pâturer doit être avancée de deux à quatre semaines pour permettre une production de biomasse supérieure et un meilleur enracinement qui permet de réduire le risque de déchaussage par piétinement (Harrison et al., 2012). Un semis précoce expose le blé à diverses maladies : jaunisse nanisante de l'orge propagée par les pucerons et le virus de la mosaïque striée du blé transmis par un champignon du sol. L'incidence de ces maladies n'est pas liée à la pratique du pâturage mais à l'état sanitaire des cultures et des adventices présentes dans la parcelle les années précédentes (Dove and Kirkegaard, 2014). La diminution du rendement d'une céréale semée précocement mais non pâturée peut atteindre 14% (Harrison et al., 2012). Les variétés anciennes semblent être plus adaptées à un semis précoce dans un sol avec les premiers centimètres desséchés (Redmon et al., 1995) : en effet, la longueur de leurs coléoptiles est supérieures à celle des variétés modernes et il est donc possible de les semer à une profondeur plus grande avec un taux de perte à la levée plus faible (Redmon et al., 1995). La densité de semis ne doit pas être modifiée : son augmentation accroît la production de biomasse dans un premier temps mais aussi la pression des maladies, le risque de verse et l'impact de la contrainte hydrique à la floraison dans un second temps. Contrairement au double pâturage (précoce + tardif), un pâturage unique de la végétation au ras du sol n'impacte pas négativement le rendement de la céréale (Harrison et al., 2012). La condition centrale à respecter pour ne pas pénaliser le rendement de la céréale avec le pâturage est de sortir les animaux avant le stade GS30 (début montaison) (Zadoks et al., 1974; Redmon et al., 1995; Dove and Kirkegaard, 2014; Harrison et al., 2012). Pour chaque jour de pâturage au-delà de ce stade, le rendement est réduit de 83kg/ha puisque les animaux consomment les méristèmes apicaux, qui sont les futurs épis (Harrison et al., 2012). Les diminutions de rendement qui peuvent être observées avec un pâturage réalisé avant le stade GS30 sont liées à un pâturage réalisé dans de mauvaises conditions : le sol doit être portant au moment du pâturage (Redmon et al., 1995).

La défoliation de la céréale induite par le pâturage permet de réduire la transpiration de la culture. Lors des printemps secs, cela est particulièrement bénéfique car l'eau du sol est conservée jusqu'aux stades clefs de la floraison et du remplissage des grains (Redmon et al., 1995; Harrison et al., 2012). La conversion de l'eau du sol en rendement par la céréale est la plus élevée au moment de la floraison (Harrison et al., 2012). Lorsque la céréale est pâturée, l'efficacité d'utilisation de l'eau pour le grain est 26% plus élevée. Le décalage phénologique induit par le pâturage varie de 1 à 11 jours (Harrison et al., 2012). Ce retard est compensé par l'augmentation de la température de la canopée de 6-7°C qui permet d'avoir un taux de croissance i.e. une accumulation des degrés-jours entre la fin du

pâturage et la floraison plus grande que pour un blé non pâturé (Bell et al., 2015). Le retard à la floraison peut être bénéfique lors des épisodes de gels tardifs (Redmon et al., 1995; Harrison et al., 2012; Dove and Kirkegaard, 2014; Bell et al., 2015) mais également négatif si des températures trop élevées accompagnées d'une faible pluviométrie sont rencontrées sur la fin de cycle avec des problèmes de pollinisation, une réduction de la durée du remplissage des grains et une accélération de la maturation (Harrison et al., 2012). Le pâturage permet également de réduire la hauteur de paille à floraison (Harrison et al., 2012; Bell et al., 2015) et de réduire l'incidence de certaines maladies foliaires lors des années humides (Harrison et al., 2012)

Le rendement de la culture de colza pâturé est plus sensible à la défoliation que les céréales d'hiver car le méristème apical est au-dessus du sol avant l'élongation et est plus susceptible d'être consommé au cours du pâturage. (Dove and Kirkegaard, 2014). Le pâturage réduit la hauteur de la plante et retarde la floraison de 0 à 3 et 4 jours si le pâturage a respectivement lieu aux stade bourgeon non visible et bourgeon visible mais pas d'élongation. (Kirkegaard et al., 2008). Le choix de variétés aptes au pâturage qui sont vigoureuses, produisent beaucoup de biomasse précocement, sont capables de compenser après le pâturage et sont résistantes à *Leptosphaeria maculans* est nécessaire. Ce champignon est responsable de la nécrose du collet des crucifères et le pâturage augmente son incidence (Kirkegaard et al., 2008). La croissance des racines de colza cesse immédiatement après le pâturage : les réserves stockées dans ces racines servent à produire de nouvelles feuilles (Bell et al., 2015).

## Annexe 12 : méthode de pondération par l'inverse de la distance

La méthode de pondération par la distance inverse attribue un poids d'autant plus fort à une station qu'elle est proche du point à interpoler. Ces poids attribués à chacune des stations sont normalisés de telle sorte à ce que leurs sommes soient égales à 1 (Ly et al., 2013).

$$u(x) = \frac{\sum_{k=0}^n w_k(x) u_k}{\sum_{k=0}^n w_k(x)}$$

$$w_k(x) = \frac{1}{d(x, x_k)^p}$$

x : point à interpoler  
x<sub>k</sub> : point d'interpolation connu  
u<sub>k</sub> : la valeur de fonction u au point x<sub>k</sub>  
d : distance entre le point d'interpolation x<sub>k</sub> et celui à interpoler x  
n : nombre total de points connus utilisés  
p ; nombre positif réel appelé paramètre de puissance

Les plus grandes valeurs de p donnent une influence plus grande aux valeurs les plus proches du point interpolé. Pour 0 < p < 1, en u(x), observation des sommets lissés autour du point d'interpolation x<sub>k</sub>. Pour p > 1, le pic devient plus pointu. Le choix de p dépend donc du degré de lissage désiré pour l'interpolation.

- Points positifs :
  - o Dans leur revue de littérature sur l'interpolation des pluies, Ly et al (2013) concluent que la méthode déterministe de la pondération inverse à la distance produit des résultats similaires à ceux obtenus avec les méthodes géostatistiques, et ce pour une interpolation de pluies aux pas de temps journaliers. Ce n'est plus le cas lorsqu'il s'agit d'interpolation au pas de temps mensuel ou annuel.
  - o Le fait que l'altitude ne soit pas prise en compte ne dégrade pas les résultats d'après (Hartkamp et al., 1999)
- Points défavorables :
  - o Le choix arbitraire des stations fait par l'utilisateur pour réaliser l'interpolation introduit une incertitude qui n'est pas quantifiable (Ly et al., 2013).
  - o Le réseau de pluviomètre utilisé doit être assez dense (Ly et al., 2013).
  - o Hartkamp et al (1999) souligne qu'il y a un effet « bulle » autour des stations retenues pour la réalisation de l'interpolation.

Au-delà de ces points favorables et défavorables, il faut garder à l'esprit que le facteur le plus important qui influe sur la qualité des résultats renvoyés par la méthode choisie est la résolution spatiale et temporelle du réseau. Plus ce réseau est dense et homogène dans l'espace, et plus les différentes méthodes d'interpolation tendront vers le même résultat (Hartkamp et al., 1999).

## Annexe 13 : caractéristiques des stations météorologiques utilisées et distances entre les stations et les parcelles étudiées pour la réalisation de la méthode d'interpolation IDW

Caractéristiques des stations météorologiques utilisées							Distance à la station (km) pour les différents essais codés de 1 à 11,							
Commune	Lieu-dit	Altitude (m)	Longitude WGS84	Latitude WGS84	Date de mise en service	Statut	1 et 2	3 et 4	5	6	7	8	9	10 et 11
FAGNIERES	LA PETITE PLANE	102	4,31	48,95	01/07/1985	INRAE en service	0	0	0	0	0	0	0	106,9
VERSAILLES	LA LANTERNE	118	2,09	48,80	15/02/2001	INRAE en service	48	70,7	15,5	90,5	89	50	15	63,1
MONS-EN-CHAUSSEE	AERODROME	85	3,03	49,87	01/12/1985	INRAE en service	0	0	0	0	0	0	0	92,3
THIVERVAL-GRIGNON	LES CENTS ARPENTS	125	1,95	48,84	06/05/1992	INRAE en service	57,5	79	17,5	97,5	96	55,5	19	70
ORLEANS	INRA	103	1,91	47,83	18/10/2010	INRAE en service	83	66	95	47,5	46,5	63	95	0
GIF-SUR-YVETTE	LE MOULON	157	2,15	48,71	01/12/2019	INRAE en service	37,3	60	12,5	79,5	78	39	9,3	64,5
BRICY (ORLEANS)	BASE AERIENNE	125	1,77	47,98	12/10/1937	Météo France en service	75,5	64,5	79,5	52	50	52,5	80	0
FONTAINE-LES-CLERCS	SAINT-QUENTIN	98	3,20	49,82	01/03/1933	Météo France en service	0	0	0	0	0	0	0	88,7
TRAPPES	RUE TEISSERENC DE BORT	167	2,01	48,77	01/09/1904	Météo France en service	49,5	70	10,2	89,2	87,7	47,3	10,7	70,3
PRUNAY (REIMS-PRUNAY)	AERODROME	95	4,15	49,16	07/05/2012	Météo France en service	0	0	0	0	0	0	0	0
CHAMPHOL	BASE AERIENNE	155	1,50	48,47	01/07/1923	Météo France en service	0	0	0	0	0	0	0	94,5
<b>Longitude du point d'interpolation WGS84</b>							2,49	2,55	1,99	2,47	2,44	2,19	2,04	2,86
<b>Latitude du point d'interpolation WGS84</b>							48,46	48,24	48,68	48,03	48,04	48,36	48,68	49,05

## Annexe 14 : localisations et états des stations météorologiques utilisées<sup>9</sup>

Commune	Lieu-dit	Altitude (m)	Longitude WGS84	Latitude WGS84	Date de mise en service	Statut
FAGNIERES	LA PETITE PLANE	102	4,31	48,95	01/07/1985	INRAE en service
VERSAILLES	LA LANTERNE	118	2,09	48,80	15/02/2001	INRAE en service
MONS-EN-CHAUSSEE	AERODROME	85	3,03	49,87	01/12/1985	INRAE en service
THIVERVAL-GRIGNON	LES CENTS ARPENTS	125	1,95	48,84	06/05/1992	INRAE en service
ORLEANS	INRA	103	1,91	47,83	18/10/2010	INRAE en service
GIF-SUR-YVETTE	LE MOULON	157	2,15	48,71	01/12/2019	INRAE en service
BRICY (ORLEANS)	BASE AERIENNE	125	1,77	47,98	12/10/1937	Météo France en service
FONTAINE-LES-CLERCS	SAINT-QUENTIN	98	3,20	49,82	01/03/1933	Météo France en service
TRAPPES	RUE TEISSERENC DE BORT	167	2,01	48,77	01/09/1904	Météo France en service
PRUNAY (REIMS-PRUNAY)	AERODROME	95	4,15	49,16	07/05/2012	Météo France en service
CHAMPHOL	BASE AERIENNE	155	1,50	48,47	01/07/1923	Météo France en service

## Annexe 15 : distances (km) entre les stations et les parcelles utilisées pour la méthode d'interpolation d'IDW des variables climatiques

Commune des stations météorologiques	Distances entre les stations et les parcelles d'essai								
FAGNIERES	0	0	0	0	0	0	0	0	106,9
VERSAILLES	48	70,7	15,5	90,5	89	50	15	63,1	
MONS-EN-CHAUSSEE	0	0	0	0	0	0	0	92,3	
THIVERVAL-GRIGNON	57,5	79	17,5	97,5	96	55,5	19	70	
ORLEANS	83	66	95	47,5	46,5	63	95	0	
GIF-SUR-YVETTE	37,3	60	12,5	79,5	78	39	9,3	64,5	
BRICY (ORLEANS)	75,5	64,5	79,5	52	50	52,5	80	0	
FONTAINE-LES-CLERCS	0	0	0	0	0	0	0	88,7	
TRAPPES	49,5	70	10,2	89,2	87,7	47,3	10,7	70,3	
PRUNAY (REIMS-PRUNAY)	0	0	0	0	0	0	0	0	
CHAMPHOL	0	0	0	0	0	0	0	94,5	
<b>Longitude du point d'interpolation WGS84</b>	2,49	2,55	1,99	2,47	2,44	2,19	2,04	2,86	
<b>Latitude du point d'interpolation WGS84</b>	48,46	48,24	48,68	48,03	48,04	48,36	48,68	49,05	
<b>Code essai</b>	1 et 2	3 et 4	5	6	7	8	9	10 et 11	

<sup>9</sup> Les chroniques utilisées étaient très complètes sauf pour la station de Prunay (Reims) : entre le 17 et le 29 janvier 2018, aucune observation sur les sept variables demandées n'est disponible. La valeur moyenne des observations réalisées aux mêmes dates les autres années, de 2013 à 2021, est utilisée pour combler la chronique. Les observations manquantes des autres chroniques, qui sont peu nombreuses, sont comblées avec la valeur moyenne des quatorze jours qui les précèdent et les suivent.

## Annexe 16 : caractéristiques des sols et des paramètres climatiques utilisés pour les modélisations avec le modèle AMG

	T*	P*	PET*	P-ETP	Profondeur prélèvement	Argile	Limon	Sable	CaCO <sub>3</sub>	pH eau	C <sub>organique</sub> /N <sub>total</sub>	Initial SOC content	DA	Piérosité	Initial SOC stock	N° Essai
Sol\ Unité	°C	mm/an	mm/an	mm/an	cm	g kg <sup>-1</sup>	g kg <sup>-1</sup>	g kg <sup>-1</sup>	g kg <sup>-1</sup>			g kg <sup>-1</sup>	g cm <sup>-3</sup>	%	t C ha <sup>-1</sup>	
<b>Limon</b>	11,3	684	766	-82	25	112	810	6	2	7,5	10	10,2	1,43	0	36,5	9
<b>Limon argileux</b>	11,3	684	766	-82	25	243	634	81	22	8,2	10	11,7	1,44	0	42,3	4
<b>Argilo-calcaire profond</b>	11,3	684	766	-82	25	261	115	103	492	8,5	10	16,6	1,45	0	60,3	6
<b>Argilo-calcaire moyen</b>	11,3	684	766	-82	25	497	126	59	294	8,3	10	13,4	1,47	0	49,2	20
<b>Argile</b>	11,3	684	766	-82	25	647	217	79	36	8,3	10	12,6	1,48	0	46,5	22
<b>Limon agriculture conventionnelle</b>	11,3	684	766	-82	30	146	780	57	< 0,1	7,4	10	9,2	1,44	0	39,7	10
<b>Limon agriculture biologique</b>	11,3	684	766	-82	25	112	810	60	2	7,5	10	10,2	1,44	0	36,5	9

\* : T = Température, P = Pluviométrie, ETP = Evapotranspiration potentielle. Données climatiques issues de la station Météo France de Trappes.

La densité apparente indiquée est calculée à partir de la fonction de pedo-transfert proposée par Cousin et al (2018). Les autres données sont issues des résultats des analyses de terre réalisées par le laboratoire Auréa. Le ratio C<sub>organique</sub>/N<sub>total</sub> du sol n'a pas été estimé par l'analyse de terre. Une valeur par défaut égale à 10 est donc prise car le ratio C/N du sol € [9,5, 10,5] sur dire d'expert. Le stock de carbone initial du sol est calculé d'après la formule indiquée dans l'article de Clivot et al (2019) :

$$QC(z) = C \cdot z \cdot BD(1 - R_f) \cdot 10$$

- QC(z) : stock de carbone en t C/ha sur la profondeur z (m)
- C : teneur en carbone organique du sol (g C/kg)
- BD : densité apparente de la terre fine (g/cm<sup>3</sup>)
- R<sub>f</sub> : volume des fragments de pierre (> 2mm)

## Annexe 17 : caractéristiques des PRO

Produit résiduaire organique	Source	Compost de déchets verts	Fumier bovin	Fumier ovin	Fientes volaille séchées	Digestat cive	Fèces moutons***
Teneur en C organique sur produit brut (%) <sup>2</sup>	(Benoît et al., 2014)	12	8,25	12,5*	23,8	2*	9,6
ISMO (%)	(Levavasseur et al., 2020)	82	64	54	41	48*	54,9
C organique/N organique	(Benoît et al., 2014)	13,5	12,5	12,5**	8	-	9,2
Teneur en MS (% de produit brut)	(Benoît et al., 2014)	56,6	21,1	30,3	71,1	-	27,2

\*Valeur obtenue sur dire d'expert, \*\*Valeur par défaut prise égale à celle du fumier bovin, \*\*\* Données issues de l'analyse des fèces d'ovins collectées sur l'essai 9

<sup>2</sup> Valeurs calculées en divisant par deux les données des teneurs de matières organiques présentées dans Benoît et al (2014).

La quantité d'azote minéral présent dans ces différents PRO est considérée comme étant nulle. L'intégralité de l'azote est considérée comme étant sous forme organique. Les volumes de digestat à apporter sur les différentes cultures sont calculés avec la formule ci-dessous à partir des niveaux de fertilisation retenus pour chaque culture.

$$V = \frac{P \times N}{\%N \times d \times 1000}$$

V : volume de digestat à apporter (m<sup>3</sup>)

P : fraction de la quantité d'azote totale apportée sous forme de digestat (-)

N : quantité d'azote totale à apporter (kgN/ha)

%N : teneur en azote du digestat (%)

d : densité du digestat (-)

Tableau 8 : caractéristiques du digestat de méthanisation de CIVE. Valeurs obtenues sur « dire d'expert »

<b>ISMO (%)</b>	48
<b>Teneur carbone organique (%)</b>	2
<b>Teneur azote (%)</b>	0,5
<b>Part N-NH<sub>4</sub> (%)</b>	60
<b>Densité</b>	1

Les paramètres de minéralisation des fientes et des bouses (extraites à partir des données de Sørensen and Jensen (1995)) utilisables dans le modèle STICS (modèle à un compartiment) sont :

Paramètres de minéralisation STICS	Bouses	Fientes de volailles
<b>Cr0</b>	1	1
<b>Kres = akres</b>	0,0809	0,059
<b>bkres</b>	0	0
<b>Kbio</b>	0,0076	0,076
<b>Yres</b>	0,8	0,58
<b>Hres</b>	0,73	0,9
<b>ahres</b>	0,27	0,1
<b>bhres</b>	0	0
<b>CNbio = awb = cwb</b>	11,5	7,9
<b>bwb</b>	0	0

## Annexe 18 : minéralisation C et N fèces d'ovins

Sørensen and Jensen (1995) ont étudiés la minéralisation des fèces d'ovins avec des échantillons de sol contenant des teneur en argile différentes. Un limon sableux a été prélevé sur la profondeur de l'horizon labouré dans une parcelle qui n'a reçu aucun fumier depuis 10 ans. La fraction granulométrique de cet échantillon est : 16.4% d'argile, 13.8% de limons, 45% de sables fins, 22% de sables grossiers, 0.18% N-Total, 1.6% de C-Total, un pH de 8, une CEC de 0.19mEq/g et une saturation des bases (égale à la somme des bases échangeables/ CEC) à 96%. Plusieurs incubations avec des fractions granulométriques différentes (le sol a été mélangé avec un sable de quartz : 1.4% d'argile, 0.5% de limons, 6.8% de sables fins et 91% de sables grossiers) ont été réalisées par les auteurs. Celle avec 100% de sol a été retenue pour notre étude.

Les bouses utilisées ont été collectées chez un mouton male adulte nourri avec du raygrass, teneur en azote de 2.17%, pendant 5 jours consécutifs puis congelées à -18°C. Au cours du stockage, il n'y a eu aucune perte sur l'azote mais 9% de perte sur le carbone.

Tableau 9 : composition chimiques des bouses fraîches utilisées pour l'incubation (Sørensen and Jensen, 1995)

<b>Total N (% poids sec)</b>	3.23
<b>Total C (% poids sec)</b>	46.5
<b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (% poids sec)</b>	0.068
<b>N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (% poids sec)</b>	ND
<b>C<sub>organique</sub>/N<sub>organique</sub></b>	14.4
<b>pH eau</b>	7.2

Le sol subit une pré-incubation de 14 jours. Pour le préparer, 50 grammes de sol sec sont prélevés et placés dans des bouteilles en polyéthylène de 250ml. Puis de l'eau distillée est ajoutée pour maintenir l'humidité à 55% de la capacité au champ qui vaut 0,43g/g pour l'échantillon à 100% de sol. Les sols pré-incubés sont ensuite utilisés pour réaliser les traitements suivants : un témoin sans amendement et une incubation des bouses qui ont été séchées à la sortie de la congélation. Les sols sont incubés à 20°C dans des chambres noires avec une humidité de l'air maintenue constante.

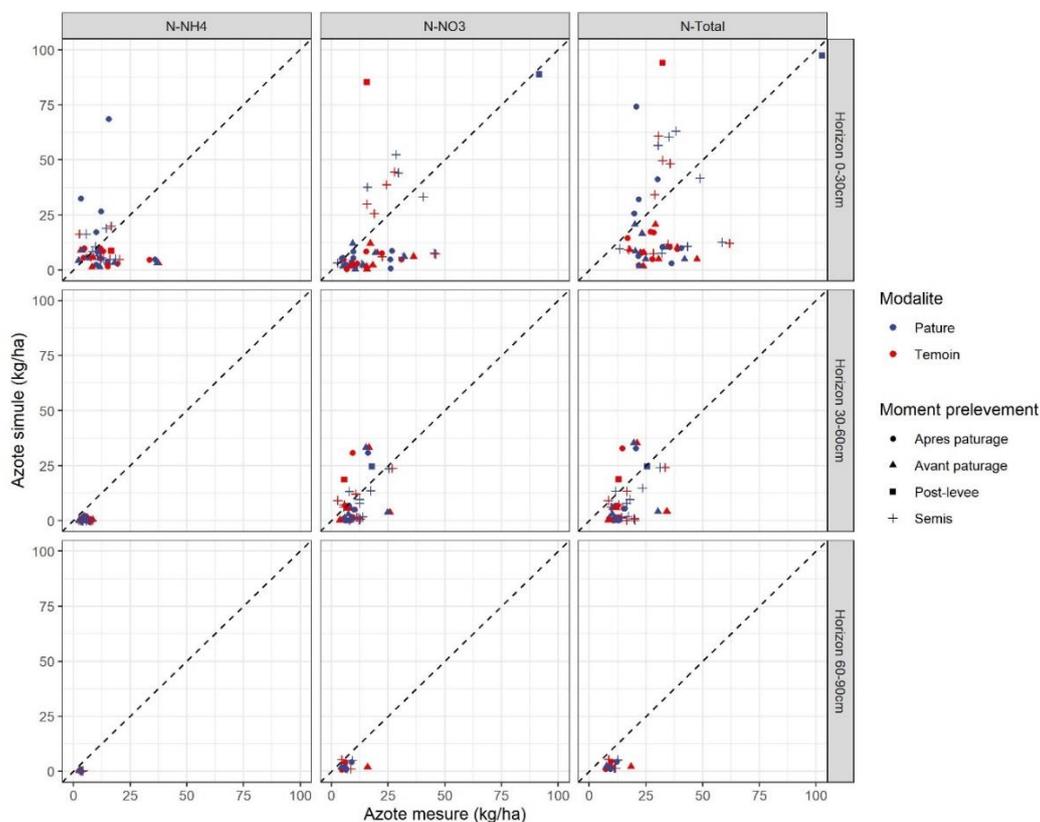
Les résultats présentés en Figure 15 sont égales au ratio entre la minéralisation cumulée du CO<sub>2</sub> ( $\mu\text{g CO}_2/\text{g}_{\text{sol}}$ ) et la quantité de carbone initiale dans les bouses ( $864 \mu\text{g CO}_2/\text{g}_{\text{sol}}$ ) pour le carbone ; et le ratio entre la minéralisation nette de l'azote ( $\mu\text{g inorganic N}/\text{g}_{\text{sol}}$ ) et la quantité d'azote présente au début de l'incubation ( $60 \mu\text{g N}/\text{g}_{\text{sol}}$  de bouses) pour l'azote.

Les incubations de Sørensen and Jensen (1995) réalisées avec des sols de classes granulométriques différentes ont permis de mettre en évidence que la minéralisation du carbone est d'autant plus importante que la texture du sol est pauvre en argile. Cela s'explique par l'effet « protecteur » de l'argile sur les matières organiques : en ajoutant du sable, la teneur argile diminue, les matières organiques sont moins protégées et la minéralisation du carbone est plus importante. Les résultats sont similaires pour l'azote : les sols pauvres en argile minéralisent plus l'azote immobilisé dans les fèces que les sols riches en argile. Dans les sols argileux, la minéralisation nette de l'azote se stabilise à un niveau plus faible que celui des sols plus sableux. La quantité d'azote minéralisée dans un sol sableux est donc plus importante que celle dans un sol argileux.

## Annexe 19 : Résultat des fiches STIPA issus des sondages tarières réalisés pour la reproduction des cas individuels STICS

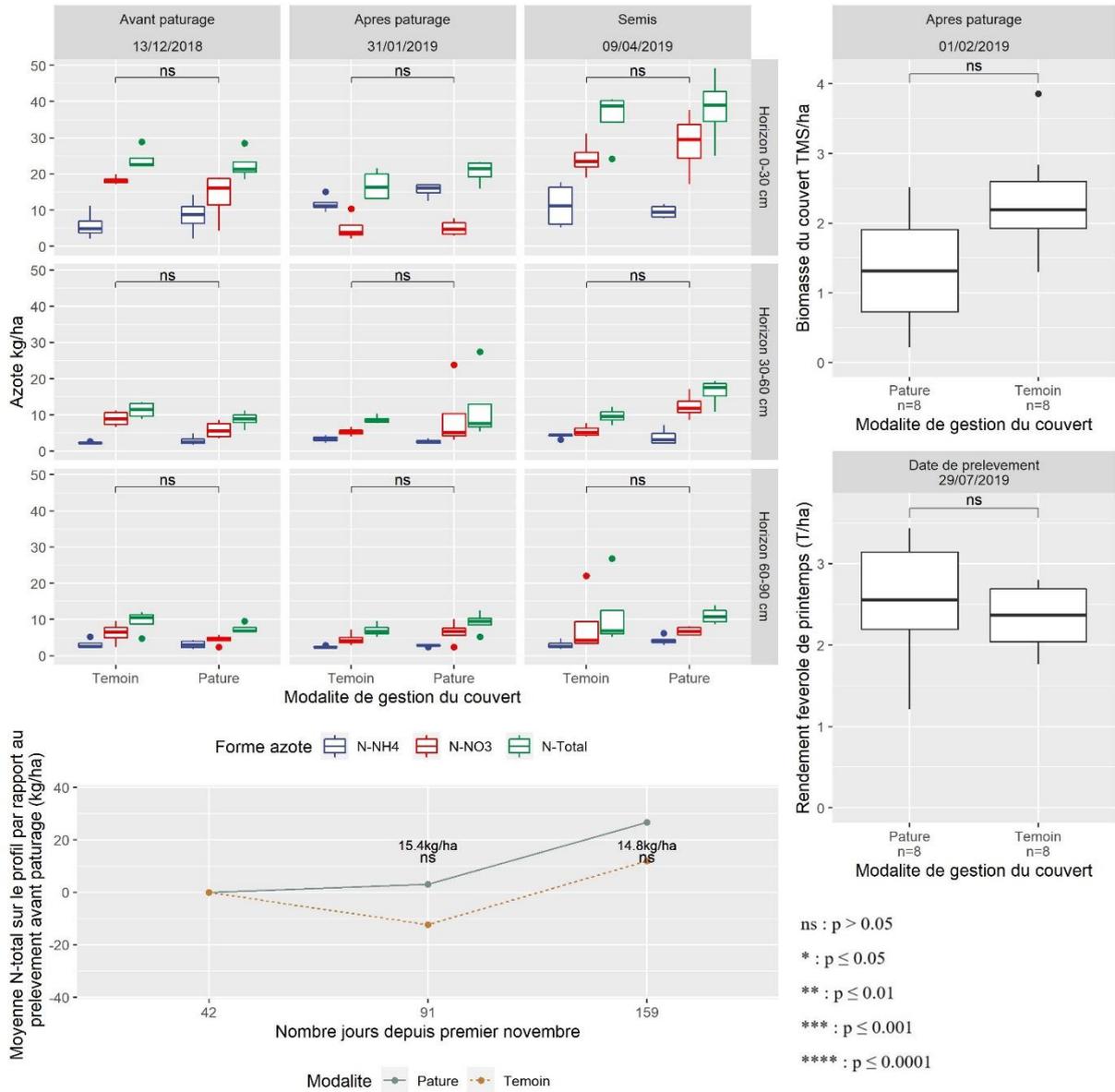
Code essai	Végétation	Horizon	Profondeur (cm)	Texture	Remarque	Effervescence	Couleur	Taches	Eléments grossiers					
						Intensité	Localisation	Nature	Abondance	Abondances (%)	Taille	Forme	Nature	
8	Sol travaillé	1	0-30	Limon		Nulle		Brun	Pas de taches	0				
		2	30-80	Limon argileux		Nulle		Brun orangé	Pas de taches	0				
		3	80-120	Limon		Forte		Brun clair	Pas de taches	1				
3	Orge de printemps	1	0-30	Limon argileux		Faible		Brun sombre	Pas de taches	0				
		2	30-70	Limon argileux		Modérée		Brun	Pas de taches	0				
		3	70-110	Limon		Forte extrêmement forte		Clair	Oxydation	Très nombreuses (<2%)	0			
		4	110-120	Limon	Calcaire	Extrêmement forte		Blanc	Oxydation	Peu nombreuses (2 à 5%)	2	Graviers	Irréguliers émoussés	Calcaire
4	Céréale	1	0-30	Limon		Faible	Généralisée	Brun	Pas de taches	0				
		2	30-70	Limon argileux		Faible	Généralisée	Brun orangé	Pas de taches	0				
		3	70-120	Limon		Forte	Généralisée	Clair	Pas de taches	0				
5	Ray-grass	1	0-30	Limon-Limon	De plus en plus argileux vers le fond	Nulle		Brun	Pas de taches	0				
		2	30-80	Limon		Nulle		Brun	Pas de taches	0				
		3	80-120	Limon argileux		Nulle		Orange	Oxydation/ Réduction/ Dégradation	Peu nombreuses (2 à 5%)	0			
9	Sol travaillé	1	0-30	Limon-Limon	De plus en plus argileux vers le fond	Nulle		Brun	Pas de taches	0				
		2	30-80	Limon		Nulle		Brun	Pas de taches	0				
		3	80-120	Limon argileux		Nulle		Orange	Oxydation/ Réduction/ Dégradation	Peu nombreuses (2 à 5%)	0			
1	Blé	1	0-30	Limon sableux OU sable limoneux		Nulle		Brun sombre	Pas de taches	0				
		2	30-90	Limon sableux OU sable limoneux		Nulle		Transition	Pas de taches	0				
		3	90-120	Limon sableux argileux OU Sable limoneux argileux		Nulle		Orange	Pas de taches	0				
2	Pois d'hiver	1	0-30	Limon		Nulle		Brun sombre	Pas de taches	0				
		2	30-80	Limon argileux		Nulle		Brun orangé	Pas de taches	0				
		3	80-120	Limon		Forte	Généralisée	Ocre	Pas de taches	0				
		4						Clair						

## Annexe 20 : reliquats simulés en fonction de ceux observés pour différentes formes d'azote et les trois horizons de prélèvement

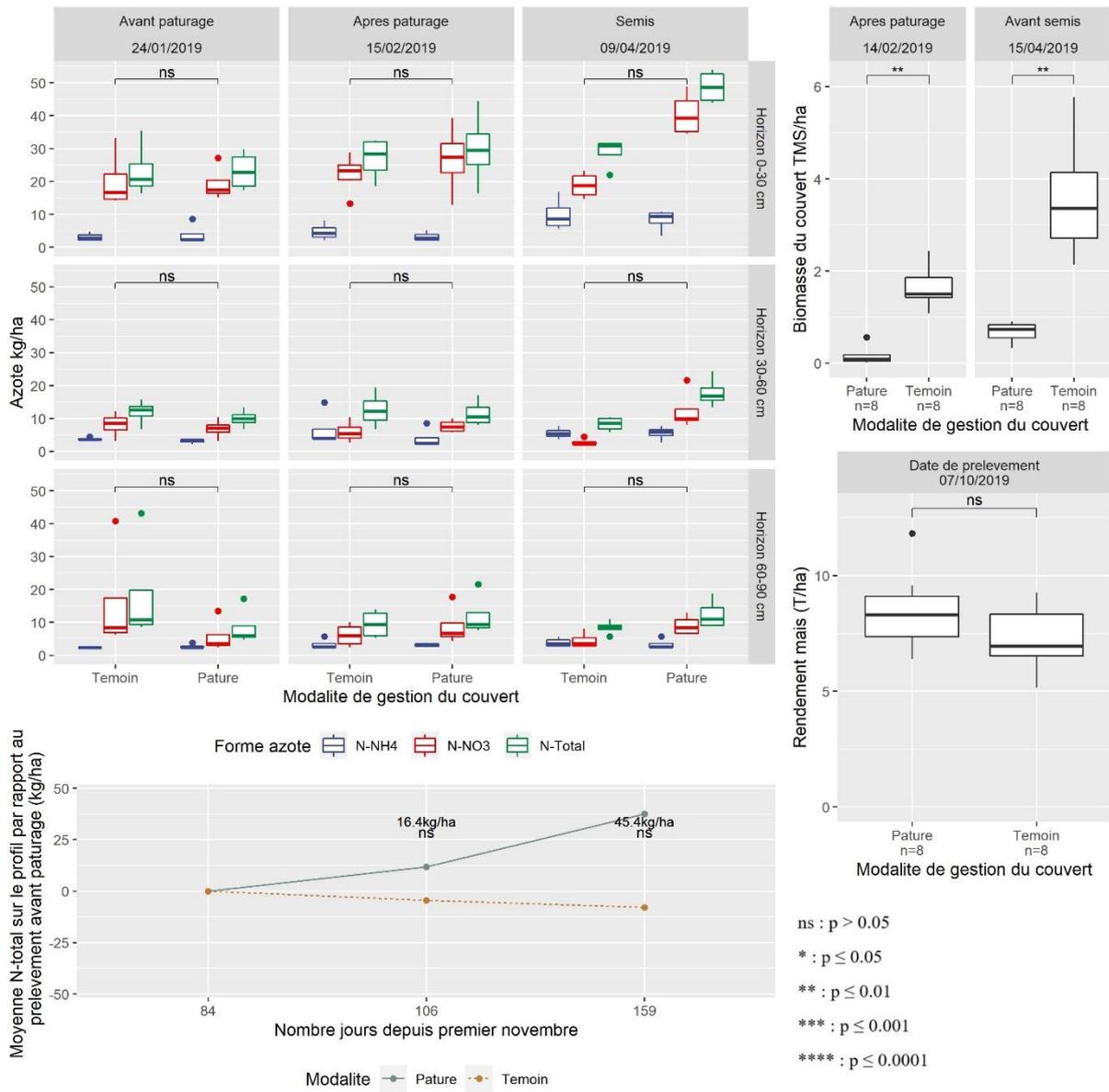


Horizon	Forme azote	Modalité	RMSE	R <sup>2</sup>	Biais
<b>Horizon 0-30cm</b>	N-NH4	Pâturé + témoin	14,51	0,01	3,49
		Pâturé	16,83	0,01	1,13
		Témoin	11,75	0,06	5,84
	N-NO3	Pâturé + témoin	18,14	0,30	5,74
		Pâturé	15,59	0,56	6,65
		Témoin	20,38	0,03	4,83
	N-Total	Pâturé + témoin	24,73	0,13	9,23
		Pâturé	24,34	0,23	7,78
		Témoin	25,12	0,01	10,67
<b>Horizon 30-60cm</b>	N-NH4	Pâturé + témoin	4,82	0,01	4,55
		Pâturé	4,50	0,02	4,25
		Témoin	5,13	0,00	4,84
	N-NO3	Pâturé + témoin	9,06	0,23	3,02
		Pâturé	8,84	0,34	3,75
		Témoin	9,28	0,14	2,28
	N-Total	Pâturé + témoin	11,75	0,23	7,56
		Pâturé	11,63	0,33	8,00
		Témoin	11,86	0,15	7,11
<b>Horizon 60-90cm</b>	N-NH4	Pâturé + témoin	2,91	0,00	2,87
		Pâturé	2,98	0,01	2,94
		Témoin	2,85	0,01	2,80
	N-NO3	Pâturé + témoin	5,86	0,00	4,76
		Pâturé	4,54	0,57	4,40
		Témoin	6,93	0,08	5,12
	N-Total	Pâturé + témoin	8,27	0,00	7,63
		Pâturé	7,47	0,44	7,34
		Témoin	9,00	0,05	7,92

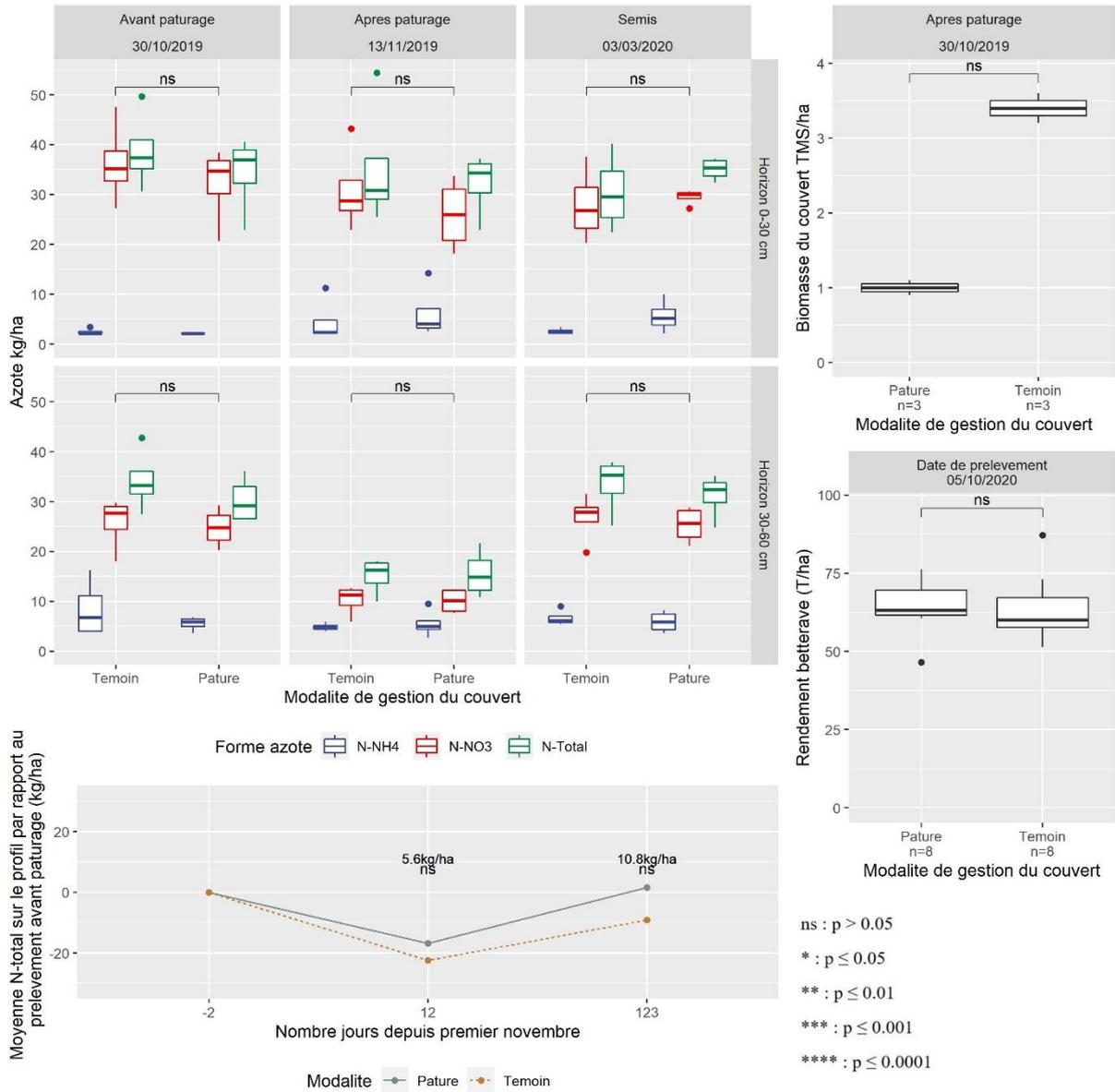
# Annexe 21 : essai 1 féverole de printemps 2018-2019



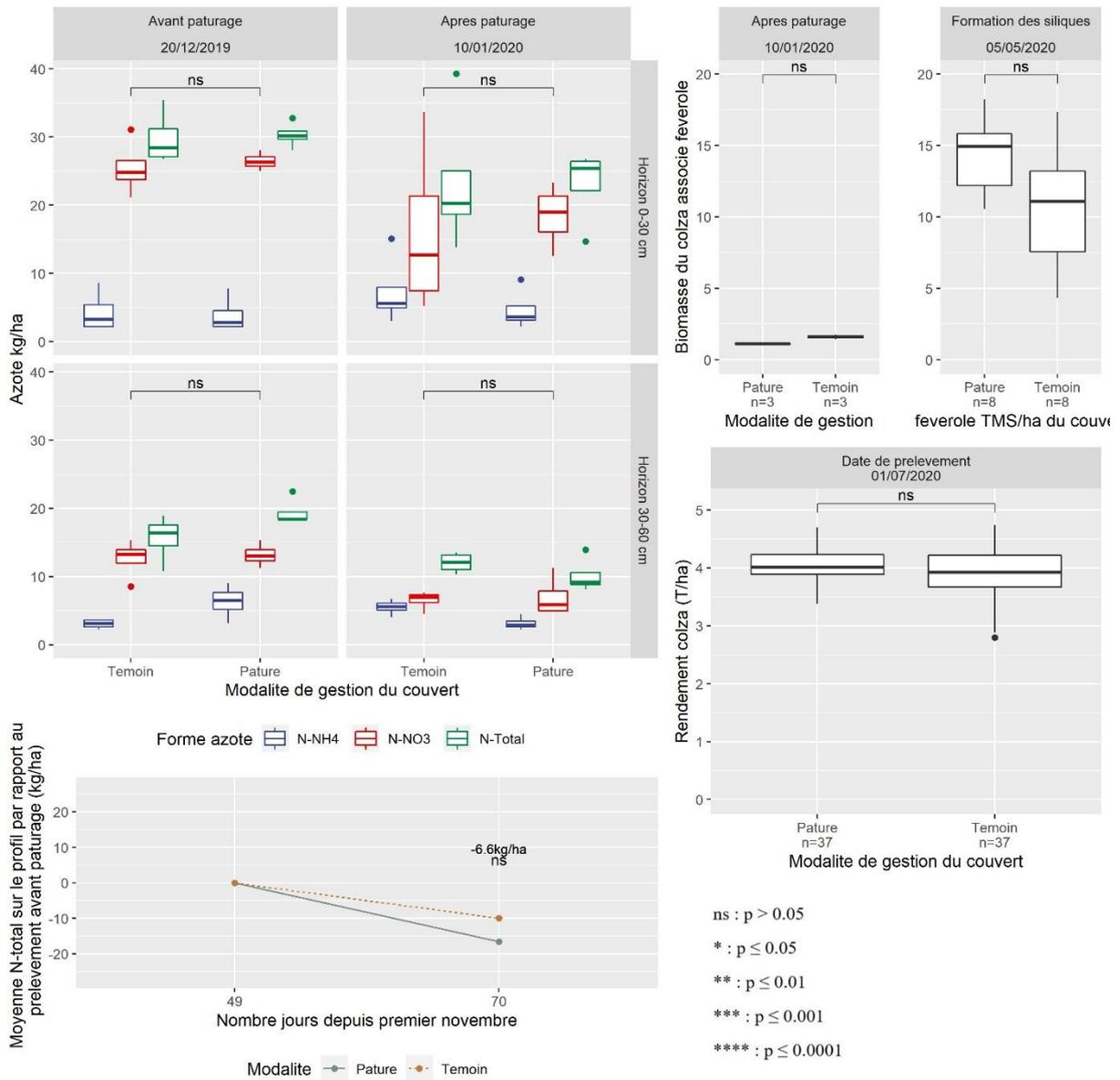
## Annexe 22 : essai 2 maïs 2018-2019



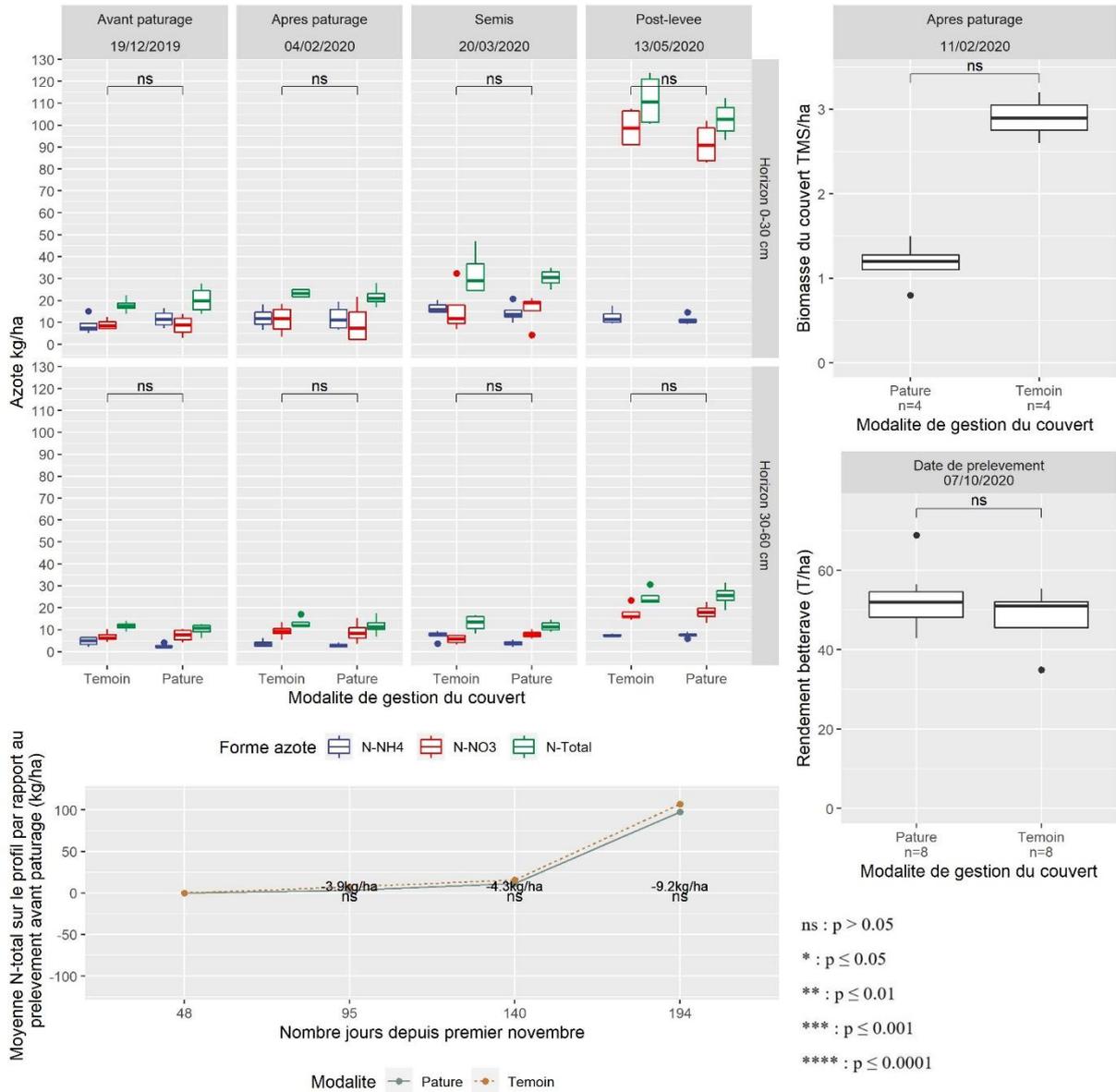
# Annexe 23 : essai 3 betterave 2019-2020



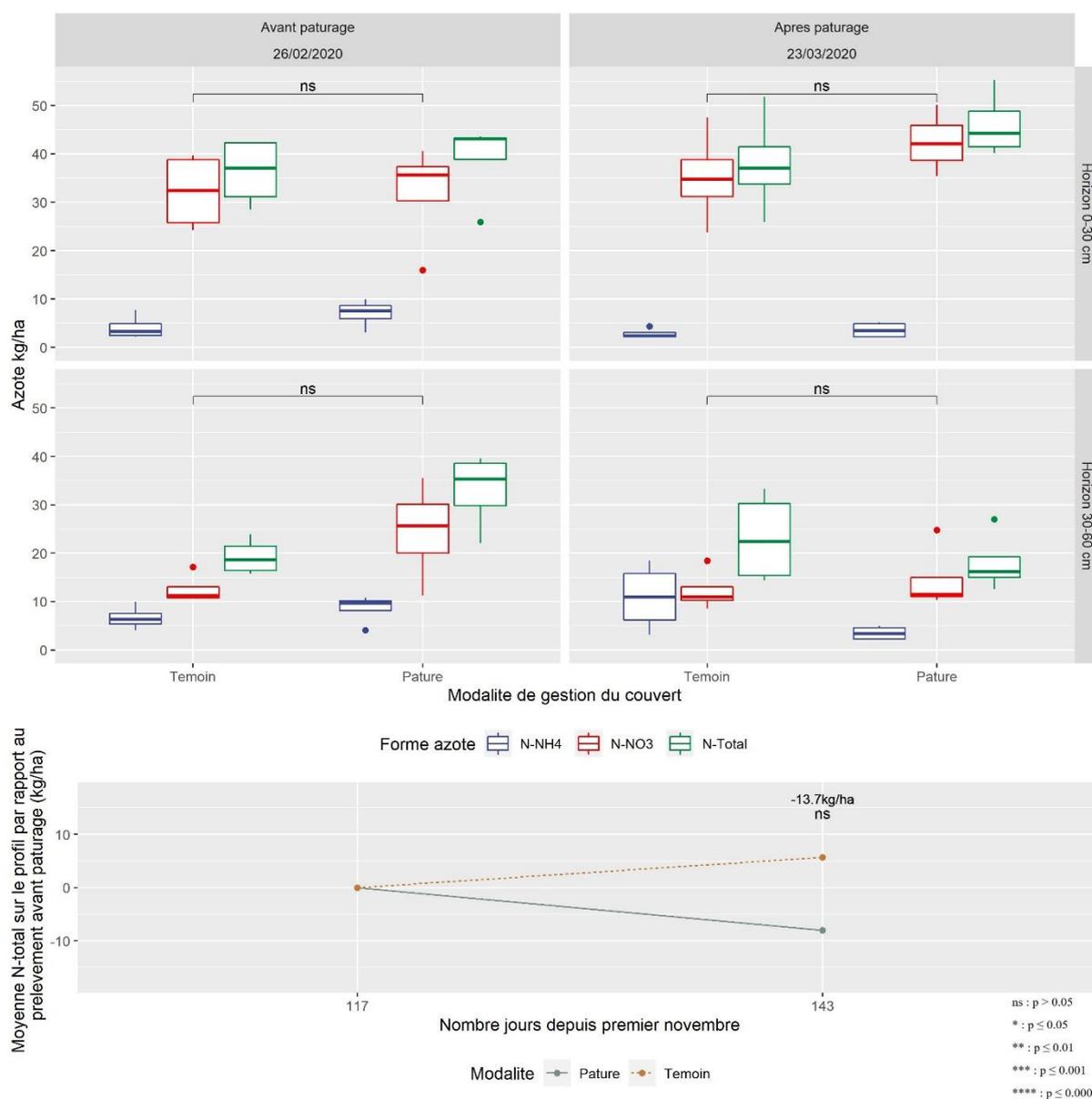
# Annexe 24 : essai 4 colza 2019-2020



# Annexe 25 : essai 5 betterave 2019-2020



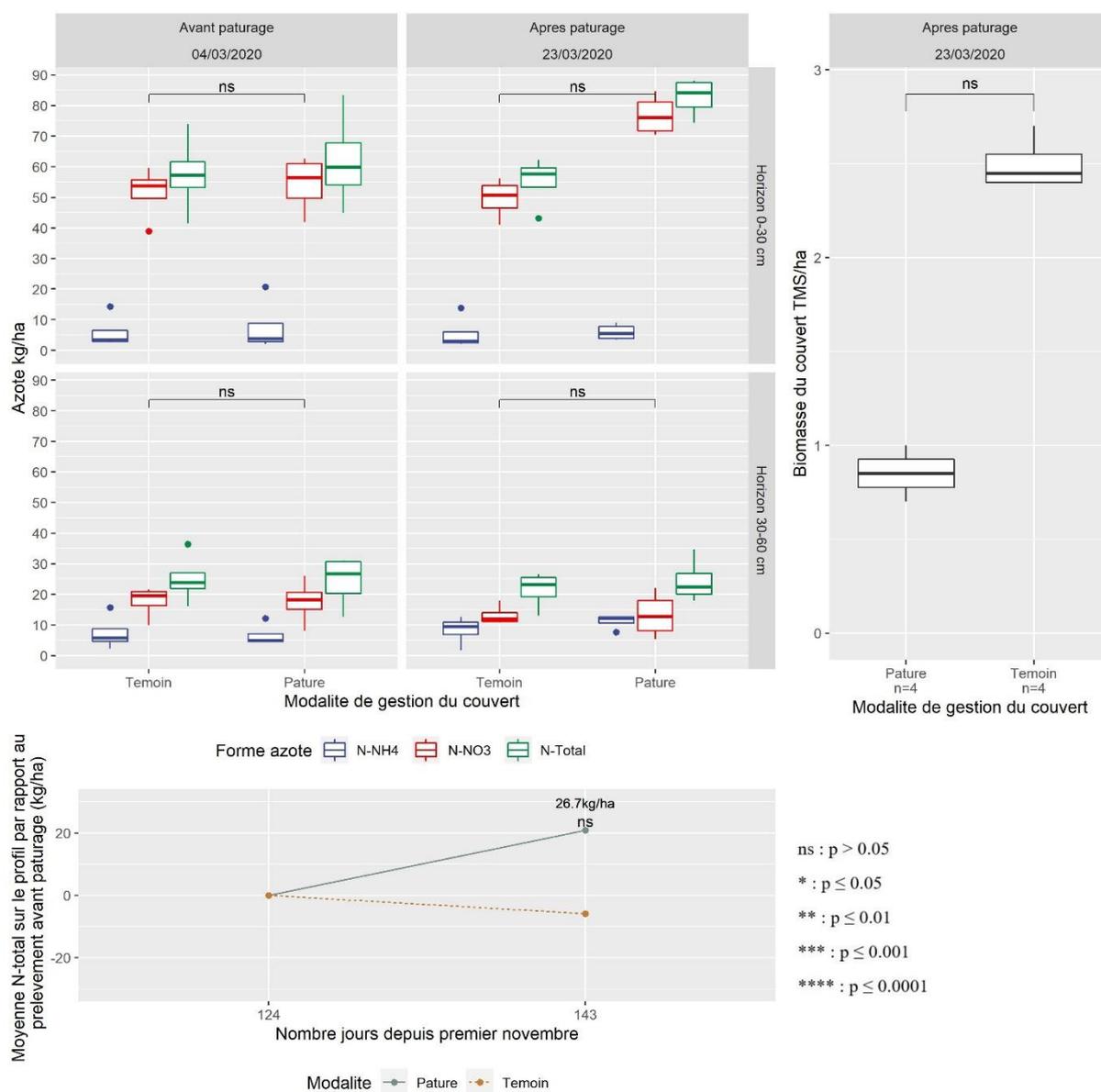
## Annexe 26 : essai 6 maïs 2019-2020



Les reliquats au semis ne sont pas disponibles car la fertilisation est intervenue rapidement après la fin du pâturage.

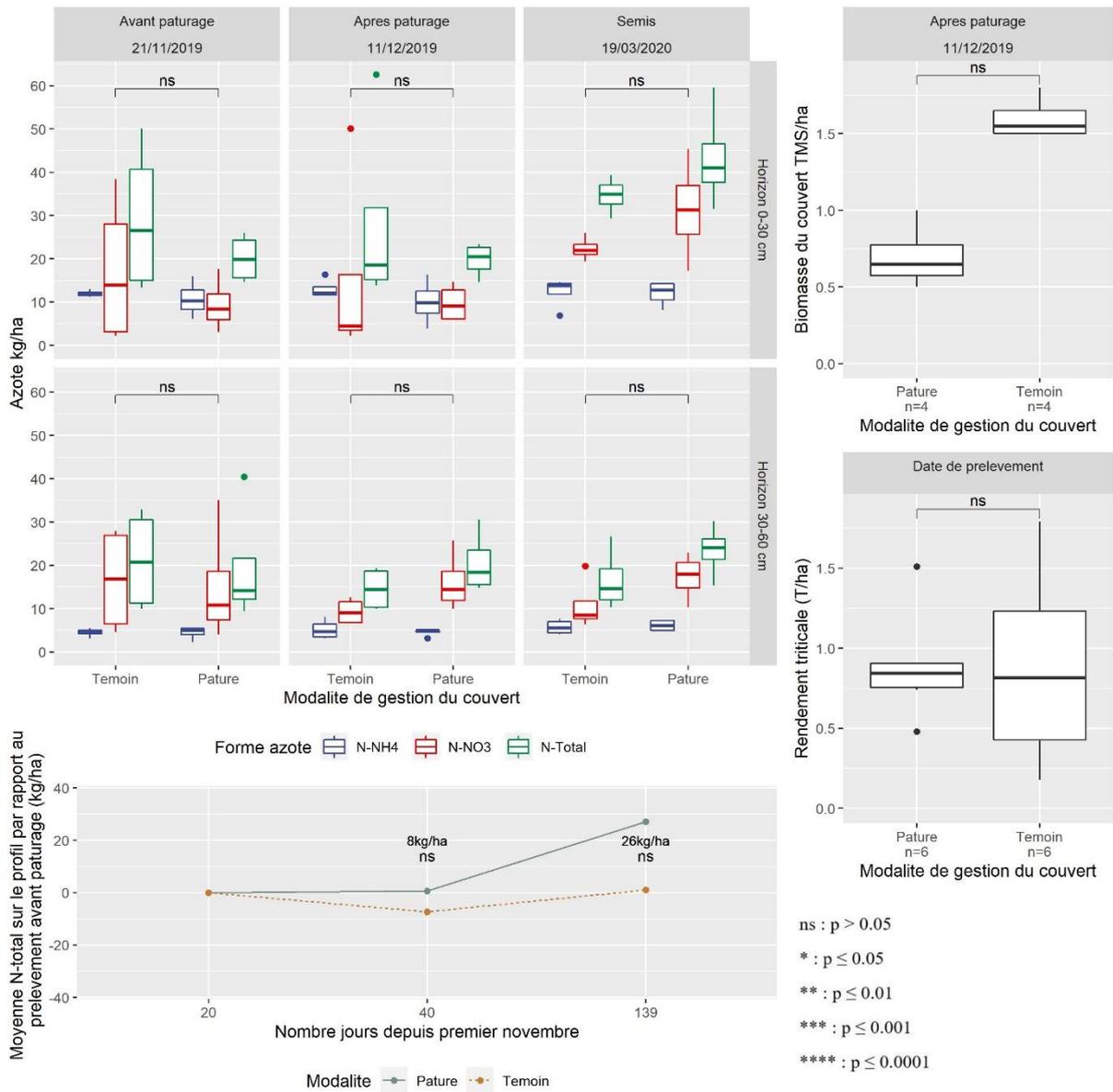
Le rendement n'a pas été mesuré car la levée du maïs a été mauvaise ce qui a entraîné l'arrêt du suivi de l'essai.

## Annexe 27 : essai 7 maïs 2019-2020

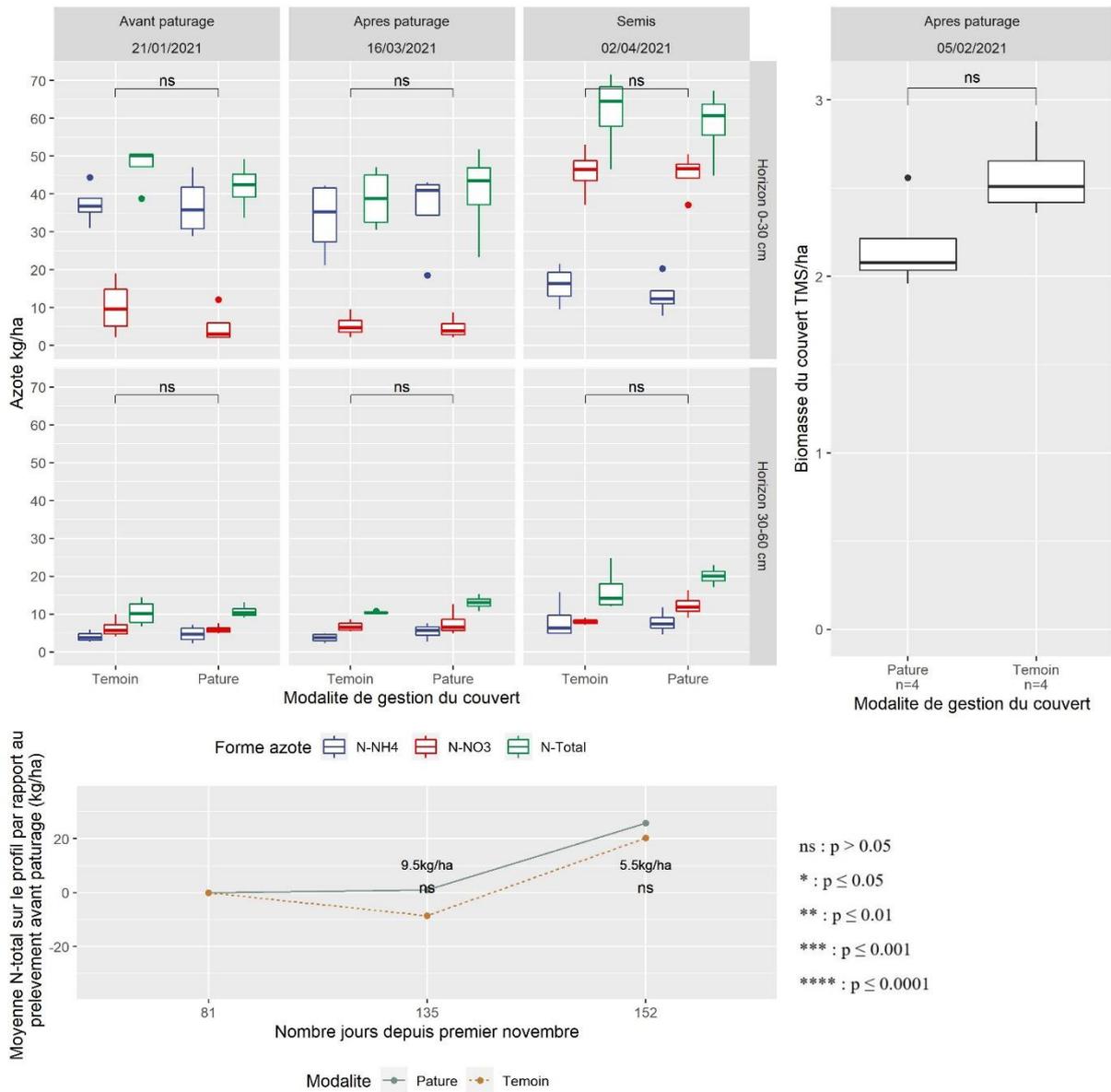


Données de rendement non disponibles car la récolte est intervenue trop tôt. Les reliquats au semis sont manquants car la fertilisation est intervenue rapidement après la fin du pâturage.

# Annexe 28 : essai 8 triticale 2019-2020

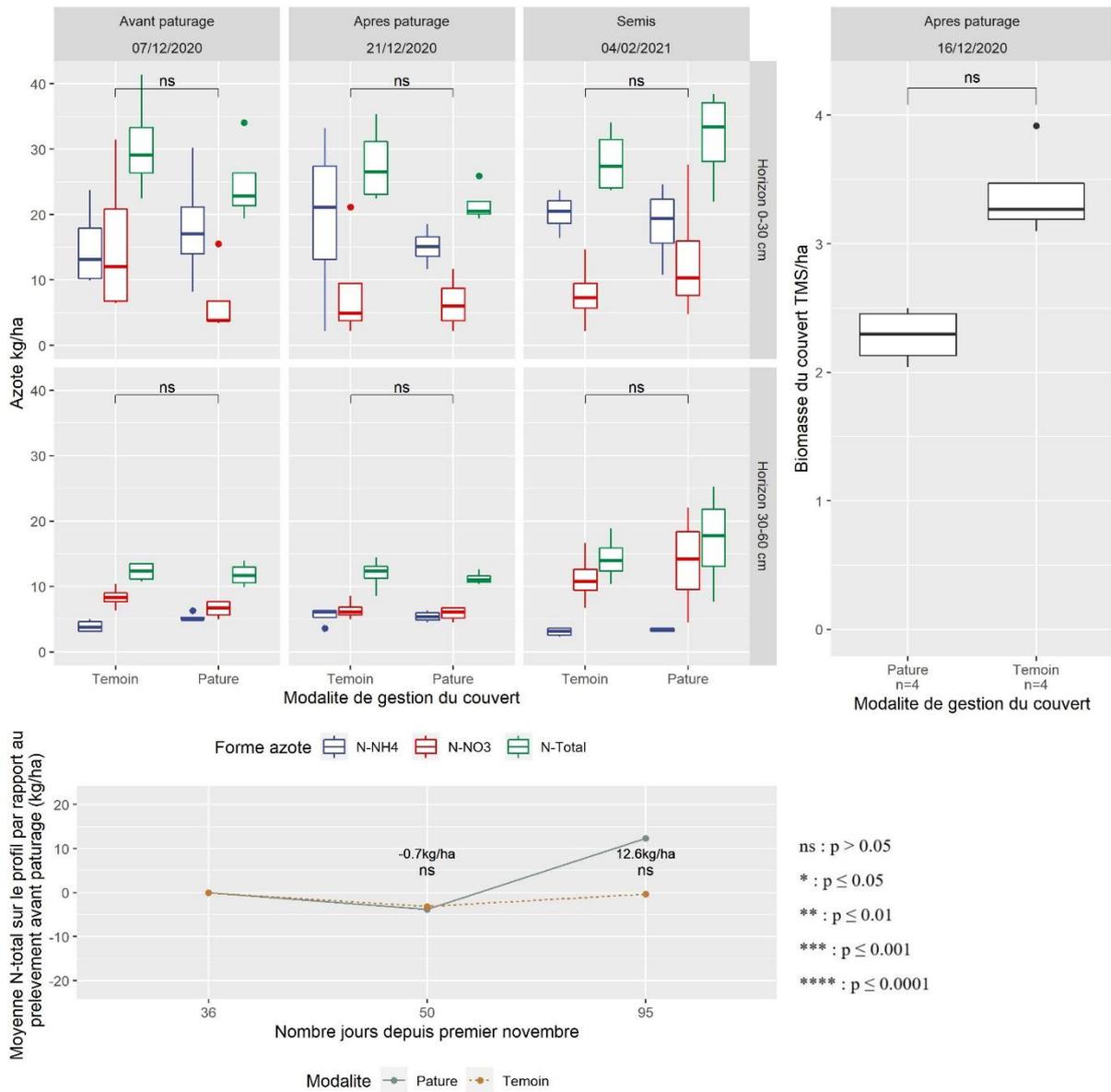


## Annexe 29 : essai 9 maïs 2020-2021



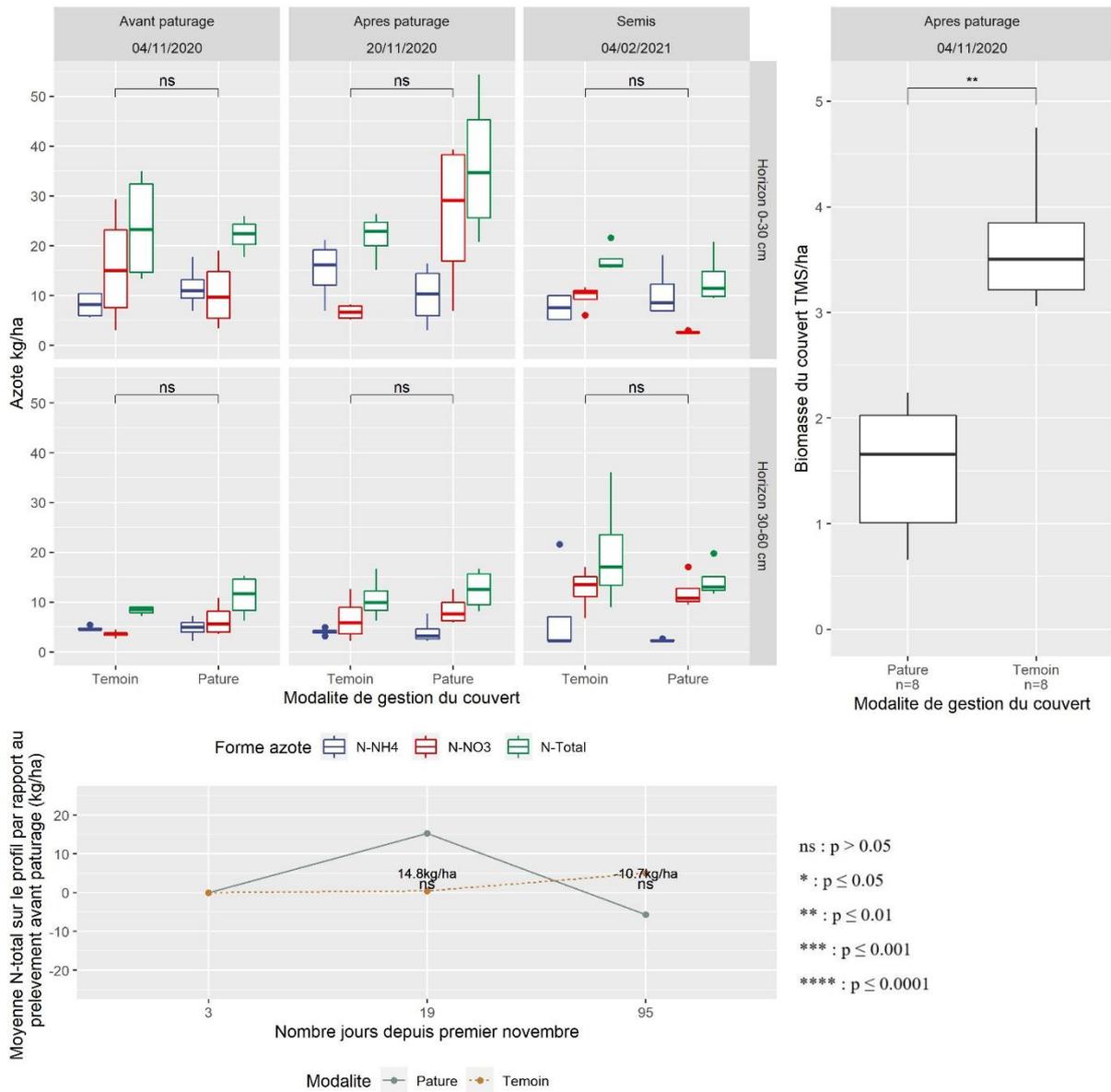
Données de rendement non disponible car la récolte 2021 n'a pas été réalisée.

## Annexe 30 : essai 10 betterave strip-till 2020-2021



Données de rendement non disponible car la récolte 2021 n'a pas été réalisée.

# Annexe 31 : essai 11 betterave labour 2020-2021



Données de rendement non disponible car la récolte 2021 n'a pas été réalisée.

## Annexe 32 : Revue de littérature sur le pâturage de résidus aux Etats-Unis et en Australie

Dans d'autres régions du monde, le rendement aléatoire des céréales ou la forte production de biomasse des cultures principales ont permis de préserver l'élevage dans les zones céréalières avec le pâturage des résidus de récolte. Rakkar and Blanco-Canqui (2018) indiquent, dans leur revue de littérature sur le pâturage de résidus par des ruminants, que cette pratique est répandue en Australie, aux Etats-Unis dans la « corn Belt » et la région des Grandes Plaines d'Amérique du Nord. Elle permet, comme dans le cadre du projet POSCIF, d'affourager un troupeau à moindre coût en valorisant les biomasses disponibles à l'échelle locale pendant la période hivernale sans diminuer le rendement des cultures céréalières (Rakkar and Blanco-Canqui, 2018). Le pâturage de résidus vise à conserver la moitié des résidus produits pour n'exposer le sol ni à l'érosion, ni à la dégradation de ses propriétés de capture et de rétention de l'eau (Rakkar and Blanco-Canqui, 2018). Dans les zones de fortes productions de résidus comme la « corn belt », cette condition est facilement atteignable. En revanche, elle l'est beaucoup moins dans les zones arides comme les Grandes Plaines d'Amérique du Nord et peut entrer en compétition avec le développement de l'agriculture de conservation et la nécessité de conserver une part importante de résidus en surface (Rakkar and Blanco-Canqui, 2018). Aux Etats-Unis, dans la région des Grandes Plaines, plusieurs études ont été réalisées dans l'Etat du Montana. Dans cet état, la moitié de la pluviométrie annuelle tombe entre novembre et mars, principalement sous forme de neige (Lenssen et al., 2013). Ces précipitations sont celles qui contribuent le plus à la recharge en eau du sol et donc à l'élaboration du rendement (Greb, 1981). L'activité céréalière se concentre autour de la production de blé avec des variétés d'hiver et de printemps. Les rendements en blé d'hiver sont généralement meilleurs que ceux de printemps mais avec un taux de protéines plus faible (Terman et al., 1969). Pour garantir de bons rendements, l'assolement des parcelles de blé inclut une période de jachère qui dure en général quatorze mois, soit un hiver et une saison de culturale (Greb, 1981). La gestion de l'enherbement de la jachère est assurée par désherbage mécanique ou chimique (Lenssen et al, 2013). En raison de l'apparition de résistances aux herbicides totaux chez les principales adventices de la région : *Avena fatua*, *Bassia scoparia* et *Salsola kali*, le pâturage ovin retrouve un intérêt dans la gestion de l'enherbement. Cette période de jachère permet, dans cette région où les précipitations sont faibles, d'accumuler de l'eau dans le sol pour la prochaine culture. La destruction des adventices se révèle donc d'une importance capitale pour que ces dernières ne captent ni l'eau ni les nutriments présents dans le sol. Lenssen et al (2013) se sont intéressés à trois modes de gestion de l'enherbement : chimique, mécanique et pâturage avant les cultures de blé d'hiver ou de printemps. Ils montrent que la quantité d'azote à apporter au blé de printemps est supérieure à celle à apporter au blé d'hiver pour des reliquats mesurés sur 0-60 cm : cette différence est attribuée à la lixiviation pendant la période hivernale de l'azote contenu dans les déjections ovines (Lenssen et al., 2013). Toutefois, Lenssen et al (2007), Hatfield et al (2007c) et Sainju et al (2010) ne notent aucun effet du pâturage ovin sur les reliquats azotés. Les faibles teneurs en azote des biomasses consommées peuvent être en cause. Les résultats sur l'effet sur la matière organique du sol sont également contradictoires : Hatfield et al (2007c) montrent que le pâturage ovin augmente le taux de matière organique du sol sur les dix premiers centimètres. Ce résultat s'oppose à celui avancé par Sainju et al (2010) qui indiquent que le taux de matière organique du sol tend à se réduire au cours de la période de jachère gérée avec des ovins. Une partie des résidus est consommée par les ovins et n'est pas resitué au sol. Pour préserver la matière organique du sol, Sainju et al (2010) recommandent d'augmenter l'intensité des cultures et de réduire l'intensité du pâturage de telle sorte à augmenter les restitutions de résidus à la surface du sol pour qu'ils intègrent la matière organique du sol. D'après Lenssen et al (2007) et Lenssen et al (2013), le pâturage ovin de la jachère n'a pas de conséquences négatives sur le rendement de la culture suivante en comparaison aux autres méthodes de gestion. Il permet aussi de réduire efficacement, en comparaison au brulis et au travail du sol, les populations de la tenthrède de la tige du blé (*Cephus Cinctus*), ravageur présent dans la région des Grandes Plaines (Hatfield et al., 2007a). Cet insecte dépose ses œufs dans les chaumes de blé à l'automne et la nouvelle génération de chenille entrent dans les tiges de la culture de blé suivante, les fragilisent en

les consommant ce qui induit de la verse (Hatfield et al., 2007a). Le piétinement des ovins permet de détruire les chaumes de blé et de déprotéger les œufs qui y ont été pondus. Ces derniers sont donc exposés aux conditions météorologiques extérieures et leur taux de mortalité augmente (Hatfield et al., 2007a). Le pâturage des jachères apparaît donc comme une solution viable pour la gestion des adventices et du ravageur *Cephus Cinctus* (Hatfield et al., 2007a; Hatfield et al., 2007b). Néanmoins, le chargement en ovins doit être maîtrisé pour conserver une biomasse suffisante à la surface du sol de telle sorte à le protéger de l'érosion éolienne qui menace les sols de ces régions arides (Blanco-Canqui et al., 2015). L'utilisation d'ovins dans la gestion de l'enherbement se retrouve aussi en Californie : Bell and Guerrero (1997) ont évalué le potentiel du pâturage ovin pour la gestion des adventices dans les parcelles de luzerne nouvellement implantées dans l'Imperial Valley. Ils montrent que le pâturage ovin est aussi efficace que l'utilisation d'herbicides pour la gestion de la flore adventive. Néanmoins, le rendement en fourrage des premières fauches est plus faible lorsque le pâturage a eu lieu. L'appétence des adventices, qui possèdent une bonne valeur alimentaire, est plus forte chez les agneaux que les moutons adultes. L'inverse est vrai pour la luzerne. Au-delà de la gestion des adventices par le pâturage, les ovins peuvent également contribuer à la propagation des graines d'adventices via leurs déjections. D'après Gardner and Faulkner (1991) ce risque est très faible puisque moins de 10% des semences d'adventices ingérées sont encore viables après le passage par l'animal. L'Australie dispose d'un cheptel ovin important : la moitié des exploitations associent l'activité ovine à la céréaliculture (Hunt et al., 2016) de telle sorte à découpler la rentabilité de la ferme de la pluviométrie qui conditionne le rendement des céréales et oléagineux (Rakkar and Blanco-Canqui, 2018). Ces derniers sont cultivés pendant la période froide de l'année. Pendant sept années, Hunt et al (2016) ont évalué l'impact du pâturage des résidus entre deux cultures sur les reliquats azotés, le rendement et le taux de protéines de la culture suivante. Le pâturage est effectué pendant la période la plus chaude de l'année. Les adventices présentes dans les parcelles après la récolte du précédent sont détruites chimiquement avant le pâturage. Hunt et al (2016) montrent que le pâturage des résidus de colza et de blé augmente la valeur du reliquat azoté et la teneur en azote des grains récoltés en comparaison à la modalité témoin et cela sans que le rendement de la culture ne soit affecté. Le pâturage des blés (*Triticum aestivum*) au début de leur cycle végétatif a longtemps été pratiqué en Australie. L'apparition de nouvelles variétés, avec une hauteur de paille et une durée du cycle de végétation réduites ont conduit à la disparition de cette pratique (Dove and Kirkegaard, 2014). Toutefois, cette dernière revient peu à peu au goût du jour, avec plus récemment le pâturage de colza (*Brassica napus*), car elle permet de fournir un fourrage de qualité pendant la période hivernale sans remettre en cause le rendement final des cultures pâturées. Cette pratique permet donc d'accroître la rentabilité globale des exploitations avec des revenus issus de l'activité élevage qui s'additionnent à ceux de la production céréalière (Kirkegaard et al., 2008; Harrison et al., 2012; Dove and Kirkegaard, 2014; Bell et al., 2015).

## Annexe 33 : Revue de littérature sur les impacts du pâturage sur le tassement du sol

Les impacts du pâturage sur les propriétés physique des sols se limitent à la surface (Hamza and Anderson, 2005; McKenzie et al., 2017; Rakkar and Blanco-Canqui, 2018) : la densité apparente augmente sur les cinq premiers centimètres et les propriétés physiques sont affectées sur une profondeur de vingt centimètres (Hamza and Anderson, 2005). Les sols avec un taux de matière organique élevé sont moins sensibles à la compaction que ceux avec taux plus faible car ces dernières ont une porosité élevée et une densité apparente faible (Hamza and Anderson, 2005; Rakkar and Blanco-Canqui, 2018). Aussi, les parcelles en semis direct accumulent la matière organique en surface (Mary et al., 2020) ce qui réduit l'impact du piétinement des ruminants<sup>10</sup> sur la compaction des sols (Taboada et al., 2011). L'augmentation de la densité apparente à la suite d'un pâturage sera donc plus forte pour un sol travaillé qu'un sol en semis direct depuis plusieurs années. Le pâturage, de par les restitutions de matières organiques directement à la parcelle, permet d'atténuer l'impact du piétinement et du retrait de la biomasse sur les propriétés physiques des sols (Hamza and Anderson, 2005; Rakkar and Blanco-Canqui, 2018). Toutefois, Les conséquences du pâturage sur le rendement de la culture suivante seront d'autant plus fortes que celui-ci est réalisé dans des conditions d'humidité du sol élevée pour lesquelles la sensibilité du sol à la compaction est forte (Poffenbarger, 2010). Néanmoins, la compaction induite par le pâturage sur les premiers centimètres du sol ne remet pas en cause la croissance des cultures et leur développement racinaire car cette dernière est inférieure au seuil de 2.5 kPa au-delà duquel les racines ne se développent plus (Hamza and Anderson, 2005; Rakkar and Blanco-Canqui, 2018). Blanco-Canqui et al (2015) suggèrent que les sols avec un couvert végétal peuvent être pratiqués dans des conditions d'humidité supérieures sans accroître le risque de compaction grâce à la présence de racines dans le sol. Aussi (Tracy and Zhang, 2008; Maughan et al., 2009; Poffenbarger, 2010) suggèrent de réaliser un travail mécanique du sol avant le semis de la culture de printemps pour effacer les compactations induites par le piétinement. La réalisation du pâturage sur sol gelé est également une solution pour limiter les tassements induits par les animaux (Maughan et al., 2009) mais accroît le risque de pertes d'azote par ruissellement des pissats si la parcelle est en pente (Follet, 1995).

---

<sup>10</sup> La pression statique exercée par un ovin sur le sol est comprise entre 48 et 83 kPa tandis que celle d'un tracteur varie entre 27 et 68 kPa. La pression dynamique s'obtient en multipliant la pression statique par deux (Rakkar and Blanco-Canqui, 2018).

## Résumé

Le projet POSCIF s'intéresse à la réintroduction du pâturage ovin dans les plaines céréalières d'Île-de-France avec le pâturage des couverts végétaux, des blés et colza d'hiver pendant la période hivernale. La présente étude, qui allie l'analyse des données de terrain acquises sur les biomasses consommées, les rendements et les reliquats azotés à de la modélisation, s'intéresse aux modifications des cycles du carbone et de l'azote en réponse à l'introduction du pâturage ovin. Les ovins consomment 53% des 2.38 t MS/ha de la biomasse produite par les couverts végétaux. Le pâturage permet d'augmenter la quantité d'azote au moment du semis de 6 kg/ha sur l'épaisseur de sol 0-60cm. et le rendement de la culture suivante de 1.1%. Le modèle de culture STICS, qui permet de retrouver les résultats précédents, permet également d'établir que le pâturage n'augmente les pertes d'azote par lixiviation ni pour un pâturage précoce, ni pour un pâturage tardif. Le rôle de culture intermédiaire piège à nitrates n'est donc pas remis en cause par le pâturage car l'azote minéral présent dans le sol après la moisson est absorbé dans la biomasse du couvert. En revanche, le pâturage augmente significativement mais modérément les pertes d'azote par volatilisation ammoniacale et ceci d'autant plus que le pâturage a lieu précocement. Les émissions de protoxyde d'azote augmentent également en réponse au pâturage mais des travaux supplémentaires sont nécessaires pour valider ces résultats. En ce qui concerne la matière organique des sols, le pâturage d'un couvert végétal réduit la quantité de carbone qui intègre la matière organique du sol de 16.2% en comparaison à une situation où le couvert est restitué. Les simulations réalisées avec le modèle AMG montrent que le pâturage a une influence minimale sur le stock de carbone du sol sur le long terme en comparaison à la gestion des résidus de récolte et les apports de matières organiques comme le compost. En conclusion, le pâturage ovin des couverts végétaux n'induit pas de perturbations majeures sur les cycles de l'azote et du carbone et ne diminue pas le potentiel de rendement des parcelles céréalières d'Île-de-France.

### Mots clés

Systèmes intégrés, Cycle du carbone, Cycle de l'azote, Lixiviation, Volatilisation ammoniacale, Protoxyde d'azote, Couverts végétaux, Cultures à double vocation, Pâturage