

Faculté des bioingénieurs

Étude du potentiel de minéralisation de l'azote après destruction de prairies

Auteur : Thomas Lemaire

Promoteurs : Richard Lambert (SST/ELI/ELIA, SST/AGRO)
Marc De Toffoli (SST/ELI/ELIA)

Lecteurs : Thibaut Cugnon (SST/ELI/ELIM)
Hugues Falys (SST/AGRO)

Mémoire de fin d'études présenté en vue de l'obtention du diplôme de
Bioingénieur en Sciences agronomiques

Année Académique : 2022 - 2023

Remerciements

Je tiens à remercier en premier lieu mon promoteur, monsieur Richard Lambert, pour le suivi et le temps qu'il m'a accordés pendant toute la durée de ce mémoire. Les conseils qu'il a partagés avec moi ont été très précieux pour la réalisation de l'expérience et l'écriture de ce rapport.

Je remercie également mon co-promoteur, monsieur Marc De Toffoli, pour l'aide très appréciée dans la mise en place des parcelles d'essai à la ferme de Lauzelle. Ses informations dans l'interprétation graphique constituaient aussi une aide importante.

Un grand merci à monsieur Olivier Imbrecht qui m'a accompagné dans toutes les manipulations en laboratoire et qui m'a renseigné une partie des fermes visitées. Merci beaucoup pour tout le temps et les explications complètes qu'il m'a prodigués.

Merci aussi à Thibaut Cugnon pour les explications sur les différentes données à analyser.

Je souhaite particulièrement remercier tous les agriculteurs qui m'ont chaleureusement accueilli dans leur exploitation et qui m'ont très amicalement permis de prélever des échantillons sur leurs parcelles. Merci donc à messieurs/dames Michel Pierard, Etienne Bayard, Jean-Phillipe Scalais, Jean Guillaume, Xavier Vandereyken, Sophie Tilkin, Eric Gérin, Etienne Dumortier et Jean-Pierre Rabeux.

Je remercie aussi le secrétariat Agro de l'UCLouvain ainsi que tout son personnel pour m'avoir aidé dans les différentes démarches administratives et qui ont organisé toutes les sessions de présentation intermédiaire.

Je veux remercier également mon père, monsieur Olivier Lemaire, qui a pris la peine de sacrifier une partie de ses congés pour m'accompagner dans les fermes et m'accorder son aide dans la prise d'échantillons. La tâche s'est avérée assez laborieuse et sans lui, la réalisation de ce mémoire aurait été impossible.

Je remercie globalement tous mes proches, mes amis et ma famille, pour le soutien moral extrêmement nécessaire dans une période de stress et d'inconnus que génère l'exécution d'un mémoire de fin d'étude.

Enfin, je vous remercie vous, d'accorder une partie de votre temps à la lecture de ce travail.

Table des matières

| | |
|--|----|
| Introduction | 1 |
| Contexte | 3 |
| 1. Problématique | 3 |
| 1.1. Motivations pour les agriculteurs de détruire une prairie | 3 |
| 1.2. Zones vulnérables à la perte d'azote en Wallonie | 4 |
| 2. Prairies permanentes | 6 |
| 2.1. Définition | 6 |
| 2.2. Conditions d'une destruction de prairie | 6 |
| 3. Dynamique de l'azote dans une prairie | 8 |
| 3.1. Accumulation d'azote dans une prairie | 8 |
| 3.2. Sources d'azote minéral | 9 |
| 3.3. Minéralisation après destruction de prairie | 12 |
| 3.4. Facteurs influençant la minéralisation | 14 |
| 3.5. Différences entre azote potentiellement minéralisable et azote réellement valorisable | 15 |
| 4. Objectifs | 17 |
| Matériel et méthode | 18 |
| 1. Expérience sur parcelles d'essai | 18 |
| 1.1. Conditions initiales | 18 |
| 1.2. Déroulé de l'expérience | 20 |
| 2. Expérience en champ | 24 |
| 2.1. Critères de sélection | 24 |
| 2.2. Présentation des parcelles | 24 |
| 2.3. Vue d'ensemble des parcelles | 28 |
| 3. Analyses en laboratoire | 29 |
| 3.1. Détermination de la matière sèche | 29 |
| 3.2. Détermination de l'azote nitrique et ammoniacal | 30 |
| 3.3. Détermination du potentiel de minéralisation | 31 |
| Résultats | 34 |
| 1. Expérience 1 | 34 |
| 1.1. Première série de relevés | 34 |
| 1.2. Deuxième série de relevés | 38 |
| 1.3. Dernière série de relevés | 43 |
| 1.4. Evolution des taux | 47 |
| 2. Expérience 2 | 49 |
| 2.1. Résultats globaux | 49 |

| | |
|---|----|
| 2.2. Date de destruction..... | 52 |
| 2.3. Potentiel de minéralisation des parcelles visitées | 54 |
| 3. Interprétation statistique et pertinence des données..... | 55 |
| 4. Discussion..... | 57 |
| Conclusion | 60 |
| Bibliographie | 62 |
| Annexes | 67 |

Liste des figures

| | |
|--|----|
| Figure 1: Carte de Wallonie présentant les zones vulnérables à la perte d'azote dans le sol.(PROTECT'eau, 2022b). | 4 |
| Figure 2: Cycle de l'azote dans le sol (Programme d'actions national nitrates, 2020). | 11 |
| Figure 3: Graphique théorique de minéralisation cumulée de l'azote. | 12 |
| Figure 4: Évolution de la minéralisation cumulée de l'azote sur trois années de destruction. | 13 |
| Figure 5: Modèle mathématique de la minéralisation de l'azote par année après destruction..... | 14 |
| Figure 6: Minéralisation ponctuelle (a) et cumulée (b) de l'azote et température en fonction du temps..... | 15 |
| Figure 7: Vue satellite et localisation des parcelles d'essai..... | 18 |
| Figure 8: Photographies des prairies avant la destruction thermique. À gauche : prairie naturelle, à droite : prairie ressemée. | 20 |
| Figure 9: Schéma présentant la disposition des parcelles d'essai pour un type de traitement. Ce schéma s'applique autant pour les parcelles sur la prairie ressemée que celles sur la prairie naturelle. | 21 |
| Figure 10: Photographie des parcelles après destruction thermique sur une ancienne prairie ressemée. | 23 |
| Figure 11: Photographie des parcelles après destruction thermique sur une prairie naturelle..... | 23 |
| Figure 12: Photographie d'une carotte de sol réalisé sur la parcelle n°2 | 25 |
| Figure 13: Photographie des vignobles prélevés dans la région de Malèves..... | 26 |
| Figure 14: Photographie de la parcelle n°11. La prairie était détruite par pulvérisation au Round Up. | 27 |
| Figure 15: Carte récapitulative de la localisation des parcelles étudiées. | 28 |
| Figure 16: Répartition des échantillons de terre en pots pour obtenir le taux de matière sèche..... | 30 |
| Figure 17: Décantation des solutions de KCl mélangés avec les échantillons de terre. | 31 |
| Figure 18: Mise en application du protocole d'incubation. | 32 |
| Figure 19: Profil du reliquat azoté en azote ammoniacal pour la première série de relevés. Les données avec la dénomination P1, P2, P3 et P4 représentent les parcelles appartenant à la prairie ressemée. Les barres P5, P6, P7 et P8 de l'histogramme quant à elles, font référence aux parcelles de la prairie naturelle détruite. | 36 |
| Figure 20: Profil du reliquat azoté en azote nitrique pour la première série de relevés. | 37 |
| Figure 21: Photographies d'une parcelle d'essai sur prairie ressemée. À gauche : le 25 novembre. À droite : le 14 février..... | 38 |
| Figure 22: Photographies d'une parcelle d'essai sur prairie naturelle. À gauche : le 25 novembre. À droite : le 14 février..... | 38 |
| Figure 23: Profil du reliquat azoté en azote ammoniacal pour la deuxième série de relevés. | 41 |
| Figure 24: Profil du reliquat azoté en azote nitrique pour la deuxième série de relevés. | 42 |
| Figure 25: Profil du reliquat azote en azote d'ammoniacal pour la troisième série de relevés. | 45 |
| Figure 26: Profil du reliquat azoté en azote nitrique pour la troisième série de relevés..... | 46 |
| Figure 27: Potentiel de minéralisation net dans le premier horizon de sol. | 47 |
| Figure 28: Évolution des concentrations moyennes en azote ammoniacal selon le type de prairie étudié | 48 |
| Figure 29: Évolution des concentrations moyennes en azote nitrique selon le type de prairie étudié | 48 |
| Figure 30: Profil du reliquat azoté en azote ammoniacal récolté dans les différents champs sondés. Les numéros sur l'axe des abscisses font références aux parcelles présentées dans la partie « expérience en champ» | 50 |
| Figure 31: Profil du reliquat azoté en azote nitrique récolté dans les différents champs sondés..... | 50 |

| | |
|---|----|
| Figure 32: Profil moyen de reliquat azoté en azote ammoniacal selon l'année de destruction..... | 52 |
| Figure 33: Profil moyen de reliquat azoté en azote nitrique selon l'année de destruction..... | 53 |
| Figure 34: PMN net calculé à partir des prélèvements dans les champs échantillonnés. | 54 |
| Figure 35: Évolution du potentiel de minéralisation net de l'azote en fonction du nombre d'années depuis la destruction des parcelles. | 55 |
| Figure 36: Évolution de la moyenne du PMN net en fonction du nombre d'années depuis la destruction. | 56 |
| Figure 37: Graphes de diagnostic des résidus pour les résultats de PMN net..... | 57 |

Liste des tableaux

| | |
|--|----|
| Tableau 1: Calendrier récapitulatif des destructions et prélèvements effectués sur les parcelles d'essai..... | 22 |
| Tableau 2: Coordonnées géographiques des parcelles visitées..... | 29 |
| Tableau 3: Valeurs moyennes globales des taux de matières sèches et des concentrations en azote ammoniacal et nitrique dans les trois horizons de sol prélevés pour la première série de relevés..... | 35 |
| Tableau 4: Valeurs moyennes des taux de matières sèches et des concentrations en azote ammoniacal et azote nitrique dans les trois horizons de sol prélevés selon le type de traitement..... | 35 |
| Tableau 5: Valeurs moyennes globales des pourcentages de matières sèches et des valeurs en azote ammoniacal et nitrique dans les trois horizons de sol prélevés pour la deuxième série de relevés.... | 39 |
| Tableau 6: Valeurs moyennes des pourcentages de matières sèches et des valeurs en azote ammoniacal et nitrique dans les trois horizons de sol prélevés selon le type de traitement. | 39 |
| Tableau 7: Valeurs moyennes globales des pourcentages de matières sèches et des valeurs en azote ammoniacal et nitrique dans les trois horizons de sol prélevés pour la dernière série de relevés..... | 43 |
| Tableau 8: Valeurs moyennes des pourcentages de matières sèches et des valeurs en azote ammoniacal et nitrique dans les trois horizons de sol prélevés selon le type de traitement. | 44 |
| Tableau 9: Tableau ANOVA type I | 56 |

Liste des équations

| | |
|---|----|
| Équation 1: Fixation biologique de l'azote..... | 10 |
| Équation 2: Ammonification de la matière organique..... | 10 |
| Équation 3: Oxydation de l'ammonium en nitrite..... | 11 |
| Équation 4: Calcul du PMN brut..... | 33 |
| Équation 5: Calcul du PMN net..... | 33 |

Liste des abréviations

| | |
|--------------------------------|--|
| N | azote |
| NH ₄ ⁺ | ion ammonium |
| N-NH ₄ ⁺ | azote ammoniacal |
| NH ₃ | ammoniac |
| NO ₂ ⁻ | ion nitrite |
| NO ₃ ⁻ | ion nitrate |
| N-NO ₃ ⁻ | azote nitrique |
| MS | matière sèche |
| MO | matière organique |
| CEC | capacité d'échange cationique |
| APL | azote potentiellement lessivable |
| CIPAN | culture intercalaire piège à nitrates |
| PMN | azote potentiellement minéralisable |
| ANOVA | analyse de la variance |
| SPW | service public de Wallonie |
| CRA-W | centre wallon de Recherches agronomiques |

Introduction

L'accès à l'azote représente un enjeu important dans les productions agricoles. En agriculture, il est considéré comme le deuxième élément principal après le carbone. L'azote s'insère dans les processus de croissance, d'expansion racinaire et de production de biomasse. En agriculture conventionnelle, l'application d'azote organique par épandage fumier est une pratique commune. Cet apport azoté permet une augmentation de la photosynthèse des plantes, une plus forte assimilation du CO₂ et une meilleure résistance aux stress environnementaux comme la sécheresse ou un sol salin ([Anas et al., 2020](#)). Aussi, il demeure important de contrôler les flux d'azote dans un champ. Une fertilisation azotée trop faible entraîne inéluctablement des conséquences néfastes pour les cultures. En effet, une carence en azote va provoquer un retard de croissance des espèces végétales. À l'inverse, une surabondance d'azote dans le sol a un impact sur l'environnement, en engendrant des pertes par lessivage qui vont polluer les rivières et les nappes phréatiques ([Strebel et al., 1989](#)). Dans ce sens, les universités, de même que les agences agronomiques, offrent un accompagnement aux agriculteurs et professionnels du secteur désirant s'insérer dans une gestion plus durable de l'azote et de l'eau. On peut notamment citer au niveau wallon le centre de recherches agronomiques de Wallonie (CRA-W), la filière Protect'eau, ou encore le service public de Wallonie (SPW).

Les agriculteurs sont souvent amenés pour diverses raisons à détruire une partie de leurs prairies permanentes. Cependant, cette pratique permet d'accéder à un grand stock d'azote organique emmagasiné dans le sol de ces prairies et directement accessible pour les cultures. Ce document est ainsi destiné à étudier les conditions de ce changement de pratique, avec les différents avantages qu'il implique d'un point de vue de la fertilisation azotée. Pour cela, une recherche expérimentale a été mise en place.

Le rapport consiste en premier lieu par la description du contexte dans lequel l'étude s'installe. Seront développés les différents thèmes en lien avec la problématique, les causes d'une destruction de prairie permanente et le cas des zones vulnérables en Wallonie. Ensuite viennent les prairies permanentes pour en expliquer la définition officielle, les effets théoriques de sa destruction, etc. Par la suite, une place importante est accordée à la dynamique de l'azote dans le sol pour essayer de comprendre les bénéfices azotés d'une destruction de prairie. Le contexte se termine par les objectifs de ce rapport et les différentes questions que ce travail pose.

La partie expérimentale a été séparée en deux expériences. La première partie de l'expérience est une approche théorique de la problématique par la mise en place de parcelles d'essai à la ferme expérimentale de Louvain-la-Neuve, dans le quartier de Lauzelle.

La seconde partie est une étude en situation réelle dans une série de fermes choisies selon certains critères.

Dans les deux expériences, le potentiel de minéralisation de l'azote dans les parcelles sélectionnées va être étudié en profondeur. Il s'agit de la quantité d'azote organique

théorique qui peut être naturellement minéralisée par les micro-organismes du sol au cours de l'année. Il constitue un excellent indice sur les capacités de production d'azote inorganique dans un champ donné. Le besoin d'azote minérale en abondance étant une nécessité, ce rapport tentera de déterminer les facteurs clés afin d'obtenir le maximum de concentrations en azote inorganique.

La troisième partie du rapport demeure une approche statistique des données recueillies. Les résultats de ces tests seront analysés, comparés et interprétés pour en déterminer les leçons des différentes destructions. Des graphes en histogramme et des tableaux récapitulatifs vont être utilisés, ainsi que la comparaison de photographies sur les parcelles de Lauzelle pour une comparaison qualitative des destructions. Finalement une discussion critique des expériences et une conclusion termineront ce rapport.

Contexte

1. Problématique

1.1. Motivations pour les agriculteurs de détruire une prairie

Les productions animales dans les fermes deviennent de plus en plus onéreuses, avec le prix grimpant des intrants et des productions souvent échangées à des prix trop faibles. Dans ce sens, une évolution du cheptel bovin s'est enclenchée en Wallonie. Les exploitations d'élevage voient leur nombre baisser au fil des années au profit de fermes plus rentables économiquement. Entre 1990 et 2020, la Wallonie a ainsi subi une diminution de 30% de son cheptel ([SPW, 2022](#)). Plusieurs facteurs en sont responsables. Il y a tout d'abord la crise de la vache folle en 1996 et de la dioxine en 1999 qui ont engendré d'importants abattages de bovins à l'époque. Ensuite, la réforme de la PAC (politique agricole commune) en 1999 a remplacé les prix garantis pour les agriculteurs par un système de paiements directs. Une baisse importante des prix de la viande se met en marche pour se rapprocher du prix sur le marché mondial. Cela a considérablement affaibli la structure financière des fermes. Il y a aussi les habitudes alimentaires qui ont joué un rôle dans la baisse de production viandeuse. En Europe occidentale, la consommation annuelle de viande tend à diminuer. Depuis l'année 2000, l'Europe de l'Ouest a réduit sa consommation de viande de 4,4% ([Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2020](#)). Cette baisse est beaucoup plus marquée en Belgique et en France, avec respectivement 20,5% et 17% de viande consommée en moins. En conséquence, 67% des fermes wallonnes possédant des bovins ont disparu depuis 1990. Que ce soient les bovins viandeux, allaitants ou laitiers, la baisse est généralisée et constante.

Autre cause non négligeable : le passage à une agriculture biologique. En effet, les agriculteurs qui souhaitent passer leur exploitation en filière bio doivent le plus souvent transformer leurs prairies permanentes. Ils se retrouvent dès lors dans l'obligation de les convertir en prairies temporaires capables de rentrer dans un cadre de rotation de culture.

Les prairies sont souvent installées dans un système de production agricole bien spécifique. Les fauches et les pâturages s'insèrent dans la production laitière et de viande car elles apportent pour le bétail une qualité nutritionnelle et digestive très appréciée.

La composition et la diversification des espèces fourragères sur la prairie constituent dès lors un critère des plus primordiaux pour les agriculteurs ([F.Nevens et al., 2002](#)). Une destruction de prairie survient dans le cas d'une qualité devenue insuffisante pour une exploitation correcte des ressources. Cela peut aussi venir d'un changement dans la composition des espèces végétales sur la parcelle.

Des facteurs indépendants de l'activité agricole sont également des sources de problèmes. Il peut en effet se présenter des situations où les conditions pédoclimatiques et météorologiques influencent négativement la prairie. Des épisodes de sécheresse prolongée, des inondations ou encore des sols à mauvais drainage participent à la dégradation d'une prairie ([Fourrages mieux et al., 2017](#)). Une perte de productivité de la prairie survient souvent

lorsque les espèces prairiales sont exposées à certains organismes pathogènes. On peut notamment citer l'apparition de ravageurs comme les limaces, les taupins ou les hannetons. Ces organismes produisent des larves qui se nourrissent des racines des espèces prairiales. Des maladies peuvent de même survenir. Elles sont principalement représentées par les maladies cryptogamiques, c'est-à-dire les maladies liées à des champignons. Ces types de maladies ciblent surtout les graminées. Les exemples les plus connus sont les rouilles, l'oïdium ou la pourriture des neiges. Toutes ces causes tendent à diminuer la production fourragère d'une prairie et participent ainsi à sa perte de rendement.

Le coût actuel des terres agricoles devient de plus en plus important. De nos jours, près de la moitié (45%) de la surface terrestre de l'Union européenne est allouée à la production agricole ([Lucas, 2022](#)). Cependant, les agriculteurs font face à de plus en plus de difficultés pour agrandir leur exploitation. En 2019, le prix moyen d'une terre agricole en Belgique s'élevait à hauteur de 46 778 € par hectare, avec de grandes disparités entre le Nord et le Sud du pays. Un prix 0,6% supérieur à celui de l'année précédente et même 28,7% supérieur par rapport à l'année 2015 ([Le sillon belge, 2020](#)).

1.2. Zones vulnérables à la perte d'azote en Wallonie

La Wallonie contient un grand nombre de profils de sol différents sur son territoire. Certaines régions présentent un risque plus important que d'autres à la perte de nitrates par lessivage. Ces régions sont communément appelées les zones vulnérables et sont représentées en vert dans la figure suivante (Figure 1).



Figure 1: Carte de Wallonie présentant les zones vulnérables à la perte d'azote dans le sol. ([PROTECT'eau, 2022b](#)).

L'importance des pertes en nitrates est donc d'autant plus forte dans ces régions. Il convient de surveiller au plus près les causes pour en atténuer les conséquences le plus possible. Ces zones sont dès lors soumises à des contrôles inopinés entre le 15 octobre et le 1^{er} décembre pour tout agriculteur dont au moins 20% de ses parcelles sont exploitées en zones vulnérables. Des règles spécifiques existent aussi dans ces zones, comme des conditions d'épandage de fumier interdit entre le premier octobre et le 15 novembre ou des cultures de légumineuses. Toutes les mesures propres aux zones vulnérables sont reprises sur le site internet de Protect'eau ([PROTECT'eau, 2022b](#)). Les règles peuvent devenir encore bien plus strictes si le champ est situé sur une terre en pente, car le risque de perte de l'azote à cause du ruissellement de l'eau augmente.

Des échantillons de sol dans les couches superficielles sont effectués et comparés avec des mesures de références pour évaluer les pertes potentielles en azote sur la parcelle. Les mesures de références sont établies chaque année par le GRENeRA, le groupe de recherche environnement et ressources azotées. Ce groupe comprend les centres de recherche Gembloux Agro-Bio Tech et l'Earth and Life Institute de l'UCLouvain. Les mesures sont ensuite mises à jour et inscrites dans le *Survey Surface Agricole*, comprenant 250 échantillons de 30 fermes de référence ([Vandenberghe et al., 2012](#)). Seules les régions situées dans les zones vulnérables sont soumises à ces tests.

Les mesures APL sont effectuées chaque année dans les trois premiers horizons de sol, de manière aléatoire dans 5% de fermes de la zone vulnérable ([PROTECT'eau, 2022](#)). L'ASBL Protect'eau se charge d'apporter une aide aux agriculteurs en matière de fertilisation et de gestion des produits phytosanitaires. Les résultats doivent être conformes aux taux attendus selon la culture et la région. Si ce n'est pas le cas, un accompagnement est accordé à l'agriculteur pour lui permettre de mieux gérer ses pertes en azote jusqu'à ce que les taux respectent les valeurs de référence en vigueur.

À noter qu'en agriculture, les termes lessivage et lixiviation sont souvent mal utilisés. La lixiviation est le processus caractérisant le déplacement de particules solubles en profondeur grâce au drainage de l'eau. En théorie, on va parler de lixiviation pour les particules solubles et de lessivage pour celles non solubles. Ce qui signifie que l'on devrait parler d'azote potentiellement lixiviable mais le terme lessivable a été gardé pour plus de clarté.

2. Prairies permanentes

2.1. Définition

Selon l'Union européenne, une prairie permanente est définie comme « est une terre utilisée de manière permanente (pendant plusieurs années consécutives, normalement 5 ans ou plus) pour la culture de plantes herbacées fourragères, fourragères ou énergétiques, par culture (semées) ou naturellement (auto-ensemencées), et qui n'est pas incluse dans la rotation des cultures d'une exploitation » ([eurostat, 2019](#)).

En Belgique, il est dénombré pour l'année 2021 environ 1 400 000 hectares de surface agricole, avec une part plus importante en Wallonie qu'en Flandre. Sur ces parcelles, 42,8% sont occupées par des prairies, ce qui en fait le premier type de production en termes de superficie, avec une majorité prise par les prairies permanentes ([Statbel, 2021](#)).

Dans le cadre de ce travail, deux points de la définition sont importants : en effet, on distingue les prairies permanentes des prairies temporaires par l'âge de la parcelle. Pour qu'une parcelle soit considérée comme permanente, elle ne doit faire l'objet d'aucun traitement agricole pendant au moins 5 ans. La prairie peut être laissée à la pâture ou à la fauche, mais sans culture sur celle-ci.

Autre fait notable : une prairie permanente n'appartient pas à un système de rotation de cultures. Ces prairies sont considérées comme permanentes si elles restent au moins 5 ans à l'état de prairie et sont utilisées dans le cadre de fauches et de fourrages pour le bétail. Certaines prairies font partie des parcelles en rotation mais seulement sous la forme de prairies temporaires, notamment utilisées en agriculture biologique.

2.2. Conditions d'une destruction de prairie

Le problème de lixiviation des nitrates n'est évidemment pas récent et toutes les précédentes études sur le sujet ont déjà permis de constituer une série de lois inscrites dans le moniteur belge. En effet, les agriculteurs wallons sont tenus à une série de règles légales sur la prairie qu'ils souhaitent détruire et transformer en culture.

Les règles concernant les conditions de destruction et d'épandage sur prairies ont été élaborées par le PDGA, le programme de gestion durable de l'azote. La première d'entre elles concerne la date de la destruction. De fait, les exploitants sont tenus à une saison de

destruction de prairie qui commence le premier février et qui se termine le 31 mai et ce, quel que soit le type de destruction choisi (mécanique, chimique) (PROTECT'eau, 2022a). Il n'est dès lors pas possible de détruire en hiver.

Ensuite viennent les conditions d'épandage. Les premiers mois suivant une destruction de prairie sont sujets à une libération conséquente d'azote dans le sol. Malheureusement, la minéralisation survient en même temps que le risque de perte de cet azote. Pour éviter une lixiviation trop abondante, une période séparant la destruction du premier épandage a été décrétée. De fait, la loi stipule qu'il est interdit d'épandre de l'azote minéral au cours de la première année suivant la destruction et même deux ans pour l'azote organique. Il est également prohibé d'installer des cultures de légumineuses riches en apport d'azote durant ces mêmes deux premières années post-destruction.

Ces règles imposées aux exploitants restent nombreuses mais nécessaires pour garantir une bonne gestion parcellaire des prairies. En effet, le choix de la part des agriculteurs de sacrifier une prairie souvent destinée à la pâture des bêtes présente des risques. Quand une prairie est détruite, le grand réservoir d'azote minéralisable s'estompe très rapidement dans les premières années suivant la destruction. Une grande partie des nitrates synthétisés dans les couches superficielles est perdue par lixiviation et ruissellement.

De plus, la destruction d'une prairie s'accompagne souvent d'une réorganisation indispensable dans la gestion d'une ferme. Les prairies constituent les premières terres allouées à l'alimentation du bétail par la pâture et la fauche. Si l'agriculteur décide de sacrifier des parcelles de prairies, il faut qu'il soit capable de changer complètement l'organisation de sa ferme. Cela passe notamment par une diminution de l'autonomie de la ferme avec l'emploi plus régulier de fourrages externes et donc des coûts de production revus à la hausse. La qualité des fourrages est aussi amoindrie car de l'herbe fraîche aura toujours une meilleure valeur ajoutée qu'une herbe sèche ensilée et stockée pendant un long laps de temps.

Comme argumenté dans cette section, la destruction de prairie est donc une décision agricole qui n'a rien d'anodine. Les démarches légales et les conséquences doivent être bien connues et comprises par les exploitants pour atténuer les effets négatifs.

L'Union européenne a également mis en place une nouvelle politique agricole commune (PAC) dont les dernières publications incitent à la conservation des prairies permanentes ([European Commission, 2017](#)). La politique encourage les agriculteurs à garder 5% de leur surface cultivable pour promouvoir la biodiversité locale, en plus d'accorder des subsides pour les exploitants adoptant d'autres pratiques agro-environnementales.

Enfin, toute prairie n'est pas candidate à une destruction. Il existe en Europe plusieurs sites naturels dont l'occupation est assurée par le réseau européen chargé de la conservation du territoire et de la biodiversité qui porte le nom de Natura 2000 ([Natura 2000 - Environment - European Commission, s. d.](#)). Il y a 240 sites protégés rien qu'en Wallonie et toutes ces zones parcourent plus de 220 000 hectares, représentant environ 13% du territoire wallon ([Natura 2000 en Wallonie | La biodiversité en Wallonie, s. d.](#)). La plupart des sites Natura 2000 abrite des forêts. Ces 240 sites sont classés en 11 types appelés unités de gestion (UG) selon la nature

du milieu. Dans le cas des prairies, elles ne forment que 15% des parcelles préservées, mais représentent quand même 5% de toutes les prairies wallonnes ([Natagriwal, 2015](#)).

Les unités pour les prairies sont classées en *UG 2 - UG S2 - Milieux ouverts prioritaires*, *UG 3 – Prairies habitats d'espèces*, *UG 4 – Bandes extensives* et *UG 5 – Prairies de liaison* ([Natagriwal, 2019b](#)). Chaque unité possède ses propres réglementations en matière de labour, d'épandage, de pulvérisation et de fauche. Il y a des actes soumis à l'autorisation ou non du département de la nature et des forêts et des actes automatiquement interdits, comme la destruction de prairies permanentes ([PROTECT'eau, 2022a](#)). Les mesures de gestion Natura 2000 se trouvent dans un guide qui explique en détail toutes les pratiques culturelles possiblement réalisables ou non ([Natagriwal, 2019a](#)). Comme ces parcelles doivent être en premier lieu destinées à la protection du territoire, la convention Natura 2000 prévoit une série d'indemnités pour l'entretien de celles-ci en fonction de leur intérêt biologique du milieu et de leur localisation. Les exploitants participant à la création de d'aménagements pour la faune, de clôtures ou de mares peuvent également être indemnisés par la Région wallonne selon le respect de certaines règles.

3. Dynamique de l'azote dans une prairie

3.1. Accumulation d'azote dans une prairie

L'azote du sol s'accumule principalement dans les couches superficielles du sol, où se trouve ce qui est nommé la matière organique du sol. Cette matière organique s'alimente et se régénère par la décomposition de feuilles, tiges, racines, déjections animales et de toute structure provenant du vivant. Une prairie représente une surface agricole particulière. De par sa biomasse microbienne, ses quantités de matière organique et son réseau densifié de racines qui lui confère une grande stabilité d'agrégation, elle constitue un système sensiblement plus stable qu'un champ cultivé ([Whitehead, 1995](#)). Elle présente essentiellement de l'azote stocké dans la matière organique du sol mais cette quantité d'azote est directement liée aux caractéristiques de la prairie.

L'accumulation d'azote dans une prairie va dépendre essentiellement de l'âge de celle-ci. De fait, plus une prairie sera vieille, plus elle aura eu la capacité de capter et de stocker l'azote dans son sol. Dans cette optique, les prairies permanentes, c'est-à-dire les prairies installées depuis au moins 5 ans, possèdent des réserves d'azote bien plus intéressantes que les prairies temporaires et mises en rotation. Durant les 5 premières années de vie de la prairie, l'accumulation d'azote dans la matière organique se réalise à un taux compris entre 20 et 30 kg/ha/an ([Moreau et al., 2014](#)). Les taux dépendent évidemment du type de sol, du climat, de la matière organique de base et d'autres variables. Cette concentration annuelle paraît faible mais elle se comprend au niveau pratique. La prairie a besoin de quelques années pour reconstituer sa biomasse végétale et microbienne nécessaire à l'accumulation de l'azote. Passée 5 ans, la production d'azote organique s'accélère spontanément pour atteindre des taux jusqu'à 100 kg/ha/an. Si après plusieurs dizaines d'années, la prairie permanente est

laissée sur la parcelle sans retournement, la quantité d'azote organique accumulée va doucement ralentir jusqu'à atteindre une capacité maximale après approximativement 100 ans.

Toute la période de stockage de l'azote organique dans les racines et les chaumes suit alors une croissance sigmoïdale, avec de faibles augmentations au début et à la fin, mais une production importante pendant la majeure partie de vie de la prairie. Ceci est repris dans l'équation $S = A/r$ avec S le taux total d'azote dans la matière organique, A correspondant à l'addition annuel d'azote et r la part d'azote minéralisé. Au départ, S est inférieur à A/r , à la suite d'une minéralisation importante dans les premières années suivant la destruction. Après une dizaine d'année, les structures organiques de la prairies recréées permettent un apport d'azote suffisant pour atteindre cet équilibre ([Whitehead, 1970](#)).

Une caractéristique importante dans l'accumulation est le rapport entre le taux de carbone et d'azote du sol appelé rapport C/N. Les réactions biologiques initiées par les microorganismes dépendent grandement de la valeur de ce rapport. Si une prairie voit son rapport C/N relevé, l'azote se retrouve en quantité réduite par rapport au carbone. Dès lors, les microorganismes consomment la majeure partie de l'azote disponible pour constituer ses protéines et une trop faible part est accessible pour les plantes. La minéralisation est donc ralentie. À l'inverse, un faible rapport C/N signifie une présence bien plus importante d'azote. L'azote non utilisé et excédentaire est relâché en grande quantité par les microorganismes et entraîne une accélération de la minéralisation. On estime que un rapport C/N élevé à des taux supérieurs à 30 :1. ([Harmsen & Kolenbrander, 1965](#)), tandis qu'un rapport C/N optimal est de l'ordre de 10 à 11.

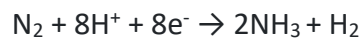
3.2. Sources d'azote minéral

Dans l'environnement, toutes les phases dans lesquelles l'azote passe d'un état à un autre est référencé dans le cycle de l'azote. Dans le sol, deux grandes séries de réaction aboutissent à la formation d'azote minéral.

D'un côté, il y a la fixation biologique. Il s'agit de la mise en place de relations symbiotiques entre les plantes de type légumineuse et certaines bactéries pour le partage mutuel des ressources. Les bactéries récupèrent les produits de la photosynthèse, donc principalement les glucides. Les plantes vont bénéficier quant à elles, de la conversion de l'azote atmosphérique en azote minéral possible par les micro-organismes. On appelle cette réaction la fixation microbiologique ([Lugtenberg, 2015](#)).

Le plus grand réservoir d'azote se trouve en effet dans l'atmosphère sous la forme de diazote N_2 . Ce diazote est fixé par les bactéries *Rhizobium* qui colonisent les nodules racinaires des légumineuses. Une relation symbiotique s'installe alors où les bactéries fournissent des

composés azotés aux légumineuses en échange des produits de la photosynthèse ([Beringer et al., 1979](#)).



Équation 1: Fixation biologique de l'azote.

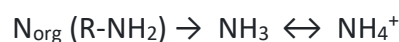
L'ammoniac synthétisé se transforme rapidement en azote ammoniacal utilisable en partie par la prairie pour sa croissance.

Dans une prairie, le trèfle, notamment le trèfle blanc (*Trifolium repens* L.) constitue la légumineuse fourragère la plus abondante. Cependant, le trèfle a aussi besoin d'azote pour se développer.

De l'autre côté, une phase de conversion de l'azote organique en azote inorganique est possible par le phénomène naturel de minéralisation de l'azote. Il s'agit en fait de la digestion biologique de la matière organique pour les microorganismes. L'azote minéral est alors considéré comme déchet par le microbiote et relâché dans l'environnement.

La vitesse de décomposition se déroule en fonction de plusieurs facteurs comme la quantité de matière organique accumulée dans le sol, mais aussi de facteurs climatiques. Les variables à prendre en compte sont effectivement la température, l'acidité du sol, l'humidité, mais surtout de la présence d'oxygène car certains des micro-organismes responsables sont aérobies et de ce fait, ils nécessitent que le dioxygène soit en quantité suffisante pour déclencher les réactions ([Deenik, 2006](#)). La texture du sol représente également un paramètre essentiel. Un sol très argileux va en effet provoquer la formation de complexe argilo-humiques et donc le taux de minéralisation va chuter.

La minéralisation est divisée en deux phases : l'ammonification et la nitrification. L'ammonification représente la première étape de la minéralisation. Elle va puiser de l'azote de la matière organique du sol pour le transformer en ammoniac et en ion ammoniacal NH_4^+ .



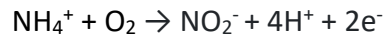
Équation 2: Ammonification de la matière organique

L'ammonification dépend bien sûr des quantités de matière mortes décomposables par le microbiote. De plus, la réaction dépend fortement des températures en place dans l'atmosphère et au niveau du sol. Les bactéries sont très sensibles aux conditions environnementales et une température trop basse va ralentir leur croissance et donc leur métabolisme. L'humidité du sol joue aussi un rôle dans le processus. Un milieu humide favorise la réaction. Cet ammonium produit est en grande partie retenu grâce aux sites d'échange cationique dans le sol qui forment des complexes argilo-humiques comme expliqué précédemment.

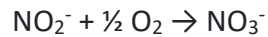
L'ammonium résultant de la minéralisation va alors soit s'incorporer dans la biomasse du sol, soit être respiré par d'autres organismes qui ont besoin d'ammonium comme source d'énergie. Pendant, la synthèse de l'ammonium, une autre réaction se déroule en

parallèle et qui utilise le NH_4^+ de l'ammonification comme réactif. Il s'agit de la nitrification.

La nitrification représente l'oxygénation de l'ammonium et la formation d'anions nitrites et surtout nitrates.



Équation 3: Oxydation de l'ammonium en nitrite.



Équation 4: Conversion du nitrite en nitrate.

Le nitrate étant un ion extrêmement mobile dans le sol, il constitue la forme la plus privilégiée par les plantes pour l'absorption racinaire. Cependant, par sa nature lessivable, une très grande partie des concentrations en nitrate sera perdue soit par ruissellement de surface, soit par lixiviation en profondeur avec le drainage de l'eau.

L'absorption des nitrates par les racines va engendrer la croissance et la maturité des espèces végétales en présence. À la mort de celles-ci, les structures végétales se décomposent puis partent dans la matière organique du sol et le cycle recommence. De l'azote minéral peut aussi provenir d'apport d'engrais de synthèse. De l'azote directement assimilable par la végétation peut être épandue sur la parcelle. Cependant, hormis une fauche abondante et régulière, l'épandage sur prairie reste peu fréquent. Toutes les étapes du cycle de l'azote dans le sol et dans l'atmosphère sont reprises dans la figure 2.

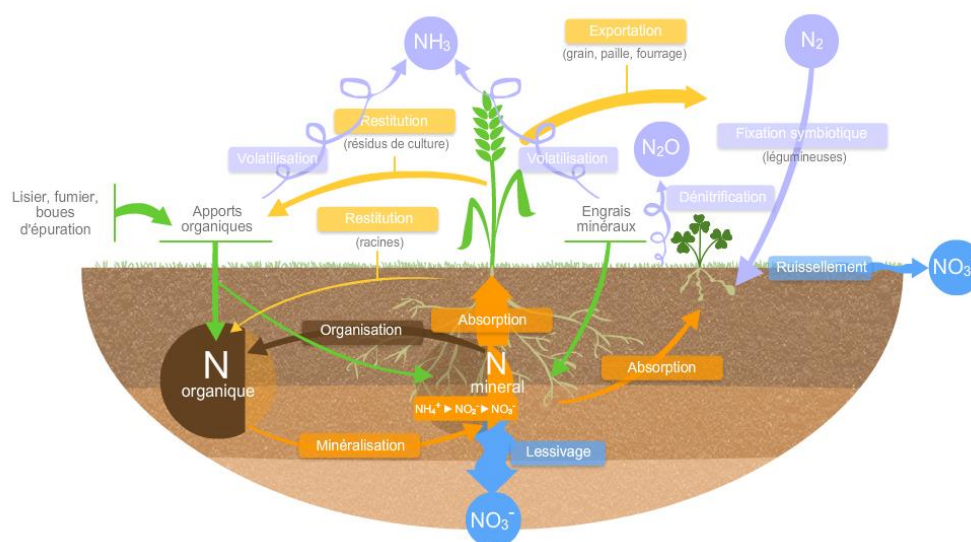


Figure 2: Cycle de l'azote dans le sol ([Programme d'actions national nitrates, 2020](#)).

3.3. Minéralisation après destruction de prairie

En règle générale, toutes les réactions se produisent en équilibre les unes par rapport aux autres selon les concentrations en azote présents dans les réservoirs.

À la suite d'une destruction de prairie, le cycle de l'azote est perturbé. Il se forme ce qui s'appelle un effet d'azote. Il s'agit d'un déséquilibre du cycle de l'azote où la minéralisation de l'azote dans le sol est rapide et importante. La cinétique de minéralisation grandement favorisée par la destruction entraîne une production d'azote inorganique bien plus importante que d'ordinaire. Durant les premiers mois suivant la destruction, il sera observé une accumulation d'azote minéralisé dans le sol.

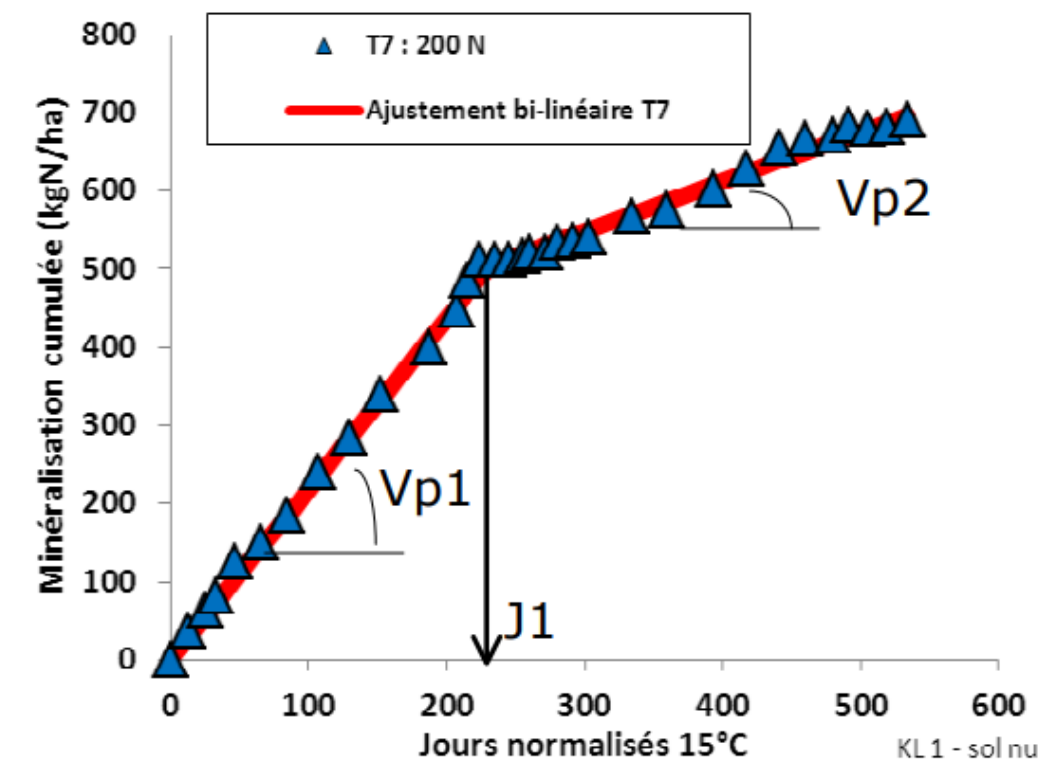


Figure 3: Graphique théorique de minéralisation cumulée de l'azote.

La figure 3 démontre l'évolution théorique de la minéralisation cumulée de l'azote jusqu'à 500 jours après la destruction d'une prairie d'essai (Cohan et al., 2012). Les différentes mesures d'azote font état d'un ajustement bilinéaire pour mieux comprendre la tendance principale du graphe. Les points rendent compte du traitement sur sol nu. À noter que les jours ont été normalisés à 15°C, ce qui signifie que tout au long de l'année, les jours subissent théoriquement une température moyenne constante de 15°C. Il apparaît dans ce graphe deux phases : la première est une forte production d'azote minéral dans les 220 premiers jours suivant la destruction, avec une production variante entre 150 et 350 kg N/ha. La vitesse de cette phase est matérialisée par l'angle de la première droite et signalée par l'abréviée Vp1. La

notation J1 correspond au nombre de jours définissant la phase 1. La seconde phase est un ralentissement de la vitesse de minéralisation V_{p2} . L'accélération marquée par la première phase représente une conséquence directe de la destruction d'une prairie sur le sol.

Ce phénomène de minéralisation à deux vitesses provient de la nature de la matière organique où est stocké l'azote. Plusieurs types de matières organiques existent. Il y a la matière organique active ou labile (5 à 10%) liée à une activité microbiologique accentuée et une décomposition rapide. C'est elle qui va engendrer une minéralisation très importante après la destruction ([N'Dayegamiye, 2007](#)). La décomposition de la matière organique active s'effectue jusqu'au moment J1 de la figure 3. La minéralisation de la matière organique labile contribue entre 20 et 70% de toute la minéralisation d'azote dans les 56 premières semaines d'incubation ([Sbih et al., 2012](#)). Ensuite se trouve la matière organique lente dont les molécules plus complexes ralentissent la minéralisation. La majeure partie de l'azote minéralisé pendant la deuxième phase vient de cette portion de la matière organique. Enfin, une dernière fraction de la matière organique existe et se caractérise par une stabilité telle que sa décomposition se révèle très difficile. Cette matière organique stable n'apparaît presque pas sur les graphes démontrés.

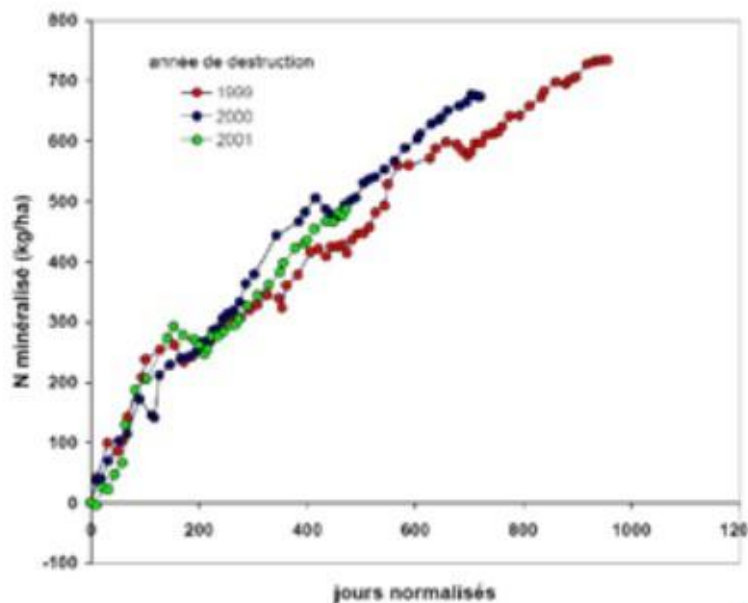


Figure 4: Évolution de la minéralisation cumulée de l'azote sur trois années de destruction.

La figure 4 présente le même type de relevés mais cette fois-ci, en conditions réelles sur trois prairies retournées successivement ([Laurent et al., 2004](#)). Il est constaté que pour les trois essais, la vitesse d'azote minéralisé reste globalement constante dans les 200 premiers jours comme sur la figure 3. Puis, au fur et à mesure du temps, les pentes sont de moins en moins marquées. Comme expliqué précédemment, la vitesse de minéralisation est alors ralentie après une certaine période post-destruction. La production d'azote minéralisable diminue de plus en plus au fil du temps et les courbes se dirigent lentement vers un plateau. En reprenant cette constatation, un modèle exponentiel peut être construit permettant de simuler l'évolution de la minéralisation de l'azote sur prairie détruite après plusieurs années. Un exemple de simulation est donné dans la figure 5 ([Cohan et al., 2012](#)).

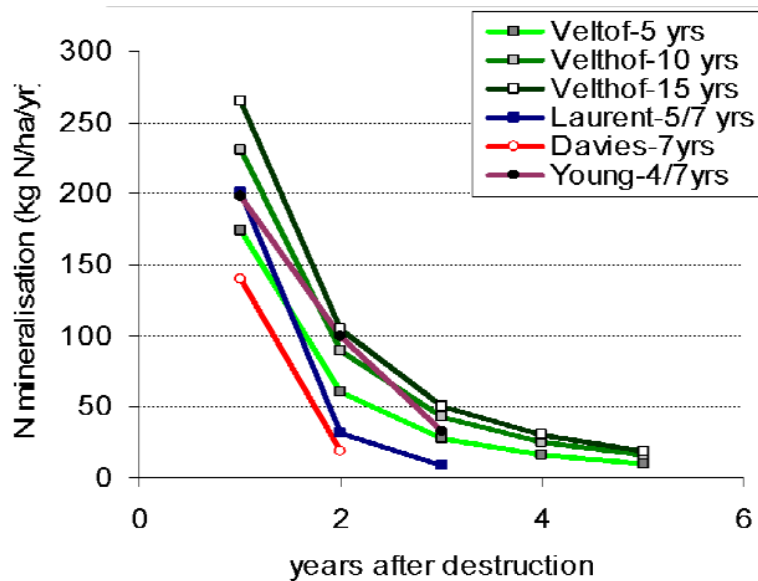


Figure 5: Modèle mathématique de la minéralisation de l'azote par année après destruction

Chaque courbe représente un essai sur prairie. La production dans ce cas est annuelle et n'est plus cumulée comme dans les figures 3 et 4. Toutes les simulations tendent vers une même dynamique, avec un maximum de production du début des relevés, soit un an après la destruction. Puis apparaît une décroissance exponentielle au fil des années jusqu'à atteindre une minéralisation minimum très faible.

3.4. Facteurs influençant la minéralisation

La minéralisation est en général très dépendante de deux caractéristiques du milieu : la température du sol et le taux d'humidité. Les microorganismes responsables de la minéralisation possèdent de fait des besoins environnementaux particuliers pour pratiquer leurs activités de façon optimale. La vitesse de minéralisation est alors très variable dans les différentes périodes de l'année, avec une activité ralentie pendant les journées plus fraîches comme en hiver. À contrario, la minéralisation subit une grande accélération avec la reprise des températures plus douces.

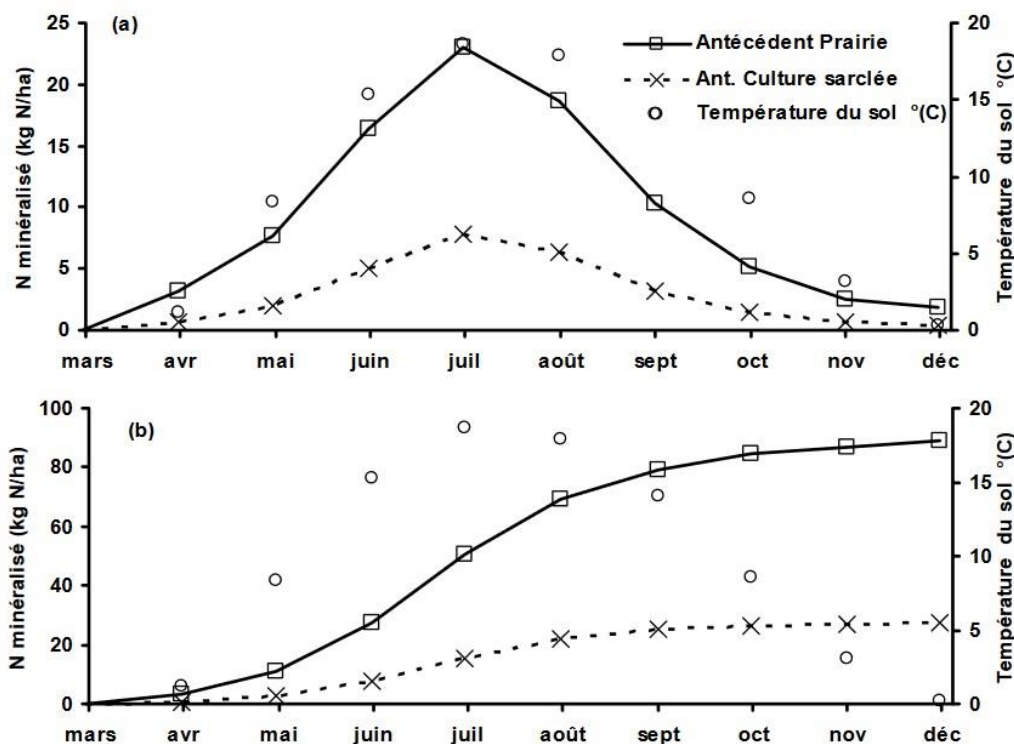


Figure 6: Minéralisation ponctuelle (a) et cumulée (b) de l'azote et température en fonction du temps.

La figure 6 fait apparaître une représentation mathématique de l'azote minéralisé et produit après incubation de manière ponctuelle (a) et cumulée (b) (Gasser, 2000). La simulation prend en compte un climat tempéré, donc le taux d'humidité est établi et considéré comme constant. Le pic de production se trouve bien en été, lors des mois les plus chauds et la courbe d'azote cumulé est bien maximale durant cette période.

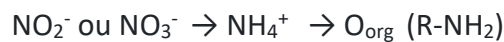
De plus, l'humidité d'un sol est corrélée à sa texture. Plus un sol possède une texture fine, plus il y a une tendance à une grande libération d'azote. Les sols argileux présentent en effet la capacité de rétention naturelle de l'eau, ce qui permet un milieu plus favorable au microbiote. À l'inverse, un sol largement composé de particules de sable verra accroître le drainage de l'eau infiltré et donc les micro-organismes ne seront pas dans de bonnes conditions de vie.

3.5. Différences entre azote potentiellement minéralisable et azote réellement valorisable

Pendant que la minéralisation se déroule, une autre partie de l'azote est stockée dans la matière organique grâce à la phase dite d'immobilisation. Tant que la végétation a besoin d'azote pour la fabrication de ses organes vitaux et de structure, il se forme naturellement un équilibre entre immobilisation et minéralisation dans le sol.

Les nitrates constituent la base d'une multitude de réactions nécessaires à la formation de biomasse et sont stockés dans la partie humique du sol (Lugtenberg, 2015).

Le devenir des nitrates varie selon les besoins. En général, il est utilisé comme nutriment par la végétation qui l'absorbe par la rhizosphère. En cas de surproduction, les concentrations en nitrates et ammonium deviennent trop importantes et ces ions vont alors être dénitrifiés et relargués dans l'atmosphère. Une partie de l'azote minéral produit est aussi immobilisé et stabilisé par les microbes dans la matière organique du sol. Ce processus réalisant de la matière organique à partir de matière minérale s'appelle l'immobilisation de l'azote et représente le phénomène inverse de la minéralisation.



Équation 5: Immobilisation de l'azote minéral.

Les deux réactions se produisent en simultanée dans le sol en période normale et l'équilibre est contrôlé par le rapport C/N de matière organique décomposée ([Stevenson & Cole, 1999](#)).

Dans un bilan azoté, il est important de bien faire la distinction entre la minéralisation brute et la minéralisation nette ([Hartwig et al., 1996](#)). La minéralisation nette se produit lorsque la minéralisation brute dépasse le volume d'immobilisation de la matière minérale par les bactéries. Dans ce cas, l'azote minéral formé est stocké dans le sol.

Lors de la destruction d'une prairie, tous les composés minéraux emprisonnés dans la biomasse racinaire sont libérés dans l'environnement et apportent à la terre une fertilité supérieure à celle d'un champ déjà cultivé. C'est la minéralisation nette qui va constituer la majeure partie de l'azote libéré dans une prairie détruite. Ce rapport va dès lors essayer de déterminer les conditions caractérisant la libération de l'azote minéralisé du sol.

4. Objectifs

Ce rapport va donc se concentrer sur l'influence d'une destruction de prairies permanentes sur le reliquat azoté. L'étude va s'intéresser à la libération de l'azote ammoniacal et l'azote nitrique libéré dans le sol après des années d'accumulation d'azote dans la matière organique. Il s'agira d'étudier les capacités de production d'azote inorganique dans des prairies de caractéristiques diverses. Des mesures d'azote ammoniacal et nitrique seront prises à des moments clés de l'année pour se rendre compte des conditions optimales à la libération d'azote. Le potentiel de minéralisation de l'azote PMN sera calculé par la réalisation d'incubations de sol en laboratoire. Les résultats rendront une idée claire des sources d'azote minéralisables en cours d'année dans chaque prairie testée.

L'étude va se dérouler en deux parties. La première partie consiste en une approche expérimentale de la teneur en azote d'une prairie détruite dans un environnement contrôlé. La seconde propose une approche beaucoup plus concrète dans le sens où des prélèvements ont été réalisés directement dans de réelles anciennes prairies converties en cultures dans différentes fermes de la Wallonie. Garder une expérimentation sur le terrain reste très intéressant pour se conformer le plus possible aux contraintes que subissent les agriculteurs vis-à-vis de leurs parcelles. Grâce à cela, les conseils partagés n'en seront que plus pertinents pour une meilleure organisation de leurs parcelles cultivables. Ces deux projets réalisés en parallèle ont été mis en place dans l'optique de répondre à trois questions fondamentales :

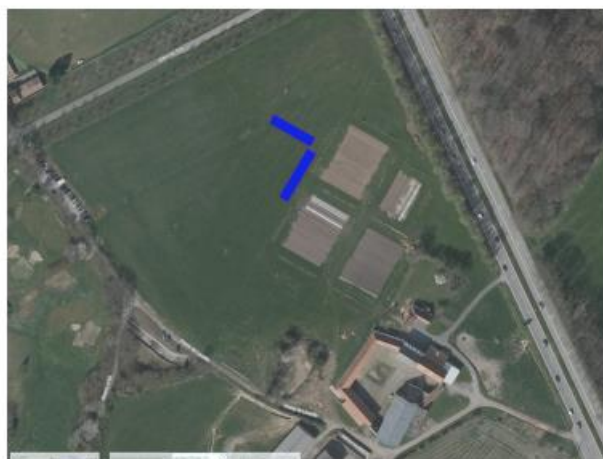
- Comment évolue l'azote minéral du sol selon le type de prairie étudié ?
- Comment évolue l'azote minéral d'une prairie dans les premières années suivant sa destruction ?
- Qu'est-ce qui influence le potentiel de minéralisation de l'azote dans le sol d'une prairie détruite ?

Matériel et méthode

1. Expérience sur parcelles d'essai

1.1. Conditions initiales

Les expérimentations se sont déroulées à la ferme expérimentale de Lauzelle, en périphérie de la ville de Louvain-la-Neuve.



N



Légende :

Adresse : Ferme de Lauzelle 1, 1348
Ottignies-Louvain-la-Neuve

Coordonnées :

Longitude : 4,6171°

Latitude : 50,6827°

Altitude : 135,32 m

■ : Parcelles d'essai

■ Sols tourbeux ou tourbières

■ Sols sableux ou limono-sableux à drainage naturel excessif ou légèrement excessif

■ Sols sableux ou limono-sableux à drainage naturel principalement modéré ou imparfait

■ Sols sablo-limoneux à drainage naturel principalement favorable

■ Sols sablo-limoneux à drainage naturel principalement modéré ou imparfait

■ Sols limoneux à drainage naturel favorable

■ Sols limoneux à drainage naturel modéré ou imparfait

■ Sols limoneux à drainage naturel assez pauvre à très pauvre

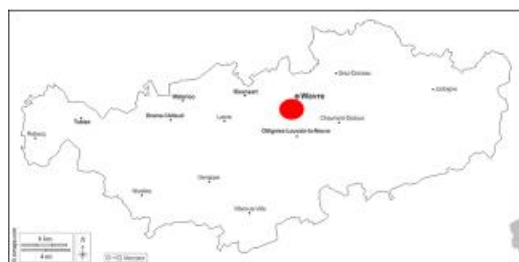


Figure 7: Vue satellite et localisation des parcelles d'essai.

Il s'agit de l'une des deux fermes en recherches agronomiques de l'UCLouvain. La ferme est insérée dans un programme de gestion en agriculture biologique. Cela signifie qu'aucun intrant de synthèse n'est amené au sein des parcelles et donc, toute pulvérisation de pesticide chimique est strictement proscrite.

La ferme se situe dans la province du Brabant wallon (Figure 7). Le sol des parcelles utilisées est associé à des sols sablo-limoneux à drainage naturel principalement modéré ou imparfait ([SPW, 2018](#)). En d'autres termes, l'eau éprouve des difficultés à être correctement drainée rapidement dans le sol et donc, les racines n'ont pas une grande capacité d'accès à l'eau. En revanche, le fait que le sol soit en partie sableux indique une porosité plus importante. Il est essentiel d'ajouter que la ferme se situe en zone vulnérable soumise au contrôle APL et que dès lors, son étude demeure d'une importance non négligeable pour toutes les prairies dans le même cas.

1.2. Déroulé de l'expérience

Deux types de prairies vont être testés. La première (Figure 8) servira de témoin dans le cas d'une destruction d'une prairie naturelle permanente. Dans le second cas, les parcelles d'essai seront installées sur une ancienne prairie détruite mécaniquement au disque rotatif en 2018 et ressemée depuis plusieurs fois. Ces deux séries de destruction se sont produites dans deux prairies présentant des profils et un historique de production différents.



*Figure 8: Photographies des prairies avant la destruction thermique.
À gauche : prairie naturelle, à droite : prairie ressemée.*

Pour simuler un désherbage chimique, la décision a été prise d'appliquer un traitement thermique par l'intermédiaire d'un désherbeur à gaz. La destruction thermique possède l'avantage de détériorer essentiellement la surface et les premiers centimètres de sol. Les effets demeurent alors du même ordre de grandeur qu'une destruction chimique. En revanche, les capacités de destruction du brûleur restent très limitées par rapport à une pulvérisation classique d'herbicide. Cela à cause de la taille restreinte du désherbeur et de la complexité d'utilisation où la distance entre les flammes et la surface du sol a une importance capitale. Dans ce sens, les parcelles d'essai ont gardé une aire relativement concise.

Les essais ont été réalisés selon le protocole suivant : dans chaque type de parcelle, quatre parcelles de 4 m² ont été traitées, séparées de deux mètres les unes des autres. Le traitement a été conduit de manière identique sur chaque parcelle, avec les règles établies par le fabricant, c'est-à-dire de disposer le brûleur à une hauteur d'environ dix centimètres du sol lors du passage.

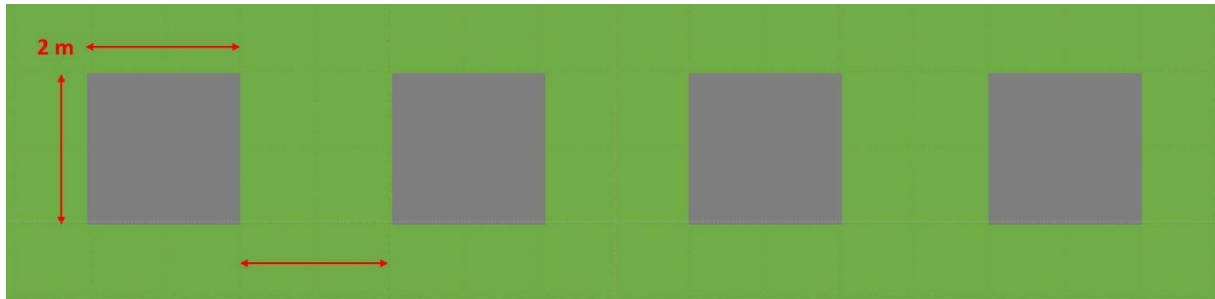
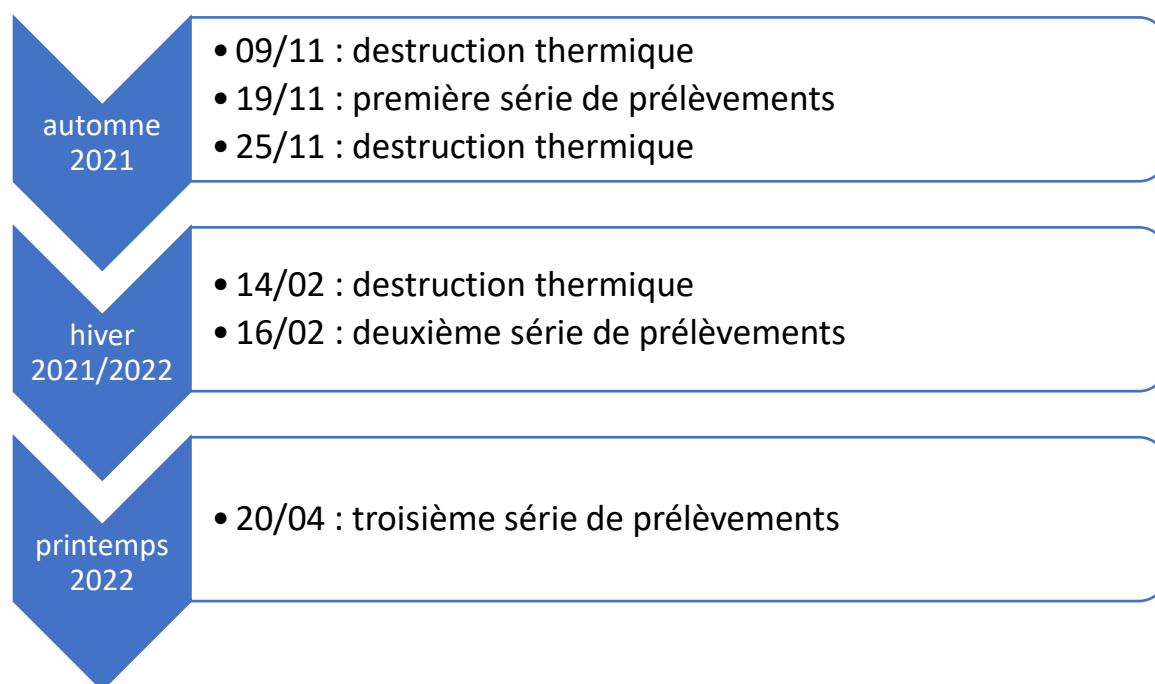


Figure 9: Schéma présentant la disposition des parcelles d'essai pour un type de traitement. Ce schéma s'applique autant pour les parcelles sur la prairie ressemée que celles sur la prairie naturelle.

Le désherbage thermique a eu lieu à trois reprises pendant l'année. Les destructions se sont produites les 9 et 25 novembre, ainsi que le 14 février. Ceci dans le but de respecter les périodes de traitement chimique appliqué par les agriculteurs sur leurs terres en conditions réelles. La destruction du 25 novembre a servi à détruire les petites repousses observées pour bien préparer les parcelles à l'hiver. Celle du 14 février a permis non seulement d'entretenir les parcelles après la vague de froid, mais aussi d'élargir les parcelles de 50cm dans toutes les directions pour éviter que les prairies autour des parcelles d'étude puissent impacter les relevés faits par la suite.

En parallèle de ces destructions, trois séries de prélèvements ont été réalisées. La première série s'est déroulée le 19 novembre 2021, soit dix jours après la première destruction. La deuxième s'est faite le mercredi 16 février 2022 et la dernière le 20 avril. Les dates de prélèvements ont été choisies de sorte qu'elles se situent à des moments clés pour étudier le mieux possible la minéralisation de l'azote.

Tableau 1: Calendrier récapitulatif des destructions et prélèvements effectués sur les parcelles d'essai.



En effet, ces dates correspondent respectivement aux périodes avant l'hiver, après l'hiver et le milieu du printemps. Il était important de respecter les normes saisonnières car les températures froides et l'humidité de l'hiver impactent de manière significative la minéralisation de l'azote. De plus, le printemps reste la période de l'année où les maximas repartent à la hausse et où la concentration en azote restant est déterminante pour la croissance végétale. Il importe donc d'estimer les quantités d'azote disponibles à cette période. Les trois séries d'échantillon ont subi des tests d'extraction de sol et la dernière a aussi vu ses prélèvements dans le premier horizon être incubées.

Les relevés ont été prodigués de la manière habituelle concernant des prélèvements d'azote. Une sonde d'un mètre de longueur a été plantée dans chaque parcelle à trois niveaux de profondeur : une profondeur de 0 à 30 cm, puis de 30 à 60 cm et enfin de 60 à 90 cm. Il est important d'étudier des teneurs en azote à des profondeurs distinctes pour suivre correctement leur évolution non seulement dans le temps, mais aussi pour se rendre compte de la minéralisation de l'azote. Les ions azotés chargés négativement ont effectivement tendance à se laisser entrainer par le drainage de l'eau dans les profondeurs du sol. Chaque parcelle a subi 5 à 6 répétitions pour diminuer les risques de variabilité dans le sol étudié.



Figure 10: Photographie des parcelles après destruction thermique sur une ancienne prairie ressemée.



Figure 11: Photographie des parcelles après destruction thermique sur une prairie naturelle.

Bien que l'expérimentation se soit déroulée dans des conditions et un environnement contrôlé, des perturbations se sont produites durant le déroulé de l'expérience. En effet, une partie des parcelles appartenant à l'étude sur la prairie qui n'avait pas reçu de traitement au préalable ont subi des dommages matériels. Un tracteur a plusieurs fois roulé sur ces parcelles, impliquant un écrasement des repousses sur celles-ci. Les commentaires des résultats sur les taux d'azote dans ces parcelles prennent en compte ce phénomène.

2. Expérience en champ

2.1. Critères de sélection

Pour cette phase expérimentale, les échantillons ont donc été prélevés dans plusieurs fermes de la région. Le but premier étant de constater les pertes d'azote dans un sol. Une sélection de fermes a été établie grâce à la participation de quelques intermédiaires, notamment des partenaires de l'agence Protect'eau et la province de Liège. Seules ont été prises en compte les anciennes prairies retournées au maximum cinq ans auparavant. Les recherches se sont aussi concentrées dans les zones APL vulnérables au lessivage de l'azote, donc en régions comprises dans la partie verte de la figure 1 (Contexte 1.2. Zones vulnérables à la perte d'azote en Wallonie)

Au total, quinze parcelles ont été échantillonnées les 28 et 29 mars dans neuf fermes. L'une d'entre elles a été détruite dès 2018, puis au moins trois représentants par année de destruction sont présents depuis 2019.

2.2. Présentation des parcelles

Les parcelles n°1 et 2 sont situées à Winenne, à la frontière franco-belge. Elles appartenaient au même agriculteur.

Celui-ci compte en tout une centaine d'hectares de cultures. Les parcelles présentent des sols limono-caillouteux à charge schisteuse et à drainage naturel principalement favorable ([WalOnMap, s. d.](#)). La parcelle n°1 a été détruite en 2018 au labour. Le fermier y a implanté ensuite du maïs les trois premières années d'exploitation, puis a mis de l'épeautre l'année dernière. Au moment des relevés sur place, l'épeautre avait déjà atteint la fin de son tallage et entamé son redressement. Sur cette parcelle, il a été épandu comme engrais de la fumure avant le semis. La seconde parcelle fut détruite l'année suivante et toujours par labour. Par la suite, elle a accueilli du maïs trois années de suite.

Après chaque ensilage, le sol a été retourné à la charrue, ce qui a occasionné l'apparition d'une semelle de labour qui s'est formée à environ 40cm de profondeur (Figure 11). En effet, la parcelle a vécu plusieurs saisons de retournement de sol au labour. Les prairies étaient âgées d'une dizaine d'année.



Figure 12: Photographie d'une carotte de sol réalisé sur la parcelle n°2

La parcelle n°3 consistait en une petite prairie de deux hectares en fond de vallée. En fait, la prairie était mitoyenne d'une parcelle de culture de céréales, et l'agriculteur a décidé de la détruire pour agrandir la surface cultivable. Elle se situe dans la commune de Ciney dont le sol est de type limono-sableux à drainage naturel, principalement modéré ou imparfait.

La prairie d'une vingtaine d'année a été détruite en automne 2020 au disque rotatif. Après cela, on lui a implanté une culture de maïs et de moutardes l'année dernière. Cette année, du froment avait été installée. Il était déjà semé et avait tallé avant la prise des prélèvements.

Les parcelles n°4 et 5 sont d'anciennes prairies permanentes de 40 ans transformées en cultures de betteraves. La première se situe du côté de Gerpennes et a été détruite en 2019. Le sol était un sol sableux à drainage naturel, principalement modéré ou imparfait.

Les deux premières années, elle a reçu des cultures de froment et actuellement, l'agriculteur y a installé des betteraves sucrières. L'autre parcelle, localisée à Florennes, a été retournée en 2021 pour y mettre également de la betterave. Le sol était un sol limoneux à drainage naturel favorable ou modéré. Les deux parcelles sont labourées annuellement et le travail secondaire du sol, ainsi que le semis, avaient déjà eu lieu lors de la prise d'échantillons.

Les parcelles n°6 et 7 représentent des essais de vignes. Elles sont situées à Malèves, dans la région de Perwez à une dizaine de kilomètre de Louvain-la-Neuve. L'agriculteur, propriétaire de 75ha de terres occupées par des betteraves et céréales, s'est ensuite tournée vers une culture de vignes. Les deux parcelles présentent un sol limoneux à drainage naturel favorable, bien utile pour la culture de vignobles. Il a détruit ses quelques hectares de prairies destinées à la pâture de ses bêtes à l'aide d'un disque rotatif. Il s'agit en fait, d'une seule et même parcelle, mais elle a été divisée en deux car la destruction s'est déroulée sur deux années, l'une en 2019 et l'autre en 2020.



Figure 13: Photographie des vignobles prélevés dans la région de Malèves

Compte tenu de l'âge récent des pieds, ainsi que des conditions climatiques assez défavorables ces dernières années, les récoltes n'ont pas encore atteint le rendement espéré. Aucun herbicide n'est appliqué entre les lignes, un simple passage de la tondeuse est effectué quelques fois par an. L'agriculteur épand un engrais de la marque Gaïago appelé Alasso®. Il s'agit d'une solution de sulfate de zinc dilué spécialement fabriqué pour les vignobles et les pépinières, à épandre à l'automne (Annexe 1). L'épandage a lieu généralement à la mi-avril, soit deux semaines après la prise d'échantillons. Une concentration en nitrate assez faible est attendue pour une culture de vignes très demandeuse et qui n'a pas encore reçu sa fertilisation annuelle.

La parcelle n°8 était une vieille prairie permanente retournée en 2018 au labour. Elle est localisée dans le village d'Avin, près d'Hannut dans la province de Liège. Elle a depuis lors accueilli une rotation de culture avec d'abord de la betterave en 2019, puis du maïs l'année suivante pour finir par du froment en 2021. Un nouveau semis de froment de printemps avait été posé avant les échantillonnages sur la parcelle. Comme pour les parcelles précédentes situées dans la même région, le sol était un sol limoneux à drainage naturel favorable.

Les parcelles n°9 et 10 situées dans la commune d'Hannut, ont été toutes les deux détruites mécaniquement au disque rotatif. Les deux sols sont des sols limoneux à drainage naturel modéré ou imparfait. Aucun traitement chimique n'a jamais été appliqué sur celles-ci. La parcelle n°9 a été retournée en 2019 pour y implanter dans l'ordre deux années de froment, puis du maïs l'année dernière. La parcelle n°10 fut détruite en 2021. Elle se trouvait dans le prolongement du champ déjà exploité par le fermier et celui-ci a augmenté sa production en agrandissant sa surface cultivable. L'année dernière, la parcelle a été porteuse de maïs.

La parcelle n°11 a été détruite au Round Up cette année. Des traces de brûlures sur les feuilles et les limbes lors de la prise d'échantillons ont d'ailleurs été aperçues. L'agriculteur a décidé de mettre du maïs sur celle-ci par après. Le champ est situé dans une petite zone industrielle

à Villers le Bouillet, il demeure intéressant de constater si de possibles effets de l'urbanisation sont visibles dans les relevés pris dans le sol de la parcelle. La prairie était une prairie permanente d'au moins vingt ans laissée au pâturage, avec un sol limoneux à drainage naturel favorable à modéré.



Figure 14: Photographie de la parcelle n°11. La prairie était détruite par pulvérisation au Round Up.

La parcelle n°12 représente comme la précédente, une parcelle détruite au Round Up en 2022. La parcelle est située dans la commune de Wanze, servait de pâtures au bétail. Désormais, l'agriculteur prévoit d'y implanter du maïs à la place. Le sol présente une structure limoneuse avec une grande charge caillouteuse dans les 40 premiers centimètres. Pendant les prises d'échantillon, il a été constaté une très grande concentration de pierres et cailloux dans les 40 premiers centimètres de sol. Et pour cause, la parcelle se situe dans une région à sols limono-caillouteux à charge de silexite ou de gravier en conglomérat et à drainage naturel ([WalOnMap, s. d.](#)).

L'agriculteur avait effectué une première analyse de sol 2 mois avant les prélèvements (Annexes 2 et 3). La fertilité de la parcelle demeure satisfaisante, avec néanmoins une concentration en potassium relativement faible.

Enfin, les trois dernières parcelles sont toutes de vieilles prairies permanentes d'au moins 30 ans et appartiennent à une seule ferme, bien qu'elles soient assez distantes les unes des autres. La parcelle n°13 est située dans un quartier résidentiel de la ville d'Ans, à environ 7 kilomètres de Liège. Elle a été détruite au Round Up l'année dernière. Elle a ensuite accueilli une culture de maïs. La parcelle n°14 a été retournée au labour en 2020 et a subi deux années successives de maïs.

Pour terminer, la parcelle n°15 est localisée dans la commune d'Houtain-Saint-Siméon, près de la frontière linguistique avec la Flandre. Elle fut aussi retournée au labour la même année que la parcelle n°14 et a reçu une rotation d'épeautre en 2020, puis un couvert de moutarde en fin de saison, pour implanter enfin une culture de maïs durant l'année 2021. Les deux

premières parcelles présentent des sols limoneux à drainage naturel favorable, tandis que la dernière possède un mélange entre sol limoneux et sol limono-caillouteux à charge schisteuse.

2.3. Vue d'ensemble des parcelles

Ci-dessous, la figure affiche la localisation de toutes les parcelles étudiées (Figure 14). Une grande partie de celles-ci se trouve dans le Nord de la Wallonie, en provinces brabançonne et liégeoise. Toutes les surfaces agricoles analysées appartiennent à la zone vulnérable de norme APL (Contexte). À noter que comme les parcelles restent assez proches les unes des autres, on trouve assez peu de variation au niveau du type de sol, à savoir un sol limoneux à drainage favorable. Il y a cependant quelques parcelles qui présentaient des charges caillouteuses ou schisteuses, notamment les parcelles numérotées 1,2,12 et 15.

Un tableau reprenant les positions géographiques de toutes les parcelles visitées a également été ajouté au rapport pour plus de précisions sur la localisation de celles-ci.

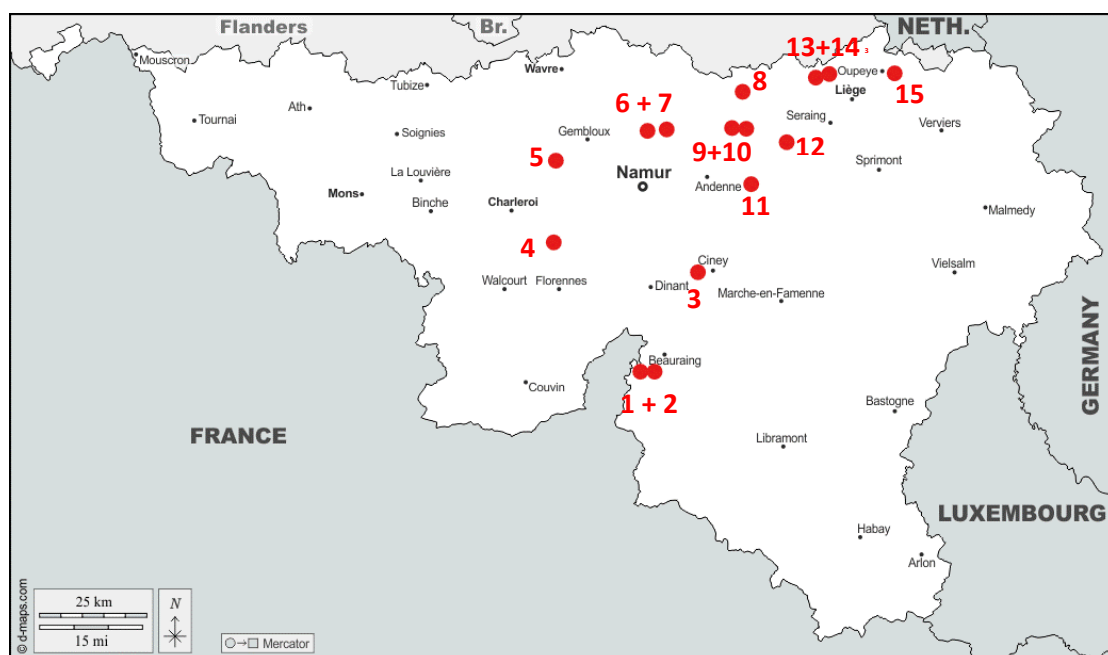


Figure 15: Carte récapitulative de la localisation des parcelles étudiées.

Tableau 2: Coordonnées géographiques des parcelles visitées

| Parcelle | Coordonnées géographiques |
|----------|---|
| 1 | 50°06'10.0"N 4°54'31.8"E (Winenne) |
| 2 | 50°06'39.1"N 4°53'15.4"E (Winenne) |
| 3 | 50°17'03.2"N 5°09'02.1"E (Ciney) |
| 4 | 50°18'01.8"N 4°33'33.9"E (Florennes) |
| 5 | 50°19'51.0"N 4°32'03.3"E (Gerpennes) |
| 6 | 50°39'13.2"N 4°46'21.0"E (Perwez) |
| 7 | 50°39'13.2"N 4°46'21.0"E (Perwez) |
| 8 | 50°36'48.1"N 5°04'05.6"E (Avin) |
| 9 | 50°38'18.1"N 5°05'15.7"E (Hannut) |
| 10 | 50°38'15.8"N 5°05'16.5"E (Hannut) |
| 11 | 50°34'13.2"N 5°15'11.0"E (Villers le Bouillet) |
| 12 | 50°31'55.2"N 5°11'43.1"E (Wanze) |
| 13 | 50°40'37.3"N 5°31'29.0"E (Ans) |
| 14 | 50°42'08.3"N 5°38'04.1"E (Oupeye) |
| 15 | 50°44'04.8"N 5°36'54.6"E (Houtain-Saint-Siméon) |

3. Analyses en laboratoire

Après chaque série d'échantillonnage, les prélèvements de terre sont placés en chambre froide pour atténuer l'activité microbienne et donc la minéralisation de l'azote organique. Dans les deux expérimentations entreprises de ce travail, les échantillons doivent passer par une série d'analyses nécessaires pour connaître les taux en d'azote ammoniacal et nitrique du sol. Trois types de tests vont être soumis aux échantillons de sol : la détermination de de la matière sèche, de l'azote nitrique et ammoniacal et du potentiel de minéralisation.

3.1. Détermination de la matière sèche

Chaque sol prélevé contient une certaine quantité de matière fraîche et de matière sèche. La matière fraîche se compose de matière sèche et d'eau. Pour connaître le taux d'humidité d'un sol, il est donc important de déterminer les deux types de matière et de faire le rapport mathématique entre les deux valeurs mesurées. Le taux de matière fraîche est connu à partir d'une certaine quantité arbitraire de terre prélevée et placée dans les pots en aluminium. On commence par peser le pot en aluminium à vide et on note cette masse. Ensuite on ajoute une certaine quantité de terre prélevée dans ce pot et on répète l'opération pour tous les échantillons de terre.



Figure 16: Répartition des échantillons de terre en pots pour obtenir le taux de matière sèche.

Ces pots remplis de terre sont alors pesés une nouvelle fois et placés dans une étuve qui va chauffer les sols à 105°C pendant deux à trois jours. L'étuve sert à faire évaporer la part d'eau que contient le sol. Une fois ce délai passé, les pots sont de-nouveau pesés. Les masses réelles de terre sont déterminées en enlevant la tare (masse du pot) à chacune des valeurs mesurées. Les quantités de matière fraîche (avant étuve) et de matière sèche (après étuve) réelles sont alors connues. Le taux d'humidité pour chaque échantillon se calcule en réalisant le rapport des masses avant et après le passage des sols dans l'étuve.

3.2. Détermination de l'azote nitrique et ammoniacal

Le dosage de l'azote inorganique suit plusieurs étapes. Il commence par le prélèvement d'environ 60 grammes de sol frais tamisé de chaque parcelle d'essai. La masse précise doit être identifiée. Ensuite ces 60g vont être mélangé avec 150 mL de KCl à 0,5 mol/L et envoyé à l'agitation pendant 30 minutes. Après cela se déroule l'extraction de l'azote où cours de laquelle la décantation sur papier filtre permet de séparer la phases liquide et solide. Le chlorure de potassium a pour effet d'extraire l'azote du sol et de le capter. Le résultat final représente une solution claire de KCl avec la quantité d'azote à identifier.



Figure 17: Décantation des solutions de KCl mélangés avec les échantillons de terre.

Les échantillons correctement dilués vont ensuite partir au laboratoire agronomique de Michamps. Un dosage du NH_4 et du NO_3 à l'automate va permettre de connaître leurs concentrations en fonction de la masse de l'échantillon au départ de l'analyse selon la norme ISO 14256-2 ([International Organization for Standardization, s. d.](#)).

3.3. Détermination du potentiel de minéralisation

3.3.1. Mode Opérateur

Le potentiel de minéralisation d'un sol ne peut pas être directement déterminé par une mesure de l'azote présent. S'agissant d'un potentiel, c'est une valeur non-déterminée en laboratoire mais interprétée par calcul. La première étape est représentée par une phase d'incubation anaérobie selon la méthode Bremner-Keeney ([Keeney & Bremner, 1966](#)). L'incubation consiste à accélérer volontairement la minéralisation du sol pour connaître ses capacités de production en azote minéral. Environ 6g de sol frais sont pesés et placés dans un tube à essai. La masse précise de sol doit être noté. Dans ces tubes, les échantillons de sol seront mélangés avec 12,5mL d'eau. Les tubes sont enfin fermés hermétiquement à l'aide d'un film Parafilm et conservés pendant une semaine à 40°C dans l'incubateur.



Figure 18: Mise en application du protocole d'incubation.

La chaleur a pour effet d'accélérer et de favoriser la minéralisation de l'azote organique présent dans les échantillons prélevés. Après la période d'incubation passée, la quantité d'azote qui s'est minéralisé doit être connue. Pour cela, on ajoute du chlorure de potassium à la concentration de 3mol/L. Le tube à essai est rempli de KCl jusqu'à arriver à un volume constant de 50mL de solution. Les tubes sont ensuite agités 1 heure pour extraire l'azote minéralisé et être capté par le KCl. Enfin on filtre le mélange à l'aide d'un papier filtre pour ne conserver que la phase liquide contenant la quantité d'azote à déterminer. Par la suite, l'extrait de KCl où se trouve l'azote ammoniacal est filtré et dosé.

Un calcul est nécessaire afin de prédire le potentiel d'azote minéralisable pendant l'année à l'échelle de la parcelle. Ce calcul se trouve dans la section suivante et prend en considération plusieurs facteurs dont le taux de matière sèche déterminé en amont de l'expérience.

La manipulation n'a concerné que les prélèvements des 30 premiers centimètres de sol. Il s'agit en effet la couche la plus proche de la surface, donc la couche avec le plus d'activité biologique et la plus propice à une minéralisation de l'azote organique.

3.3.2. Calcul

Les valeurs mesurées par un analyseur à flux continu sont données en part par million ppm. Cette unité correspond dans ce cas aux milligrammes d'ammoniac présents par litre de solution. Pour les dosages classiques, les chiffres sont directement convertis en unité utilisable, donc en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$.

On commence par soustraire aux résultats la moyenne des valeurs trouvées dans les blancs (n blanc) pour ne garder que les ppm d'ammoniac réels (n). Ensuite, les résultats sont multipliés par le volume de solution frais et divisé par la masse de sol prélevée. On obtient dès lors une concentration en g/L. À cela on divise par le pourcentage de matière sèche trouvé dans le sol et enfin on multiplie le tout par la masse de terre rapporté à l'hectare dans les trente premiers centimètres de sol. Ce paramètre théorique est établi à 4050T/ha.

En résumé, le potentiel de minéralisation brute de l'azote (PMN brut) est donné par :

$$\text{PMN brut (kg*ha}^{-1}\text{)} = \frac{n \text{ (ppm)} - n \text{ blanc (ppm)} \times \text{volume (L)}}{\text{masse (g)}} \times \frac{4050 \text{ (T/ha)}}{100 \times \text{matière sèche (\%)}}$$

Équation 4: Calcul du PMN brut.

Et pour terminer, on soustrait les concentrations en NH_4 déterminées dans le premier horizon lors des extractions basiques :

$$\text{PMN net (kg*ha}^{-1}\text{)} = \text{PMN brut (kg*ha}^{-1}\text{)} - \text{N-NH}_4^+ \text{ (kg*ha}^{-1}\text{)}$$

Équation 5: Calcul du PMN net.

Résultats

1. Expérience 1

Dans ce chapitre, les différentes séries de relevés prises au cours de la première expérience seront passées en revue. Chaque série de résultats sera affichée de la manière suivante : un tableau incluant les moyennes des différentes variables fera office d'introduction. Ce tableau sera interprété de manière sommaire pour en détacher les grandes idées. Il sera par la suite divisé en trois. Le premier sous-tableau résumera les résultats de l'ensemble des parcelles incluses dans l'expérience. Il aura une couleur bleu pâle en trame de fond. Ensuite, les deuxièmes et troisièmes sous-tableaux seront construits selon le type de traitement pratiqué sur chaque parcelle, avec les résultats des parcelles de sol ressemé en premier lieu et les parcelles de la prairie naturelle par la suite. La prairie ressemée sera représentée par la couleur rouge orangé et la prairie naturelle par la couleur verte. Les tableaux se focaliseront sur les taux d'humidité, sur l'azote ammoniacal et l'azote nitrique répartis en fonction de la profondeur du sol. À titre d'information, tous les tableaux de résultats bruts pour les deux expériences se trouvent dans la partie « Annexes » de ce rapport (Annexes 6, 7 et 8).

Ensuite viendront les graphes. Ils seront présentés sous la forme d'histogrammes empilés, style de graphe habituel dans ce type d'analyse car propice à la comparaison de profils azotés à plusieurs niveaux de profondeur. Cela commencera par l'analyse graphique d'un histogramme reprenant les taux d'azote ammoniacal dans le sol, suivi d'un autre qui donnera les valeurs d'azote nitrique. Chaque histogramme correspond à une série de prélèvements réalisés dans l'année. Les colonnes P1, P2, P3 et P4 représentent les 4 parcelles de sol ressemé, tandis que les 4 suivantes, les colonnes P5, P6, P7, P8 correspondent aux parcelles détruites sur la prairie sans traitement. Chaque couleur se rapporte à l'un des trois horizons de sol échantillonné. Deux jeux de trois couleurs ont été choisis pour apporter une certaine cohérence et une meilleure lisibilité dans le reste de ce rapport. L'axe des ordonnées est occupé par la concentration en azote de l'ion analysé dans le sol (ammonium ou nitrate) en kilogramme par hectare.

1.1. Première série de relevés

Les premiers résultats ont donc été échantillonnés le 19 novembre, soit dix jours après la première destruction thermique. Cette période de dix jours n'a pas permis une grande libération de nitrates dans le sol mais là n'était pas son but. En fait, les mesures de cette série de relevés vont plutôt servir de mesures témoins. Ensuite il conviendra évidemment de comparer ces relevés au début de l'expérience avec les autres relevés qui auront eu un laps de temps plus important depuis cette destruction thermique. Cela dans le but de démontrer comment les taux d'azote inorganique évoluent dans le sol. Commençons par le tableau reprenant les résultats de toutes les parcelles d'étude.

Tableau 3: Valeurs moyennes globales des taux de matières sèches et des concentrations en azote ammoniacal et nitrique dans les trois horizons de sol prélevés pour la première série de relevés.

| Étiquettes de lignes | Moyenne de MS % | Moyenne de N-NH4 kg/ha | Moyenne de N-NO3 kg/ha |
|----------------------|--------------------|------------------------|------------------------|
| 0-30 | 77,5 | 7,930744569 | 9,263183821 |
| 30-60 | 81,61625 | 5,411962764 | 5,35817135 |
| 60-90 | 81,49375 | 4,901173435 | 3,712775028 |
| Total général | 80,20333333 | 6,081293589 | 6,111376733 |

La colonne s'intéressant à la matière sèche du sol pour chaque horizon fournit des valeurs cohérentes, avec 77% dans le premier horizon mais qui augmente lorsque l'on avance en profondeur. Cela signifie que l'humidité est plus importante dans les toutes premières couches de sol où la biomasse se développe le plus. Dans le même temps, l'eau drainée passe par les horizons 30-60 et 60-90 mais n'y reste que partiellement pour atteindre des horizons plus profonds.

Les deuxièmes et troisièmes colonnes font part des taux d'azote ammoniacal et de nitrique dans les trois horizons. Ces valeurs sont non-linéaires décroissantes à mesure que l'on s'enfonce avec un maximum dans la première couche de sol. À ce stade de développement, les valeurs sont en adéquation avec la réalité car même si elles diminuent, les valeurs gardent un ordre de grandeur tel qu'il n'est pas encore possible de définir distinctement une conséquence de la destruction thermique. Les tableaux suivants reprennent les mêmes résultats mais ont été séparés selon le type de traitement appliqué, avec la prairie ressemée en premier et la prairie sans traitement en second.

Tableau 4: Valeurs moyennes des taux de matières sèches et des concentrations en azote ammoniacal et azote nitrique dans les trois horizons de sol prélevés selon le type de traitement.

| Étiquettes de lignes | Moyenne de MS % | Moyenne de N-NH4 kg/ha | Moyenne de N-NO3 kg/ha | P1 P2 P3 P4 |
|----------------------|-----------------|------------------------|------------------------|-------------|
| 0-30 | 77,6175 | 7,121669088 | 12,53142908 | |
| 30-60 | 81,7075 | 5,550855685 | 4,809947863 | |
| 60-90 | 81,4625 | 3,730431705 | 2,800103908 | |
| Total général | 80,2625 | 5,467652159 | 6,713826948 | |

| Étiquettes de lignes | Moyenne de MS % | Moyenne de N-NH4 kg/ha | Moyenne de N-NO3 kg/ha | P5 P6 P7 P8 |
|----------------------|--------------------|------------------------|------------------------|-------------|
| 0-30 | 77,3825 | 8,73982005 | 5,994938568 | |
| 30-60 | 81,525 | 5,273069843 | 5,906394838 | |
| 60-90 | 81,525 | 6,071915165 | 4,625446148 | |
| Total général | 80,14416667 | 6,694935019 | 5,508926518 | |

Si on regarde les valeurs dans le détail, on constate que la moyenne d'azote ammoniacal est de 5,47 kg*ha⁻¹ pour la prairie ressemée mais qu'elle atteint de 6,69 kg*ha⁻¹ pour la prairie naturelle. Ces taux sont d'autant plus intéressants que la tendance s'inverse pour les taux

d'azote nitrique, avec une supériorité cette fois-ci pour la prairie ressemée. De plus, on constate que les moyennes ne suivent pas du tout les mêmes évolutions. Pour les taux d'azote nitrique par exemple, les valeurs sont graduellement décroissantes avec le sol ressemé, allant de 12,53 kg*ha⁻¹ dans le premier horizon jusqu'à 2,8 dans le troisième. Ceci alors qu'elles se comportent de façon presque identique dans l'ancienne prairie naturelle où on n'observe une différence de seulement 1,4 kg*ha⁻¹ dans le premier et le troisième horizon.

Pour comprendre plus facilement les résultats, il est temps de passer à l'analyse graphique en commençant par les relevés d'azote ammoniacal. Pour rappel, les parcelles P1 à P4 font référence aux parcelles situées dans la prairie ressemée, tandis que les parcelles P5 à P8 correspondent aux parcelles sur l'ancienne prairie naturelle.

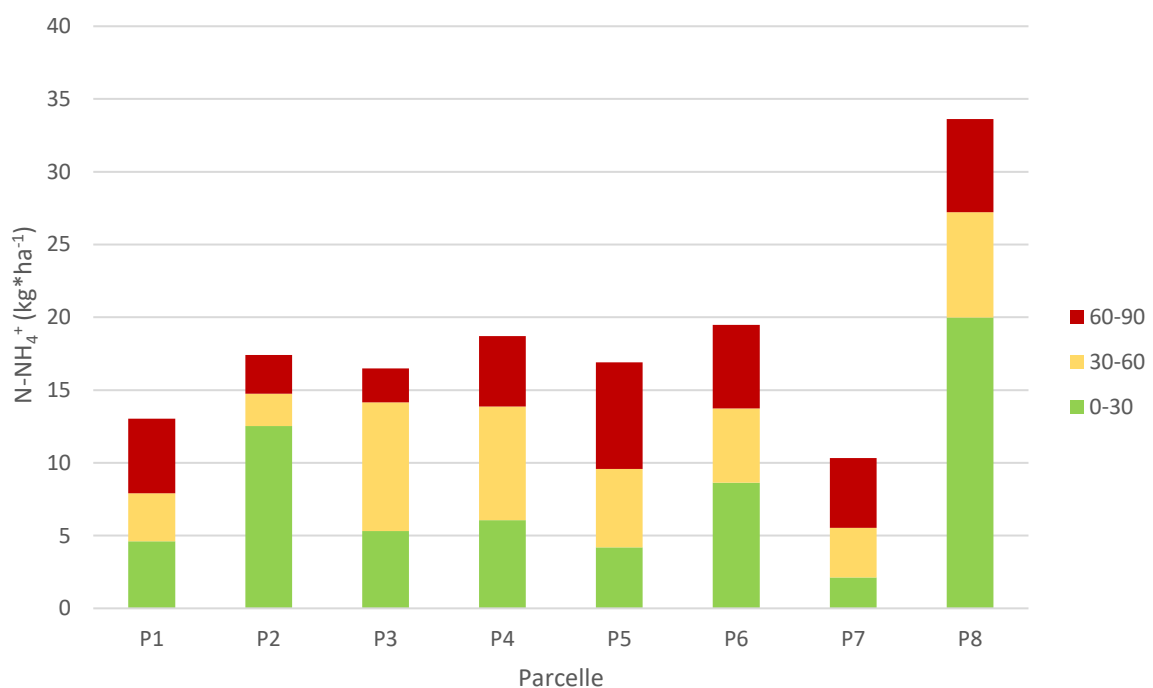


Figure 19: Profil du reliquat azoté en azote ammoniacal pour la première série de relevés. Les données avec la dénomination P1, P2, P3 et P4 représentent les parcelles appartenant à la prairie ressemée. Les barres P5, P6, P7 et P8 de l'histogramme quant à elles, font référence aux parcelles de la prairie naturelle détruite.

La première constatation intrigante concerne la différence notable entre la parcelle P8 et le reste des barres de l'histogramme. Rien que le taux d'ammoniac dans les trente premiers centimètres suffit à dépasser toutes les autres valeurs. La localisation de la parcelle peut être une piste à explorer pour expliquer cette étonnante disparité. La prairie où se situent les parcelles P5 à P8 a subi une destruction mécanique plus tôt dans l'année pour y implanter des cultures maraichères. Il est possible que les concentrations d'azote ammoniacal dans la parcelle P8 aient été influencées par ce changement de gestion de la prairie.

Ensuite, bien que les taux atteignent des valeurs totales dans le même ordre de grandeur (entre 10 et 20 kg*ha⁻¹), il faut noter également l'uniformité assez constante des

concentrations par horizon. Les taux d'ammoniac dans la couche 30-60 apparaissent comme égales à ceux de la couche 0-30. De fait, si on omet la parcelle P8 de l'analyse, on obtient $6,2 \text{ kg*ha}^{-1}$ de N-NH_4^+ dans le premier horizon, $5,15$ dans le deuxième et $4,68$ dans le troisième. Ces valeurs sont beaucoup plus homogènes que les moyennes globales (tableau 1). Comme il a été mentionné dans les différences de traitement (tableaux 2 et 3), il est intéressant de constater que les mesures d'azote ammoniacal dans la prairie ressemée sont très inférieures par rapport à la prairie sans traitement. Cela s'explique justement par le fait que la prairie ressemée a déjà été dégradée par le passé et que la minéralisation mise en place a diminué les réserves d'azote ammoniacal dans les horizons de sol plus profonds.

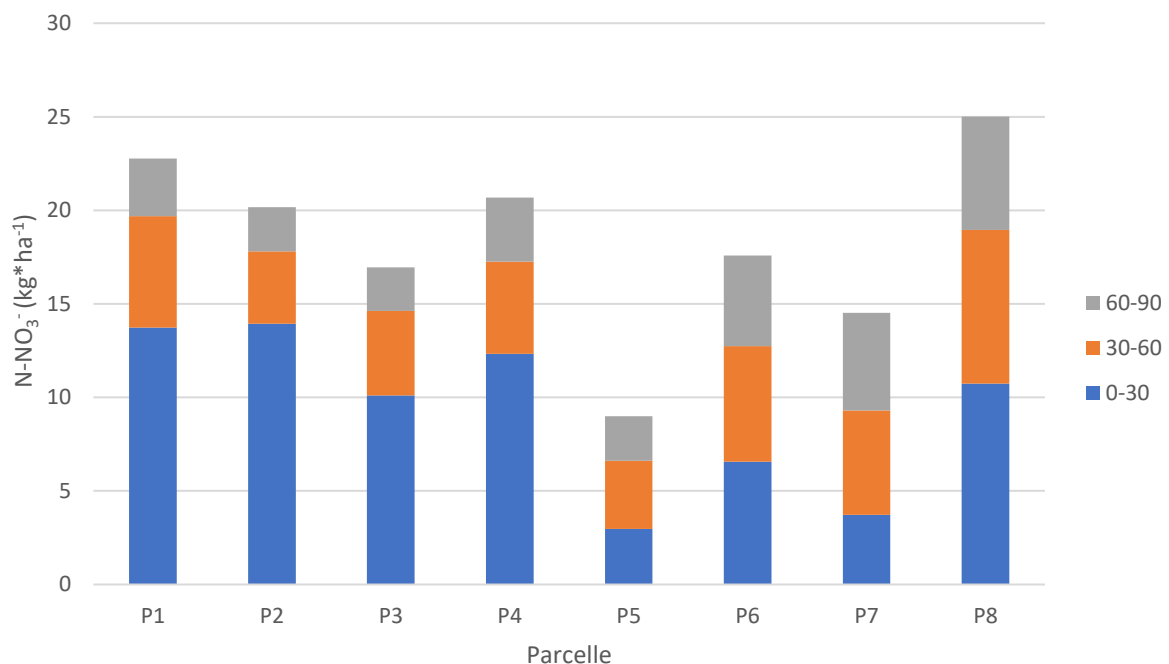


Figure 20: Profil du reliquat azoté en azote nitrique pour la première série de relevés.

Dans ce second graphique, plusieurs remarques à faire : Tout d'abord, la disparité des résultats globaux. En effet, alors que la moyenne générale de la somme des taux pour chaque parcelle se situe à $18,33 \text{ kg*ha}^{-1}$, on constate des écarts relativement importants selon le type de traitement. La moyenne d'azote nitrique pour la prairie ressemée est de $20,14 \text{ kg*ha}^{-1}$ de N-NO_3^- mais celle pour la prairie sans traitement n'est que de $16,52 \text{ kg*ha}^{-1}$ de N-NO_3^- , soit 20% de moins. Bien qu'elles fassent parties du même environnement et ne sont distantes que de quelques mètres, elles mettent en évidence l'importance du type de traitement sur l'évolution des concentrations en nitrates dans une prairie.

1.2. Deuxième série de relevés

Le deuxième échantillonnage correspond aux prélèvements réalisés en sortie d'hiver, le 16 février 2022. La destruction thermique qui a eu lieu deux jours auparavant ne va pas être prise en compte dans cette série de relevés mais dans la prochaine. Après trois mois passés depuis la première destruction, des concentrations d'azote ammoniacal et nitrique supérieures aux premiers résultats étudiés sont espérées, surtout dans le cas de la prairie sans traitement. La destruction thermique a dû éliminer une grande partie des végétaux présents en surface. Ce qui a normalement impacté la biomasse du sol et permis la libération de quantités de nitrates emprisonnés dans les racines de ces plantes.

De plus, les températures très fraîches de l'hiver ont notamment empêché les repousses les plus précoces de germer, ce qui a accentué la destruction. Si on compare les photos d'une parcelle entre le 25 novembre et le 14 février, on constate des différences selon le type de traitement. Dans le cas des parcelles sur la prairie ressemée, les végétaux installés sur la prairie n'ont pas eu la possibilité de germer et la parcelle apparaît encore très peu fournie en espèces végétales (Figure 21).



Figure 21: Photographies d'une parcelle d'essai sur prairie ressemée. À gauche : le 25 novembre. À droite : le 14 février.

De l'autre côté, les parcelles des prairies sans traitement préalable affichent un regain non négligeable et les marques de brûlures sont devenues difficiles à identifier (Figure 22).



Figure 22: Photographies d'une parcelle d'essai sur prairie naturelle. À gauche : le 25 novembre. À droite : le 14 février.

Les moyennes des résultats sont à retrouver dans le tableau ci-dessous (Tableau 5) :

Tableau 5: Valeurs moyennes globales des pourcentages de matières sèches et des valeurs en azote ammoniacal et nitrique dans les trois horizons de sol prélevés pour la deuxième série de relevés.

| Étiquettes de lignes | Moyenne de MS % | Moyenne de N-NH4 kg/ha | Moyenne de N-NO3 kg/ha |
|----------------------|--------------------|------------------------|------------------------|
| 0-30 | 75,38875 | 29,66732063 | 5,725970694 |
| 30-60 | 80,675 | 9,082289321 | 4,837860628 |
| 60-90 | 80,27375 | 8,025246866 | 3,173025711 |
| Total général | 78,77916667 | 15,59161894 | 4,578952344 |

Premièrement, le pourcentage de matière sèche dans le sol a légèrement diminué, passant de 80 à 78% en moyenne général. Cela s'explique par les conditions hivernales où les températures baissent et les précipitations s'accroissent. De ce fait, il apparaît normal de retrouver des taux d'humidité supérieurs aux taux du mois de novembre.

Concernant les concentrations en azote ammoniacal, les chiffres fournis par le tableau demeurent beaucoup plus importants que les résultats précédents. La moyenne générale est en effet passée de 6,08 à 15,6 kg*ha⁻¹. Quel que soit le niveau de profondeur, les taux d'ammoniac ont grimpé de manière considérable avec même dans le premier horizon des taux quatre fois plus importants par rapport à ceux des premiers relevés. La forte ascension de ces chiffres est liée à la destruction thermique réalisée quelques mois auparavant. En effet, la matière organique et la biomasse présentes ont largement contribué à la libération d'azote inorganique par réaction de minéralisation. L'ammoniac étant la première forme produite par cette réaction, il demeure inévitable de trouver de grandes quantités d'azote sous cette forme à ce stage de l'étude.

Les taux d'azote nitrique sont quant à eux plus faibles que les premières avec une valeur totale générale passant de 6,11 à 4,58 kg*ha⁻¹. Cette diminution bien que relativement faible, se produit surtout dans les premiers centimètres de sol, avec une perte de 39% dans le premier horizon de sol.

Le contraste entre l'azote ammoniacal et l'azote nitrique devient d'autant plus important lorsque l'on s'attarde sur les moyennes des résultats par type de traitement :

Tableau 6: Valeurs moyennes des pourcentages de matières sèches et des valeurs en azote ammoniacal et nitrique dans les trois horizons de sol prélevés selon le type de traitement.

| Étiquettes de lignes | Moyenne de MS % | Moyenne de N-NH4 kg/ha | Moyenne de N-NO3 kg/ha | P1 | P2 | P3 | P4 |
|----------------------|-----------------|------------------------|------------------------|----|----|----|----|
| 0-30 | 75,485 | 9,911110308 | 7,180425578 | | | | |
| 30-60 | 80,825 | 4,854920193 | 5,782858653 | | | | |
| 60-90 | 80,3075 | 4,280223465 | 4,476441615 | | | | |
| Total général | 78,8725 | 6,348751322 | 5,813241948 | | | | |

| Étiquettes de lignes | Moyenne de | | Moyenne de N-NO ₃ |
|----------------------|--------------------|------------------------------------|------------------------------|
| | MS % | Moyenne de N-NH ₄ kg/ha | kg/ha |
| 0-30 | 75,2925 | 49,42353096 | 4,27151581 |
| 30-60 | 80,525 | 13,30965845 | 3,892862603 |
| 60-90 | 80,24 | 11,77027027 | 1,869609808 |
| Total général | 78,68583333 | 24,83448656 | 3,34466274 |

P5 P6 P7 P8

Bien que les valeurs soient quelque peu les mêmes pour la prairie ressemée, on assiste à une augmentation significative de la quantité en azote ammoniacal pour l'ancienne prairie naturelle. Les valeurs passent ainsi de 7,12 kg*ha⁻¹ de N-NH₄⁺ à plus de 49 kg*ha⁻¹ dans le premier horizon de sol, soit 7 fois plus. Les autres horizons démontrent également des augmentations de concentrations bien que celles-ci soient plus modérées.

La diminution généralisée des valeurs de nitrates aperçue dans le premier tableau se confirme non-seulement dans le cas de l'ancienne prairie naturelle mais aussi dans la prairie ressemée. En effet, on trouve une valeur moyenne de 3,34 kg*ha⁻¹ de N-NO₃⁻ pour la prairie sans traitement et une valeur de 5,81 kg*ha⁻¹ de N-NO₃⁻ pour la prairie ressemée. Ces résultats sont inférieurs de 39,5 et 14% respectivement par rapport aux prélèvements de novembre. La baisse de concentration est donc marquée dans les deux cas mais beaucoup plus pour la prairie naturelle.

Cette diminution généralisée est surtout accentuée dans le premier horizon. De fait, si on observe les valeurs moyennes d'azote nitrique de chaque horizon entre le mois de novembre (Tableau 3) et le mois de février (Tableau 5), les écarts les plus forts demeurent surtout dans l'horizon 0-30.

Si on considère la prairie ressemée, la moyenne d'azote nitrique dans le premier horizon passe de 12,5 kg*ha⁻¹ de N-NO₃⁻ à 7,2 ; soit une diminution de plus de 43%. Même constat pour la prairie sans traitement préalable avec des pertes de 29%. Cependant, on assiste à des évolutions opposées selon le type de traitement lorsque l'on va plus en profondeur. En effet, pour la prairie ressemée, on constate des augmentations de la masse d'azote nitrique par hectare dans les deuxièmes et troisièmes horizons de respectivement 20 et 60%. À contrario, les taux d'azote nitrique pour la prairie sans traitement baissent de 33% pour l'horizon 30-60cm et même de 60% dans l'horizon 60-90cm.

La différence d'évolution des taux selon le type de traitement est ici saisissante. L'ammonium provient en effet directement de l'ammonification de l'azote sous forme organique dans le sol (Contexte, 3.2. Sources d'azote minéral). La destruction de biomasse dans une prairie naturelle permet donc la construction d'un stock d'azote inorganique considérable. Dans le cas de la prairie ressemée, les concentrations restent semblables car la prairie n'a pas eu le temps nécessaire pour reconstituer une végétation et un microbiote suffisant pour atteindre des niveaux d'ammoniac du même ordre de grandeur que la prairie sans traitement préalable.

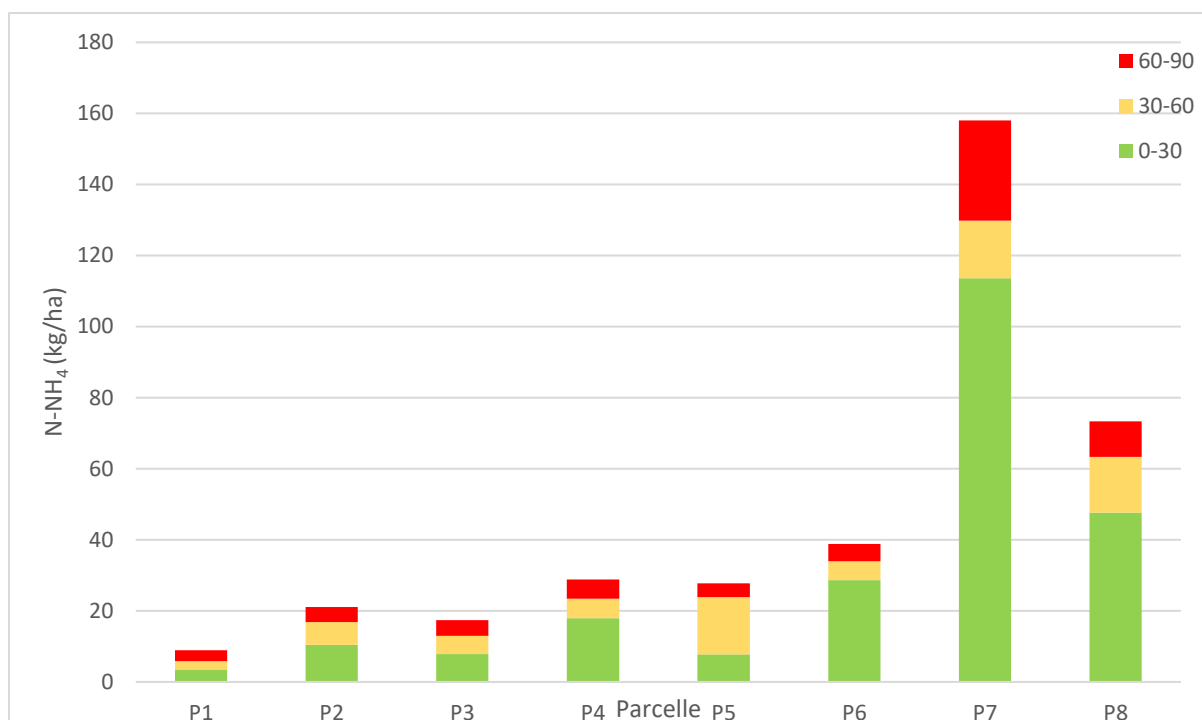


Figure 23: Profil du reliquat azoté en azote ammoniacal pour la deuxième série de relevés.

La parcelle P7 apparaît clairement disproportionnée par rapport aux autres. En effet, alors que la moyenne d'ammonium est de $15,6 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (Tableau 5), la moyenne de cette parcelle atteint $158 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. L'une des raisons pourrait venir des conditions de prélèvements effectuées pendant la prise d'échantillons. De fait, comme il a été mentionné dans le chapitre précédent, les parcelles ont été grandement abîmées par le passage d'un tracteur quelques jours avant le prélèvement (Matériel et méthode). Les données ont alors pu être affectées par cet épisode malheureux. Il conviendra de regarder le graphe suivant sur les concentrations de nitrates pour confirmer ou non cette théorie.

Dans les autres points importants, on constate une différence assez nette de niveau d'ammonium selon le type de traitement administré. Il apparaît clair que la minéralisation, comme constaté dans les tableaux de valeurs moyennes, a été beaucoup plus importante dans la prairie sans traitement préalable. Les parcelles P1 à P4 n'arrivent même pas à atteindre les $30 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ alors que les parcelles P6 à P8 les dépassent largement.

On peut aussi voir que la production d'ammonium s'est concentrée dans le premier horizon de sol. Dans le premier histogramme répertoriant les valeurs d'azote ammoniacal (Figure 19), la part de vert correspondant à l'horizon 0-30 semblait bien moins omniprésente que dans celui-ci.

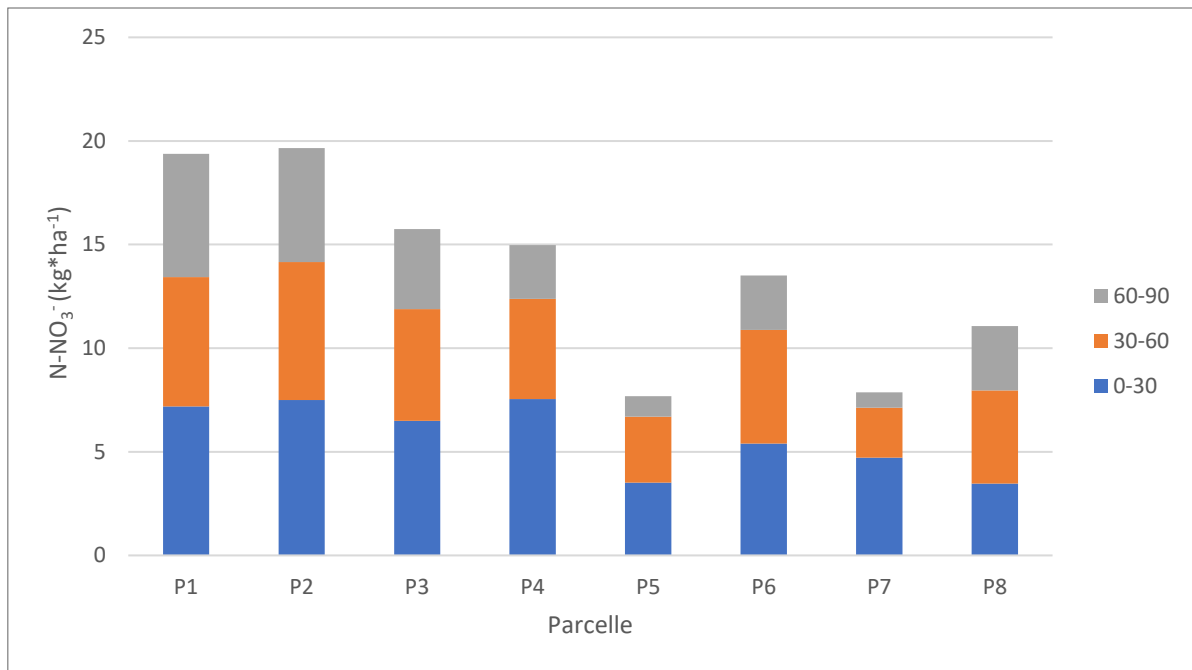


Figure 24: Profil du reliquat azoté en azote nitrique pour la deuxième série de relevés.

Dans cet histogramme, quelques similitudes avec le graphe précédent sont présentes. Tout d'abord, les valeurs des parcelles P1 à P4 de la prairie ressemée évoluent de manière assez homogène, avec toutefois une décroissance notable pour les parcelles P3 et P4. Dans le même temps, les parcelles P5 à P8 présentent une moyenne d'azote nitrique dans le sol sensiblement plus faible que les autres parcelles comme dans le tableau 1. Cependant, beaucoup de différences sont également notables.

Dans la dernière partie de cette analyse, il est attendu des niveaux d'ammonium plus faibles, mais des niveaux de nitrates beaucoup plus élevés. De fait, avec de tels taux d'azote ammoniacal mesurés dans cette série de relevés, la nitrification va jouer un rôle substantiel dans l'évolution des parcelles d'étude.

1.3. Dernière série de relevés

Les derniers échantillons de sol ont été prélevés le 20 avril, soit deux mois après la seconde destruction thermique et un mois après le début du printemps. Comme indiqué précédemment, des prélèvements dans le premier de sol ont été ajoutés pour être incubés et connaître la quantité totale d'ammonium potentiellement minéralisable par rapport aux concentrations déjà présentes dans le sol. Compte tenu du type de traitement, des valeurs en azote ammoniacal supérieures dans les parcelles qui appartiennent à la prairie naturelle sont attendues, soit les parcelles P5 à P8.

Tableau 7: Valeurs moyennes globales des pourcentages de matières sèches et des valeurs en azote ammoniacal et nitrique dans les trois horizons de sol prélevés pour la dernière série de relevés.

| Étiquettes de lignes | Moyenne de MS % | Moyenne de N-NH4 kg/ha | Moyenne de N-NO3 kg/ha |
|----------------------|-----------------|------------------------|------------------------|
| 0-30 | 81,33125 | 17,18957479 | 15,75489063 |
| 30-60 | 83,245 | 14,01175756 | 14,12446241 |
| 60-90 | 82,57875 | 13,82544293 | 9,100885501 |
| Total général | 82,385 | 15,0089251 | 12,99341285 |

La matière sèche a légèrement augmenté par rapport aux relevés du mois de février. L'augmentation des températures et l'arrivée du printemps expliquent parfaitement cette remontée.

Dans le total général, la moyenne des valeurs mesurées en azote ammoniacal demeure pratiquement inchangée par rapport à la moyenne de février. De plus, les couches les plus proches de la surface ont vu leur taux d'ammonium diminué de plus de $10 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. À contrario, les deux horizons les plus profonds voient leur concentration s'accroître. La minéralisation s'est donc concentrée essentiellement dans le premier horizon, tandis que l'ammonium excédentaire a migré dans des couches plus loin dans le sol et ainsi offrir des concentrations en NH_4 supérieures à partir de 30 centimètres de profondeur.

En ce qui concerne les nitrates, la minéralisation a également permis d'augmenter les stocks du sol. On arrive pour la première à une concentration totale générale de $13 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Contrairement aux valeurs de N-NH_4^+ , celles de N-NO_3^- grimpent dans tous les horizons et même dans les couches les moins profondes. Cela se justifie par les étapes de minéralisation. En effet, l'azote organique est converti en nitrate par l'intermédiaire de l'ion ammonium. La minéralisation de l'azote va alors diminuer la concentration d'ammonium dans les couches superficielles et de ce fait produire plus de nitrates.

Même si une évolution dans les concentrations en azote inorganique du sol est présente, les effets demeurent atténués. Pour comprendre quel est l'impact réel de la destruction thermique sur ces prairies, comme précédemment, il faut regarder les résultats selon le type de traitement.

Tableau 8: Valeurs moyennes des pourcentages de matières sèches et des valeurs en azote ammoniacal et nitrique dans les trois horizons de sol prélevés selon le type de traitement.

| Étiquettes de lignes | Moyenne de | | | P1 P2 P3 P4 |
|----------------------|--------------------|------------------------|------------------------|-------------|
| | MS % | Moyenne de N-NH4 kg/ha | Moyenne de N-NO3 kg/ha | |
| 0-30 | 80,9375 | 8,403705138 | 6,12138053 | |
| 30-60 | 82,9725 | 5,321911503 | 6,839923998 | |
| 60-90 | 82,025 | 5,34531042 | 6,015162923 | |
| Total général | 81,97833333 | 6,356975687 | 6,32548915 | |

| Étiquettes de lignes | Moyenne de | | | P5 P6 P7 P8 |
|----------------------|--------------------|------------------------|------------------------|-------------|
| | MS % | Moyenne de N-NH4 kg/ha | Moyenne de N-NO3 kg/ha | |
| 0-30 | 81,725 | 25,97544445 | 25,38840072 | |
| 30-60 | 83,5175 | 22,70160363 | 21,40900082 | |
| 60-90 | 83,1325 | 22,30557544 | 12,18660808 | |
| Total général | 82,79166667 | 23,66087451 | 19,66133654 | |

Dans les deux tableaux ci-dessus, le constat est saisissant. Les concentrations d'azote inorganique n'évoluent pas du tout de la même manière si elles appartiennent aux parcelles de prairie ressemée ou à celles de la prairie naturelle. En moyenne, les teneurs en azote nitrique passent du simple au triple et atteignent jusqu'à 23,66 kg*ha⁻¹ pour l'azote ammoniacal, soit presque quatre fois plus que le taux pour la prairie ressemée (6,36 kg*ha⁻¹).

Il est intéressant de remarquer que les concentrations dans les horizons des parcelles P5 à P8 sont pratiquement les mêmes en comparaison entre l'ammonium et les nitrates sauf pour l'horizon 60-90. À cette profondeur, l'ammonium domine encore avec une dizaine de kg*ha⁻¹ de N-NH₄⁺ supplémentaire. Cette différence doit sûrement venir de la période où ont été faits les échantillons et nul doute que l'écart dû s'atténuer avec le temps pour revenir à des valeurs semblables. L'explication de ce phénomène sera abordée dans la partie « discussion » de ce rapport.

Passons maintenant à l'analyse graphique. Les données ont été rassemblées dans trois graphes : les deux premiers relatent les données d'extraction pour les taux d'azote ammoniacal et nitriques comme précédemment (Figures 25 et 26) et l'autre prend en compte les données de potentiel de minéralisation dans l'horizon 0-30 pour chaque parcelle (Figure 27).

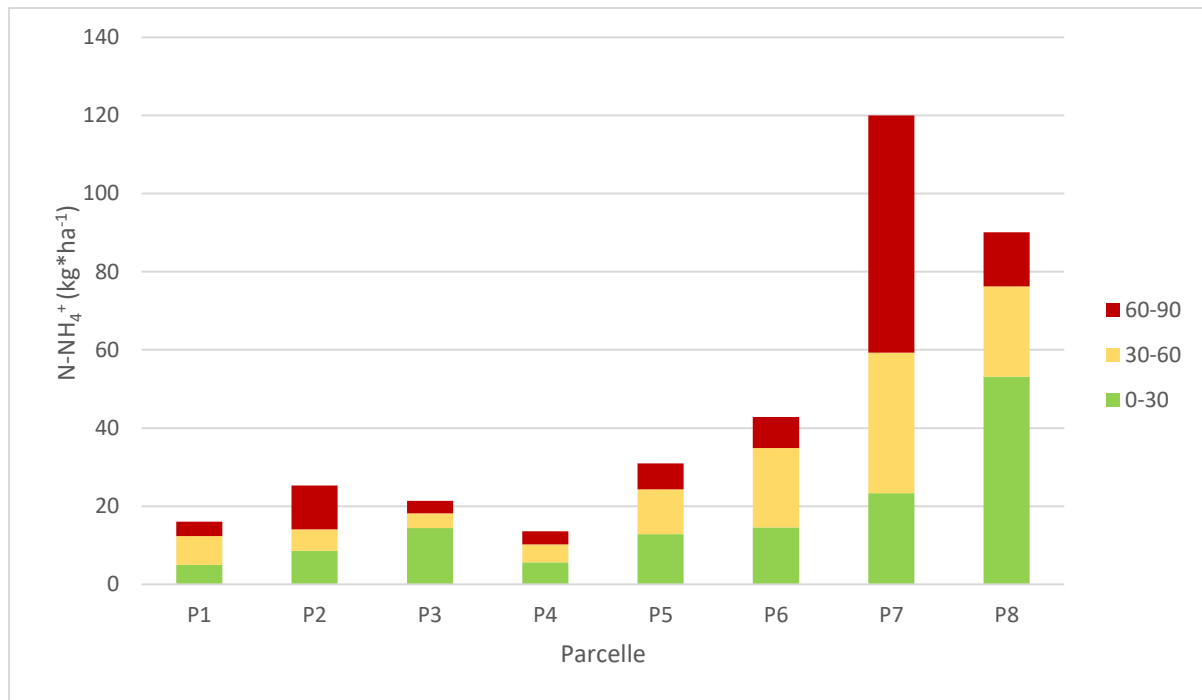


Figure 25: Profil du reliquat azote en azote d'ammoniacal pour la troisième série de relevés.

La première constatation notable est la grande disparité des valeurs des dernières parcelles. Dans un premier temps, les parcelles appartenant à la prairie ressemée affichent des concentrations totales relativement semblables. Mais de l'autre côté, les parcelles P5 à P8 montrent des évolutions assez peu cohérentes. La preuve la plus remarquable vient de la forte montée de la parcelle P7. En effet, de la même façon que les données récoltées lors de la deuxième prise d'échantillons, on aperçoit sur cette parcelle une augmentation importante du taux d'azote ammoniacal. La parcelle P8 est elle-aussi plutôt étonnante avec une concentration totale de 90,12 kg*ha⁻¹ dont 53,14 dans le premier horizon. C'est la seule parcelle en ancienne prairie naturelle qui a le premier horizon comme concentration dominante.

De manière générale, comme il a été démontré dans les tableaux, les parcelles P5 à P8 dominant largement les taux d'azote ammoniacal par rapport aux quatre premières parcelles. Le contraste est d'autant plus impressionnant dans le graphe sur les taux d'azote nitrique ci-dessous (Figure 26).

Toutes les barres de l'histogramme suivent une certaine tendance, avec de faibles valeurs à gauche du graphe, puis une lente mais constante augmentation jusqu'à arriver aux grandes valeurs des parcelles P7 et P8. Cette évolution peut avoir été causée par la méthode d'analyse des échantillons. En effet, les prélèvements de terre stockés ont été au froid puis tamisés un par un avant la suite de l'analyse (Matériel et méthode 3. Analyses en laboratoire). L'ordre de tamisage fut un ordre décroissant, avec les parcelles P7 et P8 pour commencer et les parcelles P1 et P2 en fin de tamisage. Après chaque tamisage, les échantillons de terre restaient à l'air libre en attendant la fin de l'opération. Dès lors, pendant que les derniers prélèvements de terre étaient tamisés, les premiers échantillons ont pu être réchauffés par la chaleur du

laboratoire. De ce fait, les bactéries jusque-là endormies par effet du froid auraient pu se remettre en activité et démarrer le processus de minéralisation de l'azote présent dans la terre prélevée. La concentration en azote ammoniacal augmentant rapidement dans les échantillons, ceci explique pourquoi nous retrouvons de tels valeurs dans les parcelles P7 et P8. La même constatation pouvait se faire dans le graphe de la deuxième expérience (Figure 24) mais elle est beaucoup plus marquée ici (Figure 26).

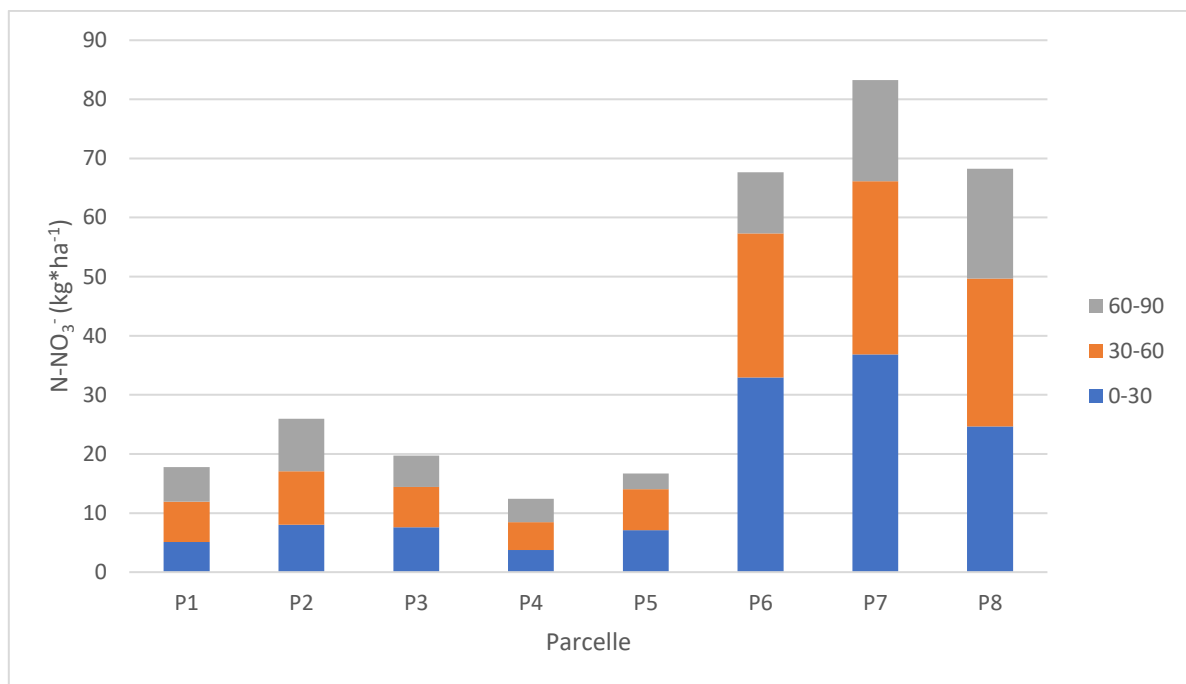


Figure 26: Profil du reliquat azoté en azote nitrique pour la troisième série de relevés.

Avec des pics dépassant les 60 kg*ha⁻¹ pour les trois dernières parcelles, hormis la parcelle n°5 qui n'a pas démontré de montée significative de ses taux de nitrates, la destruction de la prairie naturelle contribue énormément aux taux de l'azote inorganique.

Le lien entre la vitesse de nitrification de l'ammonium en nitrites et nitrates et le type de traitement apparaît indéniable.

Le cas de la prairie ressemée est également interpelant. Même après avoir subi trois destructions thermiques et passée une période de six mois entre la première et la dernière série de prélèvements, les valeurs d'azote nitrique demeurent sensiblement identiques.

Le graphe reprenant les résultats des incubations prend également la forme d'un histogramme construit sur base de l'azote potentiellement minéralisable (PMN net) calculé (Matériel et méthode, 3.3. Détermination du potentiel de minéralisation).

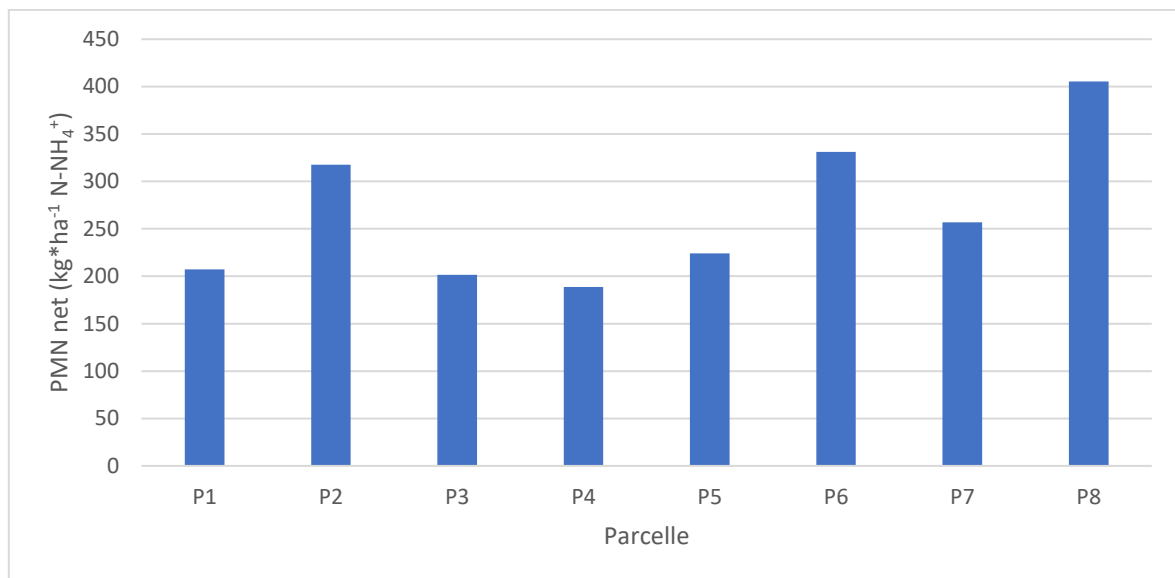


Figure 27: Potentiel de minéralisation net dans le premier horizon de sol.

La moyenne générale de PMN net se situe à 266,54 kg*ha⁻¹ de N-NH₄⁺. Avec une moyenne générale initiale de 6,08 k kg*ha⁻¹ (Tableau 1), la quantité d'azote organique potentiellement minéralisable et accessible pour les cultures atteint donc des valeurs jusqu'à 43 fois les concentrations mesurées dans le sol des parcelles. Il apparaît clair que la destruction de prairie représente un énorme intérêt agricole avec les pratiques adéquates.

Au niveau des types de traitement, la prairie ressemée arrive à un PMN net moyen de 228,7 kg*ha⁻¹ de N-NH₄⁺, tandis que l'ancienne prairie naturelle arrive à 304,4 kg kg*ha⁻¹ de N-NH₄⁺. Ces résultats coïncident avec les graphes de concentrations en ammonium et nitrates vus précédemment. En effet, la prairie ressemée a déjà été détruite par le passé et donc une partie de l'azote potentiellement minéralisable a été perdue. C'est pourquoi le PMN net est moins élevé que celui de l'ancienne prairie naturelle qui a pu garder tout son stock d'azote.

1.4. Evolution des taux

Les différentes valeurs de concentration en azote inorganique rencontrées varient au fil du temps. Pour s'en rendre compte, les moyennes des résultats par horizon de sol ont été rassemblées dans des graphes séparés selon le type de prairie et l'azote analysé.

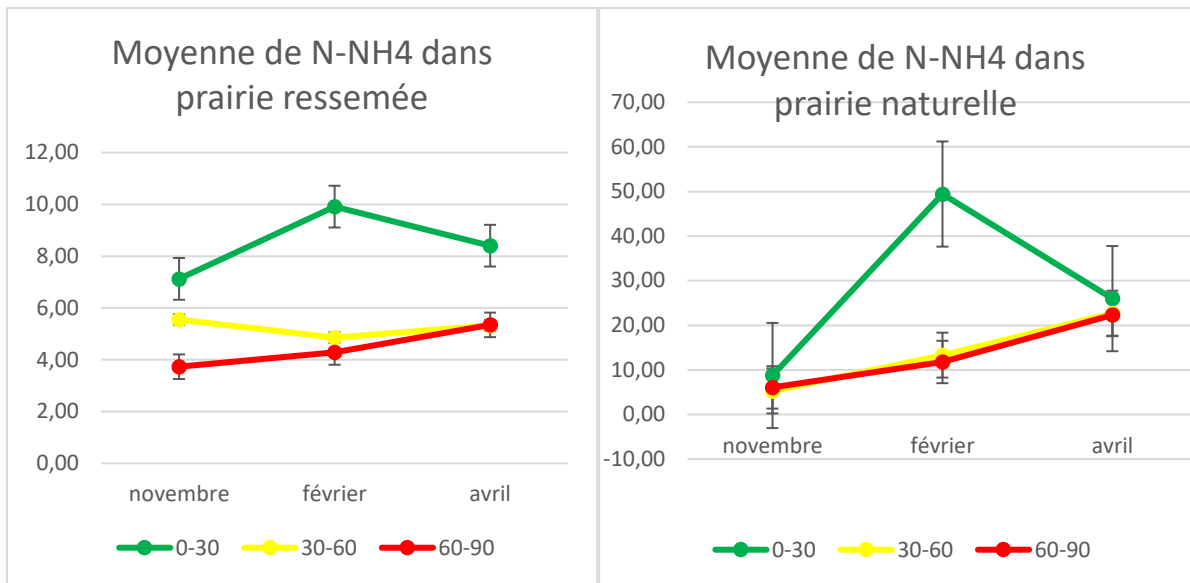


Figure 28: Évolution des concentrations moyennes en azote ammoniacal selon le type de prairie étudié

Dans le cas de l'azote ammoniacal, les deux graphes dévoilent une certaine similarité, avec une très importante élévation du taux d'azote dans le premier horizon, puis sa toute aussi importante décroissance dans les derniers prélèvements. Pour les deux horizons plus profonds, il est constaté une lente ascension du taux d'azote ammoniacal. Cependant, même si les évolutions restent semblables, les moyennes d'azote demeurent beaucoup plus élevées dans la prairie naturelle, quel que soit le niveau de profondeur étudié.

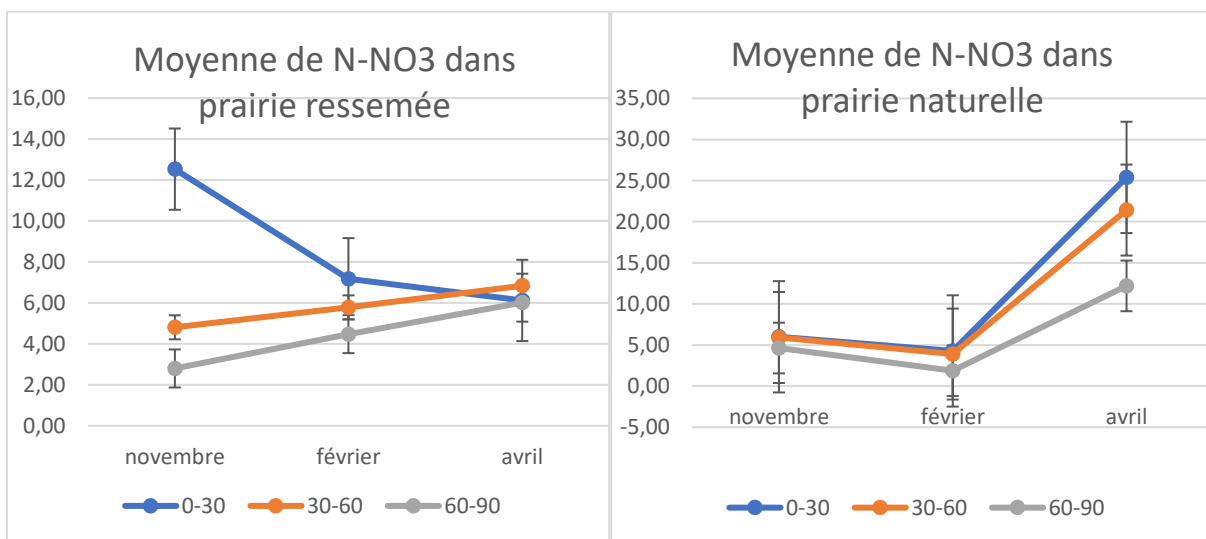


Figure 29: Évolution des concentrations moyennes en azote nitrique selon le type de prairie étudié

Le cas d'azote nitrique apparaît plus compliqué. Dans la prairie ressemée, l'azote a vu sa concentration dans le premier horizon sensiblement être diminué entre les premiers et les derniers relevés. En même temps, les taux dans les deux autres horizons ont évolué différemment, avec une croissance régulière. Le graphe commence en novembre par une

grande disparité entre le premier et les deux autres horizons, pour se conclure par des concentrations équivalentes en avril dans tous les horizons.

Dans le cas de la prairie naturelle, c'est l'évolution inverse. On part de concentrations moyennes en azote nitrique égales dans tous les horizons de sol en novembre, et on finit par des valeurs différentes et proportionnelles à l'horizon étudié. En effet, les trois horizons de sol suivent une évolution beaucoup plus homogène. Il y a une légère décroissance entre les mois de novembre et de février, mais avec le retour du printemps et des températures favorables, les taux repartent à la hausse comme en témoignent les résultats du mois d'avril.

À noter toutefois la grande variabilité des résultats surtout dans le premier horizon pour tous les graphes démontrés. Les barres d'erreur assez larges imposent de garder un certain esprit critique sur les valeurs récoltées même si l'allure générale des graphes n'est pas réellement remise en question.

2. Expérience 2

Maintenant que l'étude théorique des parcelles d'essai a été analysée et qu'une idée de potentiel de minéralisation sur prairie détruite a été atteinte, il est temps de regarder les résultats obtenus en conditions réelles.

Contrairement à l'analyse réalisée pour l'expérience 1, les échantillons ont été récoltés de manière unique dans l'année et donc il n'y aura pas de comparatif de période de prélèvement. Néanmoins, ces échantillons permettront de créer des comparatifs sur d'autres aspects cette fois-ci plus agricoles. Le chapitre est construit dès lors en plusieurs sous catégories.

Tout d'abord, seront affichés les graphes. Comme auparavant, il s'agira d'histogrammes empilés des taux d'azote ammoniacal et nitrique. Les deux graphes seront étudiés en parallèle pour plus de cohérence. Ensuite viendra le comparatif en fonction de la date de destruction de ces anciennes prairies. Le chapitre se conclura par une étude du PMN net comme réalisé dans le chapitre précédent.

2.1. Résultats globaux

Les histogrammes suivants reprennent toutes les parcelles prélevées durant l'expérience. Du fait de la très grande disparité de pratique culturale sur les parcelles, on retrouve également dans les graphes des valeurs d'azote ammoniacal et d'azote nitrique extrêmement différentes les unes par rapport aux autres. C'est d'ailleurs la raison pour laquelle aucun tableau résumant les valeurs globales n'a été inclus dans cette partie du chapitre.

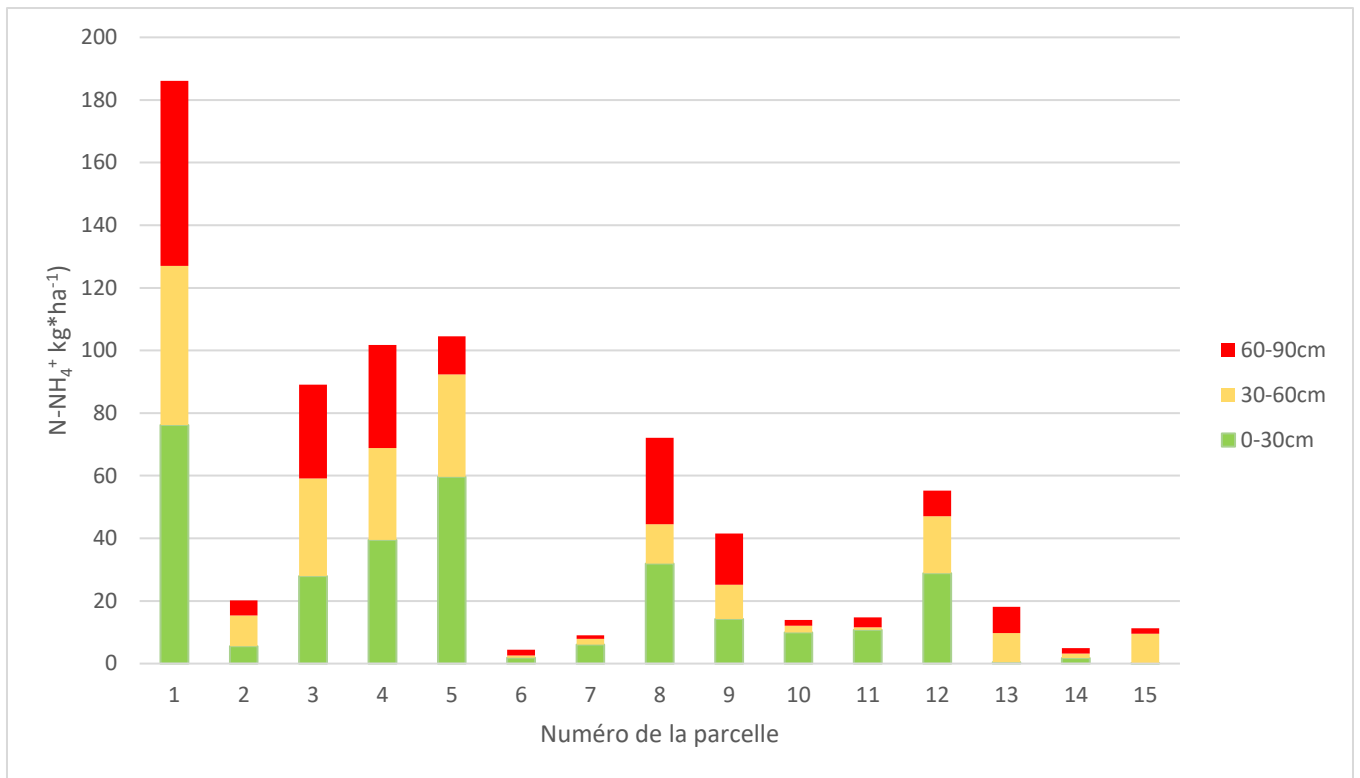


Figure 30: Profil du reliquat azoté en azote ammoniacal récolté dans les différents champs sondés. Les numéros sur l'axe des abscisses font références aux parcelles présentées dans la partie « expérience en champ ».

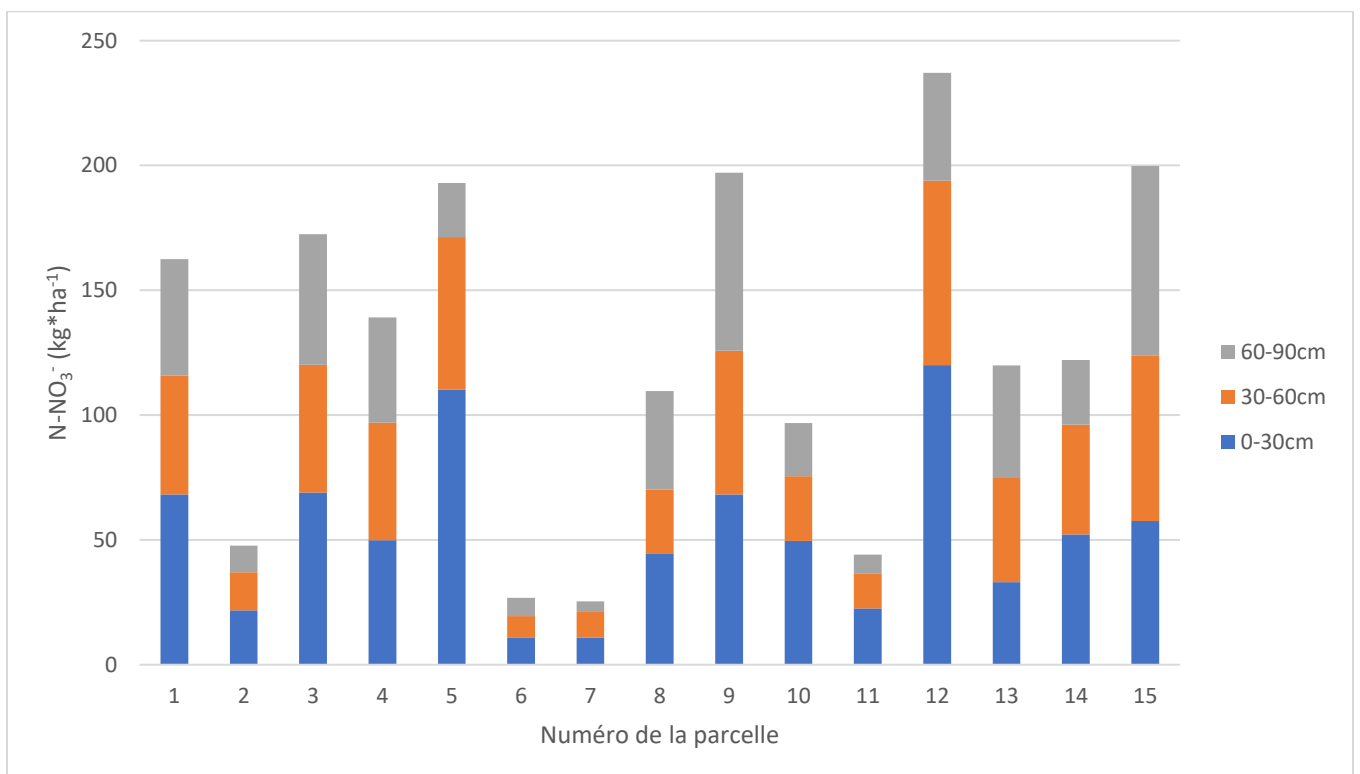


Figure 31: Profil du reliquat azoté en azote nitrique récolté dans les différents champs sondés.

Dans ce premier cas de figure, plusieurs analyses peuvent être faites. Tout d'abord, dans la grande majorité des cas, le taux d'azote nitrique est bien supérieur à celui de l'azote ammoniacal. Ceci peut être expliqué par l'activité biologique du sol en général qui est constamment sollicité par l'agriculture intensive. Les différentes céréales et autres plantes cultivées ont en effet un besoin constant de nitrates qui sont absorbés depuis le sol. Pour pallier ce déficit, l'ajout d'engrais dans certains cas et la minéralisation engendré par les micro-organismes du sol augmentent la concentration moyenne dans les différents horizons. De plus, les échantillons ont été réalisés en sortie d'hiver et comme la plupart des terres est utilisée pour le maïs, les besoins demeureraient moindres à cette période de l'année.

Regardons maintenant les résultats au cas par cas. Prenons par exemple les deux plus petites valeurs dans les deux graphes : les parcelles n°6 et 7. Ce sont les parcelles utilisées comme vignobles. Ces plantes sont des plantes pérennes. De ce fait, même si la vigne est une culture peu exigeante en besoins azotés, l'absorption doit se faire sur des périodes beaucoup plus longues que dans le cas de céréales. De plus 3 pics d'absorption sont présents à la floraison, au stade petit pois à la maturation des fruits. De plus, comme mentionné plus tôt dans ce rapport, aucun herbicide n'est appliqué sur les parcelles (Matériel et méthode, 2.2. Présentation des parcelles). De ce fait, la végétation inter-rang possède une capacité de prolifération telle qu'elle capte une grande partie de l'azote du sol, ce qui explique également des concentrations aussi basses. De même, l'agriculteur épandait chaque année un fertilisant spécialement conçu pour ce genre de culture. L'épandage se réalisant plus tard que la date à laquelle les mesures ont été effectuées, le sol s'est retrouvé en déficit d'azote nécessaire à la bonne croissance des vignes. Les résultats d'azote ammoniacal et nitrique pour ces deux parcelles sont donc naturellement les plus faibles dans la base de données.

Le maximum de concentration est occupé respectivement la parcelle n°1 pour l'azote ammoniacal et la n°12 pour l'azote nitrique. Ces parcelles sont effectivement les plus abondantes en matière d'azote inorganique car elles ont vécu des épisodes d'épandage sur leurs terres. La parcelle n°1 a été épandue avec de la fumure avant le semis d'épeautre et la parcelle n°12 a accueilli un engrais provenant d'une usine agro-alimentaire de lasagnes de la marque *Come a casa*[®] juste après l'application du produit. Ces rejets de l'industrie constituent une bonne source en azote même si l'apport d'engrais est normalement interdit après une destruction.

Dans le cas des parcelles avec de taux d'azote nitrique importants, à savoir les parcelles n°1, 3, 5, 9 et 15. Ces parcelles ont toutes fait l'objet de rotation de cultures sur leurs terres, soit en passant d'une culture de printemps à une culture d'automne l'année suivante ou l'inverse. Certaines ont même reçu l'implantation d'une CIPAN avant le semis de la culture de printemps (3 et 15). Une CIPAN est une culture intercalaire piège à nitrate. Il s'agit d'une culture destinée à apporter un couvert hivernal sur une parcelle pendant l'hiver et d'éviter des pertes d'azote pendant cette période. Les CIPAN représentent une bonne solution peu coûteuse pour capter et rendre l'azote de la parcelle utilisable pour la culture de printemps suivante. Ces hautes valeurs laissent à penser que les quantités d'azote sont favorisées dans le cas d'une diversité de cultures sur une même parcelle et que les pratiques culturales sur plus importantes que les cultures elles-mêmes.

À l'inverse, les parcelles les plus faiblement concentrées en azote nitrique sont les parcelles n°2, 6, 7 et 11. Les trois premières n'ont reçu qu'un seul type de culture sur leurs terres (maïs pour la 2 et les vignes pour les 6 et 7), tandis que la parcelle n°11 avait été détruite la même année que les relevés d'échantillon. La moyenne d'azote nitrique contenue dans les parcelles n°1, 3, 5, 9 et 15 est de $184,96 \text{ kg*ha}^{-1}$, tandis que pour les parcelles n°2, 6, 7 et 11, elle n'est que de 36 kg*ha^{-1} . Dans le cas des parcelles d'essai, la différence de concentration en azote nitrique entre rotation des cultures et un seul type de culture est donc de plus de 80%. Ces écarts importants tendent à confirmer que ce sont bien les pratiques, et notamment les rotations de cultures, qui favorisent la fertilisation azotée d'un sol.

2.2. Date de destruction

Comme le but premier de cette étude constitue une comparaison de potentiel de minéralisation, il demeure primordial de regarder la quantité d'azote inorganique disponible dans le sol en fonction du temps. Pour cela, les parcelles ont été regroupées selon leur année de destruction, de 2018 à 2022 et placées dans deux histogrammes comme auparavant.

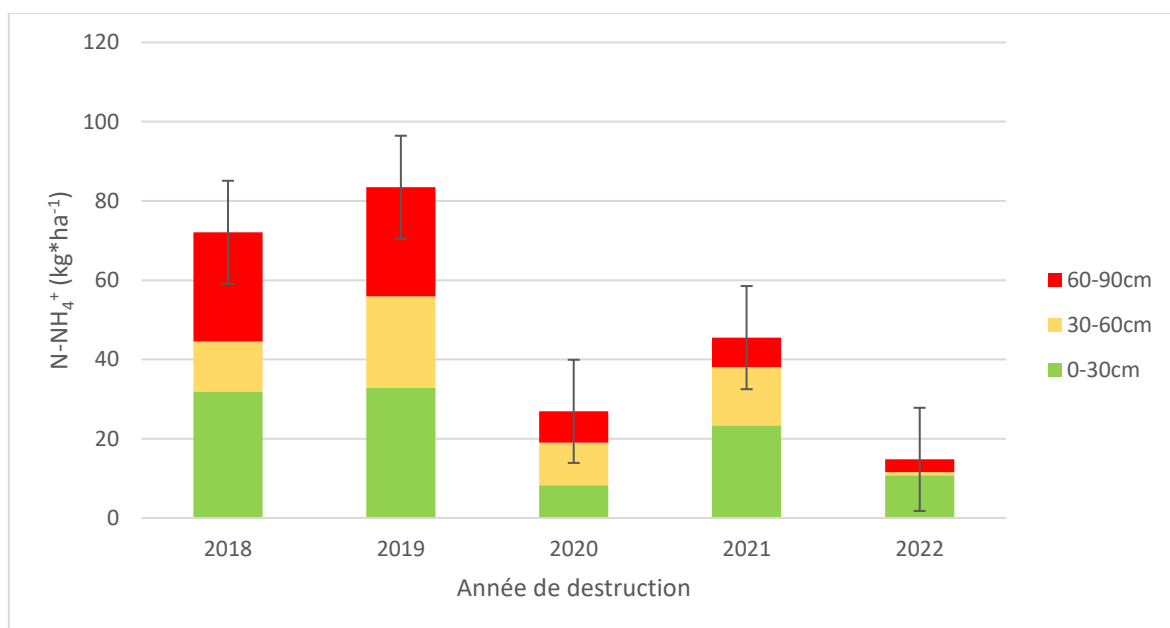


Figure 32: Profil moyen de reliquat azoté en azote ammoniacal selon l'année de destruction.

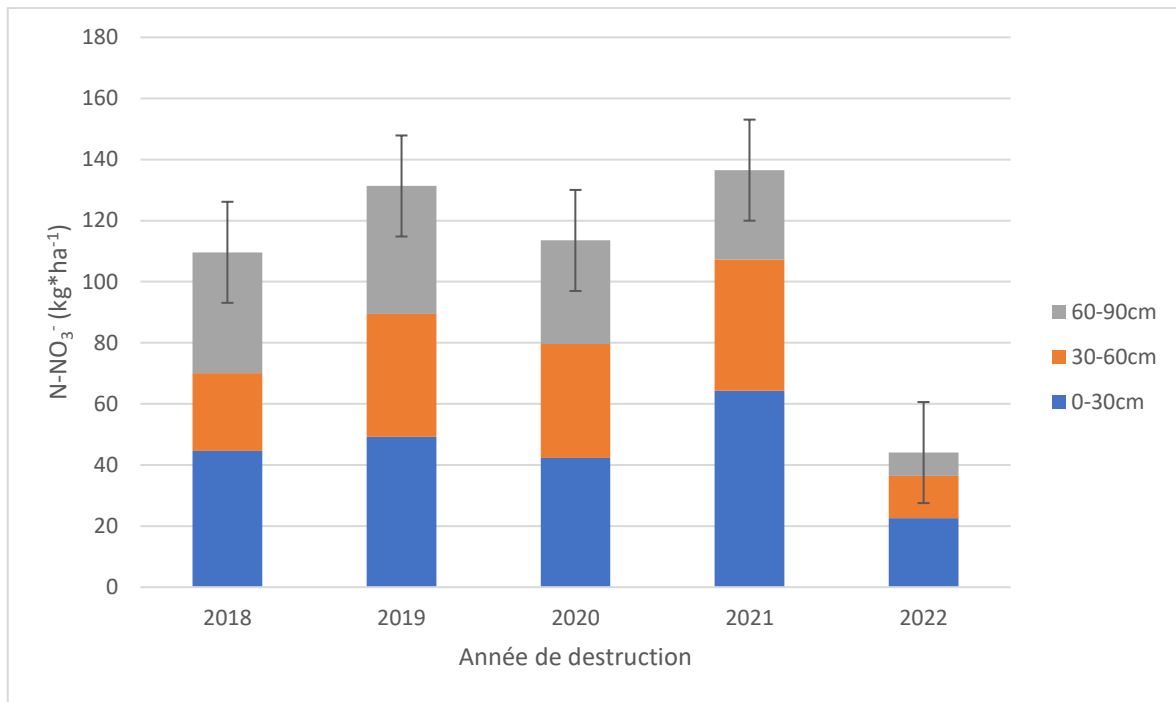


Figure 33: Profil moyen de reliquat azoté en azote nitrique selon l'année de destruction.

Bien que la très grande diversité des parcelles échantillonnées rende compliquée une comparaison pertinente entre celles-ci, une tendance principale se dessine entre l'évolution de l'azote ammoniacal et nitrique. Sur les parcelles détruites en 2022, on retrouve 44,05 kg*ha⁻¹ d'azote nitrique et 14,79 kg*ha⁻¹ d'azote ammoniacal. Ces valeurs restent inférieures à toutes les valeurs des autres années de destruction. Les effets de la minéralisation au fil du temps sont ici bien visibles entre les concentrations sans effet de minéralisation (2022) et les autres. À partir de la première année passée post-destruction, l'impact de la destruction sur le reliquat azoté demeure très facilement compréhensible. Cependant, une différence apparaît entre l'évolution de l'azote ammoniacal par rapport à l'azote nitrique.

Dans le premier cas, l'augmentation des taux est modérée les trois premières années post-destruction. Ce n'est qu'à partir de quatre ans après la destruction de prairie, donc pendant l'année 2019, que l'azote ammoniacal atteint des taux bien plus importants.

Dans le second cas, l'effet de destruction de la prairie se manifeste directement à partir de 2021. En effet, les taux partent très vite fortement à la hausse, jusqu'à arriver au-delà des 130 kg*ha⁻¹. Au fil des années, la concentration en azote nitrique reste à des concentrations bien plus élevées que celle relevée en 2022.

Enfin, on peut ajouter que même si les valeurs d'azote nitrique restent assez élevées durant les quatre années qui ont suivi la destruction de prairie, on constate une faible décroissance au fil des ans. Ceci va conduire inexorablement à une lente mais réelle perte de nitrates dans le sol due à l'agriculture intensive pratiquée.

2.3. Potentiel de minéralisation des parcelles visitées

Comme dans la première expérience, des échantillons supplémentaires dans le premier horizon de chaque parcelle ont été prélevés pour compléter l'analyse. Ces échantillons ont alors subi une incubation d'une semaine à 40°C et extraits. Pour rappel, les résultats sont reçus en part par millions ppm auxquels il faut appliquer des calculs pour obtenir des valeurs en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Cela donne l'histogramme ici présent :

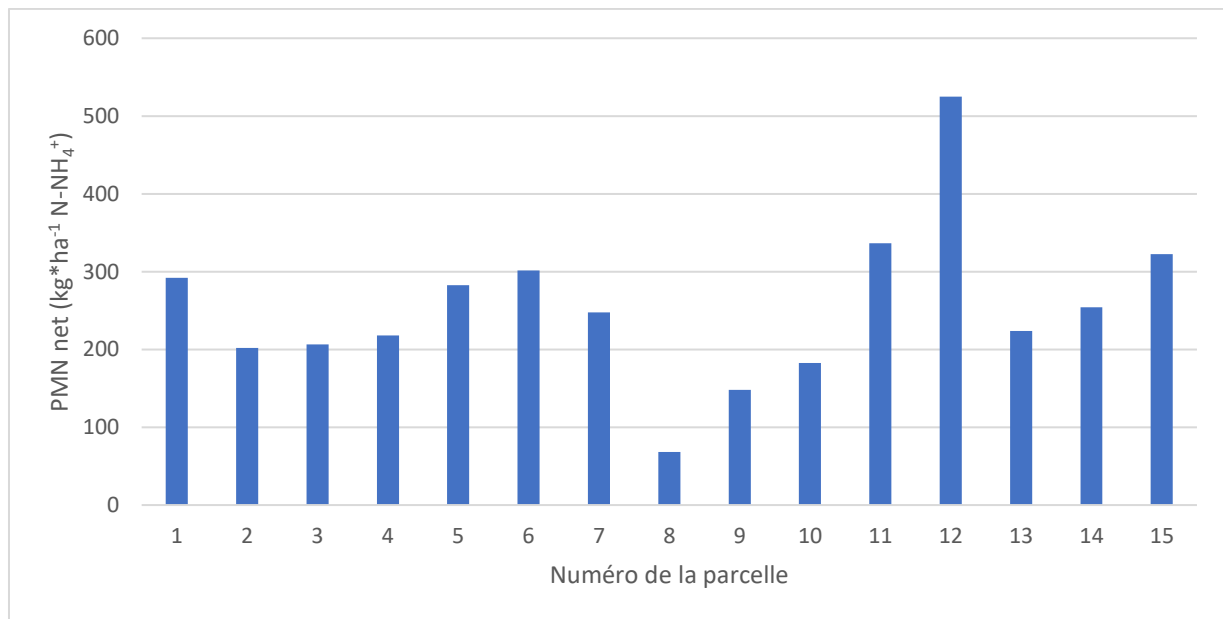


Figure 34: PMN net calculé à partir des prélèvements dans les champs échantillonnés.

Les données se positionnent dans un intervalle extrêmement important, avec $68,1 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ pour le minimum (parcelle 8) et $525 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ pour le maximum (parcelle 12). Cependant, dans la majorité des cas, les valeurs se situent entre 150 et $350 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$.

Beaucoup de différences avec le graphe des valeurs d'azote ammoniacal apparaissent. Les concentrations les plus faibles correspondaient aux parcelles aux parcelles 6 et 7, c'est-à-dire les vignobles prélevés (Figure 30). Cependant, celles-ci font parties de la moyenne haute des valeurs d'incubation. Cela vient probablement des conditions de culture de ces vignes. En effet, les inter-rangs dans un vignoble sont bien plus larges que dans une culture de céréales. De même, comme énoncé dans les caractéristiques des parcelles, seules quelques tontes sont effectuées dans l'année entre les vignes. La faune microbienne du sol est ainsi peu impactée par la destruction et qu'elle reste en situation propice à une minéralisation potentielle importante.

Les potentiels les plus faibles sont les parcelles 8 et 9. Cela apparaît surprenant étant donné que la parcelle 9 faisait partie des parcelles avec le plus de nitrates dans son sol. La raison provient notamment de la date de destruction de ces prairies.

3. Interprétation statistique et pertinence des données

Les valeurs de potentiel de minéralisation dans les fermes d'intérêt de ce rapport ont fait l'objet d'une approche statistique. Une régression linéaire fut construite dans le but de déterminer la corrélation entre la quantité d'azote potentiellement minéralisable du sol et la date de destruction de prairie.

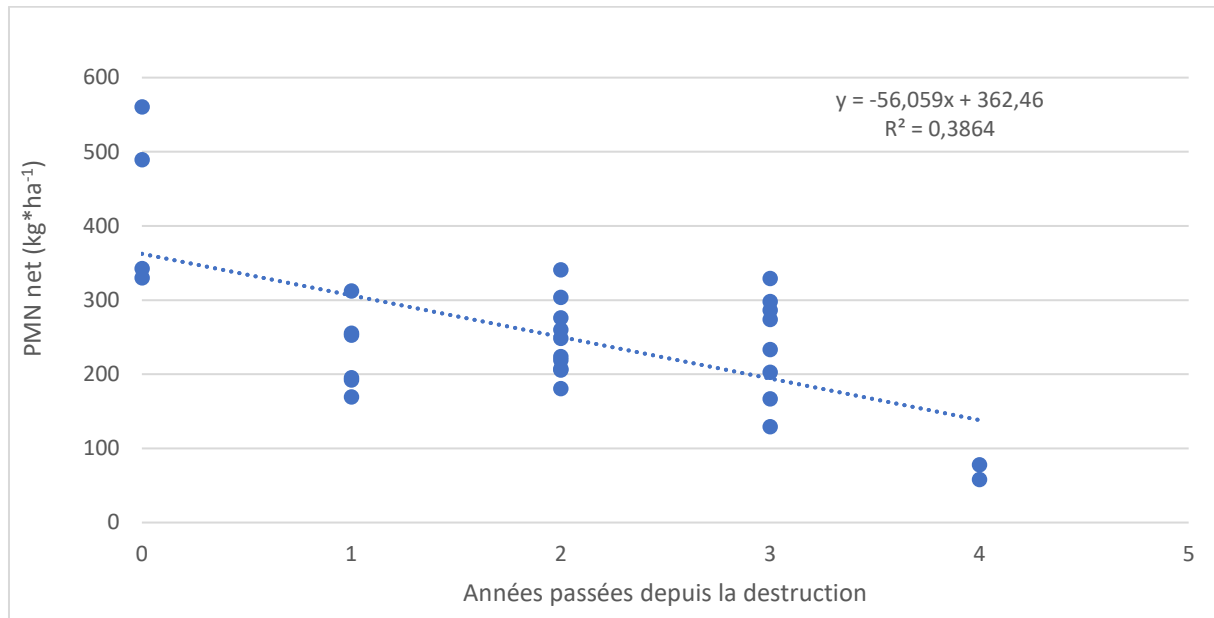


Figure 35: Évolution du potentiel de minéralisation net de l'azote en fonction du nombre d'années depuis la destruction des parcelles.

Il a été trouvé un R^2 de 0,3864, ce qui signifie que 38% de la variance des potentiels calculés est expliqué par le modèle statistique. Le R vaut donc la racine carrée de 0,3864, soit 0,6216. Selon la corrélation de Pearson, on prend comme hypothèse nulle l'absence d'une relation linéaire. Une relation est dite significative s'il y a rejet de l'hypothèse nulle, donc si le R dépasse le R critique. Dans ce cas, il y a 28 degrés de liberté (N-2 avec N=30 valeurs). Avec un niveau de confiance de 95% ($p=0,05$), le R critique est déterminé à 0,361 (voir Annexe 5). Comme le R déterminé dépasse effectivement le R critique, il y a rejet de H_0 et la relation est bien linéaire. La relation est même hautement significative car elle dépasse également le R critique avec niveau de confiance plus élevé. Pour $p=0,001$, on trouve R critique = 0,570.

En 2022 se trouvent les valeurs les plus élevées. Après 1 an, les valeurs de potentiel de minéralisation diminuent légèrement et se maintiennent constantes pendant 3 ans. En 2018, cette baisse est beaucoup plus notable. La production d'azote inorganique sur la parcelle demeure alors particulièrement efficace dans les 4 premières années suivant la destruction.

Ensuite une analyse de la variance style ANOVA type I a été construite. Le test F prend comme hypothèse de base H_0 l'égalité des moyennes. Les résultats sont donnés dans le tableau 9. Pour que l'hypothèse nulle soit rejetée avec un niveau de confiance suffisant, il faut déterminer une p-valeur plus petite qu' α (0.05).

Tableau 9: Tableau ANOVA type I

| ANOVA | | | | | |
|------------|-----------|-----------|-----------|----------|-----------------------|
| | <i>df</i> | <i>SS</i> | <i>MS</i> | <i>F</i> | <i>Significance F</i> |
| Regression | 1 | 119001,1 | 119001,1 | 17,62898 | 0,000246 |
| Residual | 28 | 189008,7 | 6750,311 | | |
| Total | 29 | 308009,8 | | | |

Avec une p-valeur de 0.000246, donc inférieure à 0.05, l'hypothèse H_0 est effectivement rejeté. Les moyennes de potentiel de minéralisation sont donc bien influencées par la date de destruction des prairies.

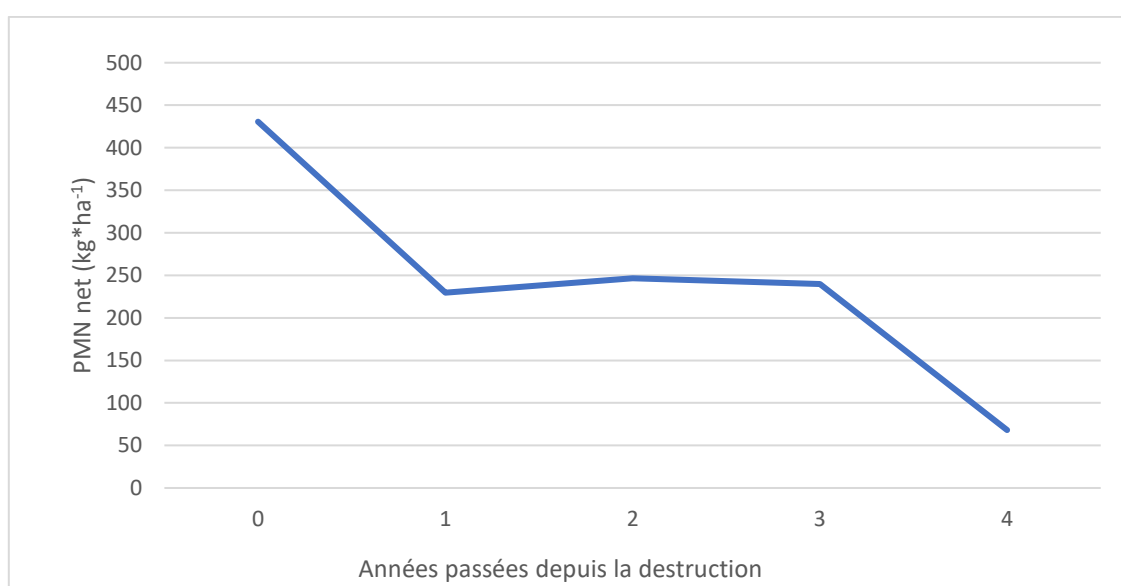


Figure 36: Évolution de la moyenne du PMN net en fonction du nombre d'années depuis la destruction.

Sur la figure 36 se trouvent les valeurs moyennes de potentiel influencées par le nombre d'années depuis la destruction. On constate aisément les tendances déjà aperçues dans la figure 35, avec un maximum en 2022, un minimum en 2018 et des valeurs similaires entre 2019 et 2021.

Concernant les résidus du modèle, il a été élaboré un graphe de diagnostic grâce au logiciel de programmation R. Parmi les différents graphes de la figure 37 se trouve l'analyse de la normalité des résidus, nommé « Normal Q-Q ». Le logiciel teste si les résidus suivent une distribution normale pour évaluer la pertinence du modèle (Govaerts & Draye, 2020). Comme les points se rapprochent sensiblement de la droite normale, on suppose qu'ils suivent effectivement une distribution normale. De manière générale, la figure 37 ne fait apparaître aucun point aberrant dans ces graphes.

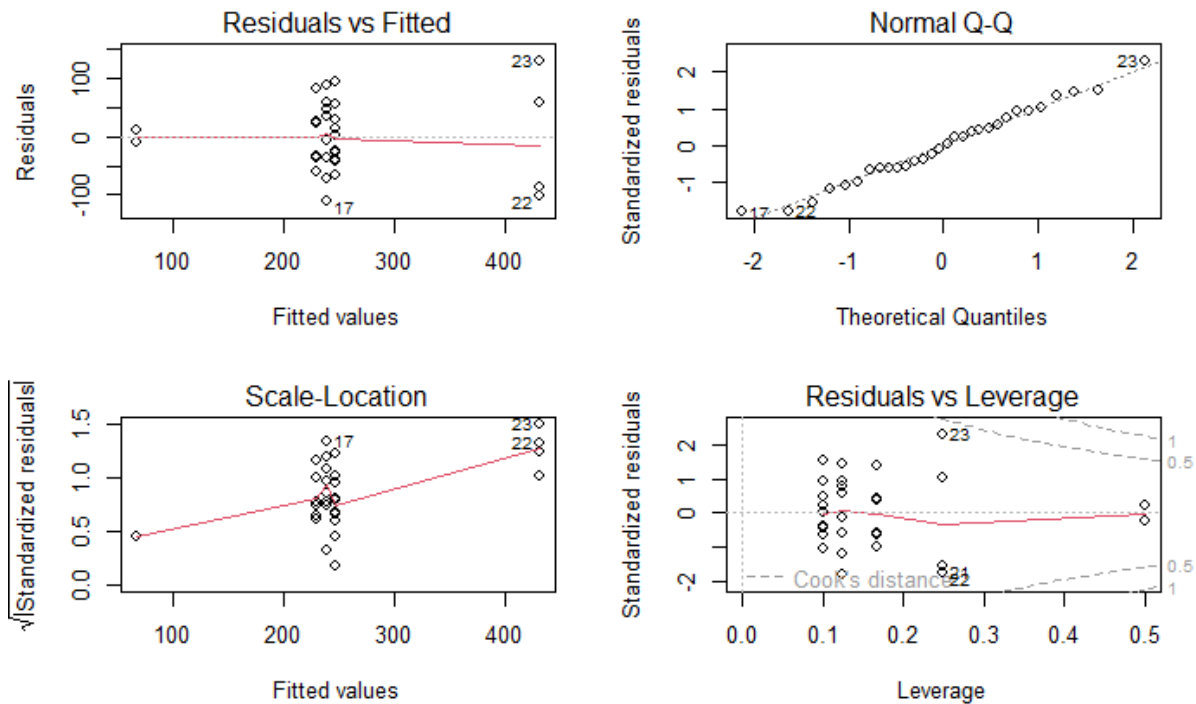


Figure 37: Graphes de diagnostic des résidus pour les résultats de PMN net.

4. Discussion

Les parcelles d'essai à la ferme de Lauzelle montrent des résultats intéressants. Contrairement aux graphes relatant de la première série de relevés (Figures 19 et 20), on observe de manière assez nette un changement marquant dans l'évolution des résultats selon le type de traitement. En général, les valeurs sont beaucoup plus homogènes et constantes dans les parcelles appartenant à la prairie ressemée (Figures 21 et 22). Là où les colonnes des parcelles de la prairie sans traitement affichent une évolution plus chaotique. Il en va de même pour la concentration au sein d'une même profondeur de sol. Ce dualisme dans le type de traitement s'accroît encore davantage au fil du temps (Figures 23 et 24).

On peut expliquer ce phénomène justement par le traitement subi par chaque parcelle. Dans le premier cas, les parcelles avaient déjà fait l'objet d'une petite destruction au disque rotatif, même si les quelques passages de l'outil ne permettent pas une destruction de la même qualité qu'un labour ou un herbicide. De ce fait, la minéralisation de l'azote a pu se produire avant la prise de relevés. À l'inverse, la prairie qui était vierge de tout traitement a gardé sa matière organique dans ses végétaux et le passage du désherbeur thermique dix jours plus tôt n'a pas donné le temps nécessaire pour commencer la minéralisation. Il demeure intéressant de constater les résultats des prochaines séries de prélèvements pour se rendre compte de l'importance de la destruction thermique surtout sur les parcelles P5, P6, P7, P8.

À partir de la deuxième série de relevés, des écarts importants ont été mesurés entre le premier et les autres horizons prélevés, surtout pour l'azote ammoniacal (Tableau 6) Le

contraste entre les horizons provient sûrement de la nature des composés minéraux mesurés. De fait, l'ammonium chargé positivement a une capacité de mouvement limitée. À cause de sa charge, il se rend très souvent disponible pour être absorbé par la matière organique chargée elle, négativement. À l'inverse, les nitrates sont chargés négativement et aussi très soluble dans l'eau. Il se retrouvent donc très mobiles dans le sol et capables d'aller plus en profondeur. C'est pourquoi les écarts entre le premier et les autres horizons sont atténués dans le cas des nitrates.

Revenons sur les différences notables de mesures au printemps entre la prairie ressemée et la prairie naturelle (Tableau 8). Les parcelles de l'ancienne prairie naturelle ont en effet accumulé énormément plus d'azote inorganique dans son sol. Quel que soit l'horizon pris en exemple, la différence de valeurs ne laisse que peu de place à une erreur d'interprétation. Même l'horizon 60-90 qui avait pour habitude de ne contenir que les plus faibles taux d'azote ammoniacal, voit sa concentration augmenter significativement, passant de 11,77 à 22,3 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ dans le cas de l'ancienne prairie naturelle. Inversement, le taux d'azote ammoniacal a baissé de 49,42 à 25,98 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ dans le premier horizon alors qu'il ne passe que de 9,9 à 8,4 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ dans ce même horizon de sol pour la prairie ressemée.

Une nouvelle fois, la nitrification de l'ammonium en nitrites et en nitrates constitue l'explication la plus plausible à cette différence de valeurs. La minéralisation a engendré également une accélération de la nitrification de l'ammonium et donc des écarts sont apparus dans les taux de nitrates. Comme supposé, elle s'est concentrée surtout dans la prairie anciennement naturelle et cela offre au sol des concentrations en nitrates plus intéressantes pour l'implantation de cultures sur ces parcelles que sur les parcelles de la prairie ressemée.

Au cours de la réalisation de ce mémoire, des choix ont été faits. La recherche en agronomie étant impossible à étudier en conditions parfaitement contrôlées, la décision de consacrer une partie de l'expérience à un échantillonnage en situation réelle sur le terrain restait sans doute la plus délicate à prendre. De fait, un prélèvement en champs cultivés nécessite des compromis. Toutes les variables ne peuvent pas être insérées dans l'analyse du fait de la grande hétérogénéité dans la gestion des parcelles de fermes différentes. Dès lors, il convient de garder un grand esprit critique sur les données récoltées dans la seconde expérience. Il a été décidé de consacrer la recherche à un éventail très disparate de parcelles d'intérêt. Aucune parcelle ne possède de caractéristique identique l'une par rapport à l'autre, elles ont toutes un passé, une taille, une localisation tels que la comparaison entre deux parcelles types n'a pas de réelle pertinence scientifique. L'étude doit alors surtout demeurer dans la globalité.

C'est pourquoi, dans une grande partie des graphes présentant des moyennes se trouve une variabilité très marquée. De plus, la variabilité des résultats peut aussi être dû au faible nombre de valeurs recueillies lors des mesures sur les parcelles d'essai ou en champ. En réalité, chaque valeur a fait l'objet de six prises d'échantillon à différents endroits d'une même parcelle. Ceci dans la perspective d'établir un profil type du champ et ainsi éviter de se retrouver dans un lieu particulier du champ où les taux d'azote ne représentent pas du tout ceux du champ en question. Pour diminuer cette variabilité, quelques améliorations pourraient être mises en place dans une future expérimentation.

En premier lieu, la localisation des parcelles détruites à la ferme expérimentale aurait pu être repensée. Les carrés se trouvaient effectivement assez proche des autres essais de la ferme et ces derniers ont pu rentrer en interaction avec les parcelles d'intérêt de ce travail. C'est notamment le cas des parcelles situées sur la prairie naturelle qui se trouvaient juste à côté de plantations maraichères. Les conséquences au niveau du sol n'ont pas été prouvées. Cependant, des problèmes dans la logistique des lieux se sont matérialisés par le passage sur les parcelles du tracteur chargé de poser les pailles sur la culture d'à côté. Une petite destruction mécanique imprévue dans le protocole initial a vu le jour et cela a pu fausser les résultats finaux.

Autre piste à explorer, les parcelles cultivées et choisies pour le comparatif auraient pu présenter des profils beaucoup plus proches les uns des autres pour les raisons mentionnées plutôt. Une sélection de parcelles ne différant que d'un facteur à mettre en évidence pourrait permettre de constituer un comparatif plus fort.

Les figures 31 et 34 montrent une domination assez remarquable de la parcelle n°12. Comme indiqué précédemment, la parcelle a reçu une forte dose d'engrais naturel essentiellement composée d'azote et d'anhydride phosphorique (Annexe 4). La compagnie s'occupant de fournir cet engrais aux agriculteurs a effectué des bilans bien utiles pour l'intérêt agronomique. L'entité a décelé un apport moyen de $117 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ d'azote inclus dans une dose de 60 m^3 . Avec un coefficient de disponibilité retenu de 0,5 il y a donc $59 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ réellement utilisables pour la culture. Si on enlève la quantité d'azote amené par épandage, on atteint alors une valeur totale cumulée de $188 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ d'azote nitrique, ce qui est tout à fait dans la gamme des autres valeurs mesurées. Il est en revanche plus compliqué de déterminer la valeur réelle du potentiel de minéralisation de ce sol. En effet, le calcul permettant la construction de l'histogramme ne prend pas en compte la différence entre l'azote minéral naturel ou apporté par épandage. L'incubation a donné une valeur très importante de $525 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, beaucoup plus grande que toutes les autres.

L'analyse statistique a été réalisée en supposant que tout le jeu de données en présence respectait les conditions nécessaires. En effet, le calcul statistique a besoin que la distribution des résultats recueillis suffisant pour pouvoir être correctement interprété. Cela passe par l'acquisition d'un grand réservoir de résultats. Dans le cas de cette analyse, le nombre de valeurs assez faible pour ce type de calcul ne garantit pas une grande confiance dans l'interprétation statistique. De même, il demeure très compliqué de comparer des parcelles qui ne possèdent pas de caractéristiques semblables. Les parcelles ont reçu des traitements très différents les unes par rapport aux autres. Certaines parcelles ont été incorporées dans des rotations de culture. Elles ont alors plusieurs types de cultures différents depuis leur destruction. Dès lors, il a été décidé de se concentrer essentiellement sur le sol des parcelles plutôt que sur les modes de cultures. Augmenter le nombre de relevés ou bien étaler l'expérience sur une période plus longue aurait permis de récolter plus de valeurs et ainsi de diminuer l'incertitude autour de l'analyse.

Conclusion

L'objectif premier de ce rapport était de considérer la question de la destruction de prairies permanente sous le regard de la minéralisation de l'azote organique.

Les résultats récoltés par les différentes prises d'échantillon donnent une bonne indication sur les avantages à détruire une prairie. On s'en aperçoit notamment dans la comparaison entre les dates de destruction des prairies. La première année suivant la destruction ne faisait pas apparaître des grandes augmentations dans les concentrations en azote minérale. Mais à partir de la seconde année, on a assisté à une réelle envolée des concentrations qui s'est maintenu approximativement pendant les quatre années qui ont suivi. Les prairies représentent bel et bien un enjeu agricole qu'il est important de prendre en compte dans la gestion des parcelles d'une ferme.

Des expérimentations entreprises, plusieurs faits ont été mis en lumière. Tout d'abord la période dans laquelle doit s'inscrire la destruction. La nette différence entre les valeurs mesurées des mois d'octobre et d'avril laissent à penser qu'une destruction au printemps reste beaucoup plus avantageuse. Avec le retour des températures plus clémentes, la microfaune récupère une activité suffisante pour accélérer la minéralisation de l'azote et fournir indirectement les jeunes pousses en éléments fertilisants.

Ensuite, les relevés dans les différentes fermes de la région permettent d'établir quels sont les facteurs qui impactent favorablement le potentiel de minéralisation de l'azote.

La destruction de prairie doit se réaliser au minimum 1 an avant le premier semis. D'une part, il s'agit d'une norme législative imposée par la région wallonne. D'autre part les données récoltées montrent assez nettement que le maximum d'azote minéral généré par la microfaune du sol est atteint dans les premières années suivant la destruction. Ensuite, les concentrations en azote inorganique gardent des taux relativement élevés pendant 2 à 3 ans mais avec une constante diminution au fil du temps et des années.

Avec les résultats recueillis dans les parcelles des fermes il a été démontré que les pratiques culturales influencent plus les concentrations en azote que les types de culture produits. En effet, on trouve des concentrations affaiblies dans le cas de production en monoculture s'étalant sur plusieurs années. Inversement, les parcelles qui possédaient les plus grands taux d'azote étaient celles installées dans un système de rotation de cultures. Il convient alors de bien choisir les types de cultures à semer sur une ancienne prairie permanente pour garder une fertilisation naturelle en azote optimale. Le meilleur choix semble être constitué d'une alternance de cultures de printemps et d'automne. Ceci doit être complété par l'installation d'une CIPAN entre une culture d'automne et de printemps pour éviter les pertes de nitrates par lessivage en hiver. Si une culture de maïs est préférée, une rotation de culture reste le meilleur moyen de garder une fertilité appropriée. L'agriculteur qui fait le choix de semer son maïs pendant plusieurs années d'affilée sur sa prairie permanente détruite devra amener une fertilisation azotée supplémentaire. Les deux cas de fertilisation rencontrés dans ce

rapport, à savoir les parcelles n°1 et 12, ont informé du grand intérêt agronomique que représente l'épandage de fumure et les déchets organiques.

Le potentiel de minéralisation de l'azote sur une ancienne prairie permanente est directement lié au temps. La figure 35 démontre clairement une relation linéaire directe entre ce potentiel et le temps passé depuis la destruction de la prairie. Les valeurs maximales se situent dans les premières années suivant la destruction, tandis qu'une lente diminution au fil du temps pour atteindre des valeurs plus faibles. Il demeure donc important de cultiver le plus tôt possible sur ces anciennes prairies détruites et d'apporter une fertilisation azotée extérieure après plusieurs années d'exploitation.

Pour terminer ce rapport, il est intéressant de dresser un bilan général du travail. Les deux expériences réalisées ont démontré des relations cruciales entre des conditions de culture et l'évolution de l'azote inorganique dans le sol. La quantité d'azote potentiellement minéralisable possède également une part importante dans le choix d'une prairie amenée à être détruite. Dans ce contexte, le rapport a apporté sa contribution au sujet qui mérite davantage de recherches dans des travaux futurs.

Bibliographie

- Anas, M., Liao, F., Verma, K. K., Sarwar, M. A., Mahmood, A., Chen, Z.-L., Li, Q., Zeng, X.-P., Liu, Y., & Li, Y.-R. (2020). Fate of nitrogen in agriculture and environment : Agronomic, eco-physiological and molecular approaches to improve nitrogen use efficiency. *Biological Research*, 53(1), 47. <https://doi.org/10.1186/s40659-020-00312-4>
- Beringer, J., Brewin, N., Johnston, A., Schulman, H., & Hopwood, D. (1979). The Rhizobium-Legume Symbiosis. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B, Containing papers of a Biological character. Royal Society (Great Britain)*, 204, 219-233. <https://doi.org/10.1098/rspb.1979.0024>
- Cohan, J.-P., Vertes, F., Hanocq, D., Grall, J., Besnard, A., Protin, P.-V., & Laurent, F. (2012). *Impact des retournements des prairies sur la minéralisation de l'azote du sol : Conséquences pour la gestion de la fertilisation*. 24.
- Deenik, J. (2006). Nitrogen Mineralization Potential in Important Agricultural Soils of Hawai'i. *Soil and Crop Management*, 15.
- Directorate-General for Communication (European Commission). (2017). *Agriculture : A partnership between Europe and farmers*. Publications Office of the European Union. <https://data.europa.eu/doi/10.2775/64508>
- eurostat. (2019, septembre 3). *Glossary:Permanent grassland*. https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Glossary:Permanent_grassland
- F.Nevens, I.Verbruggen, A. De Vlieghe, & D. Reheul. (2002). Ecological, environmental and economic aspects of grassland cultivation in Belgium. *Wageningen University & Research*. <https://edepot.wur.nl/22788>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2020, février). *FAOSTAT*. <https://www.fao.org/faostat/en/#data/FBS>

- Fourrages mieux, Widar, J., Cremer, S., & Knoden, D. (2017). *La rénovation des prairies. Les livrets de l'agriculture*(21).
- Gasser, M.-O. (2000). *Gasser—Thèse de doctorat*. U.Laval.
- Govaerts, B., & Draye, X. (2020). *Biométrie – CH01 Modèle linéaire simple*. Université catholique de Louvain.
- Harmsen, G. W., & Kolenbrander, G. J. (1965). Soil Inorganic Nitrogen. In *Soil Nitrogen* (p. 43-92). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr10.c2>
- Hartwig, U. A., Zanetti, S., Hebeisen, T., Lüscher, A., Frehner, M., Fischer, B., Van Kessel, C., Hendrey, G. R., Blum, H., & Nösberger, J. (1996). 16 - Symbiotic Nitrogen Fixation : One Key to Understand the Response of Temperate Grassland Ecosystems to Elevated CO₂? In C. Körner & F. A. Bazzaz (Éds.), *Carbon Dioxide, Populations, and Communities* (p. 253-264). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-012420870-4/50048-7>
- International Organization for Standardization. (s. d.). *ISO 14256-2:2005*. ISO. Consulté 15 décembre 2022, à l'adresse <https://www.iso.org/standard/32399.html>
- Keeney, D. R., & Bremner, J. M. (1966). Comparison and Evaluation of Laboratory Methods of Obtaining an Index of Soil Nitrogen Availability¹. *Agronomy Journal*, 58(5), 498-503. <https://doi.org/10.2134/agronj1966.00021962005800050013x>
- Laurent, F., Besnard, A., & Kerveillant, P. (2004). Cinétiques de minéralisation après destruction de prairie : Caractérisation au champ Nitrogen mineralization kinetics after destruction of grazed swards : In field approach. *Arvalis - Institut du végétal*, 1.
- Le sillon belge. (2020, août 5). *Le prix des terres agricoles en 2019 : Hausse en Wallonie, mais statu quo en Flandre*. SillonBelge.be. <https://www.sillonbelge.be/6348/article/2020-08-05/le-prix-des-terres-agricoles-en-2019-hausse-en-wallonie-mais-statu-quo-en>
- Lucas. (2022, février 11). *Les zones rurales et agricoles en Europe*. Touteurope.eu. <https://www.touteurope.eu/agriculture-et-peche/les-zones-rurales-et-agricoles-en-europe/>

Lugtenberg, B. (2015). *Principles of Plant-Microbe Interactions* (Springer).

<https://link.springer.com/book/10.1007/978-3-319-08575-3>

Moreau, P., Carof, M., Grimaldi, C., & Parnaudeau, V. (2014). *Quels leviers pour éviter les pertes d'azote suite au retournement de prairie ?* 6.

https://www.creseb.fr/voy_content/uploads/2021/04/FicheCreseb_2013_SystemesFourrages_6.pdf

Natagriwal. (2015, février 18). *Natura 2000, En quelques mots* [Text]. Natagriwal.

<https://www.natagriwal.be/fr/natura-2000/en-quelques-mots-1>

Natagriwal. (2019a, mars 19). *Mesures de gestion* [Text]. Natagriwal.

https://www.natagriwal.be/sites/default/files/kcfinder/files/Folder_brochure/A5-Mesures-Gestion-Cover-FR-032021-WEB-Complet.pdf

Natagriwal. (2019b, mars 19). *Natura 2000, Mesures de gestion* [Text]. Natagriwal.

<https://www.natagriwal.be/fr/natura-2000/mesures-de-gestion>

Natura 2000 en Wallonie | La biodiversité en Wallonie. (s. d.). Consulté 12 août 2022, à l'adresse

<http://biodiversite.wallonie.be/fr/natura-2000.html?IDC=829>

Natura 2000—Environment—European Commission. (s. d.). Consulté 12 août 2022, à l'adresse

https://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/index_en.htm

N'Dayegamiye, A. (2007). La contribution en azote du sol reliée à la minéralisation de la MO : facteur climatique et régies agricoles influençant les taux de minéralisation d'azote. *Université Laval.*

https://www.agrireseau.net/agroenvironnement/documents/NDayegamiye_A_resume_PPT.pdf

Programme d'actions national nitrates. (2020, septembre 9). *L'azote est un élément indispensable à l'agriculture, mais il peut entraîner des pollutions.* Programme d'actions national nitrates.

<https://programme-nitrate.gouv.fr/comprendre/lazote-est-element-indispensable-a-lagriculture-il-peut-entraîner-pollutions>

PROTECT'eau. (2022). *Contrôle APL.* <https://www.protecteau.be/fr/controle-apl>

PROTECT'eau. (2022a). *Destruction de prairies permanentes*.

<https://www.protecteau.be/fr/destruction-de-prairies-permanentes>

PROTECT'eau. (2022b). *Zone vulnérable*. <https://www.protecteau.be/fr/zone-vulnerable>

Sbih, M., Karam, A., N'Dayegamiye, A., Bensid, Z., & Boukaboub, A. (2012). Dynamic of the active fraction of organic matter in some meadow soils. *Eurasian Journal of Soil Science*, 1, 22-27.

SPW. (2018). *Principaux types de sols*.

<http://etat.environnement.wallonie.be/contents/indicatorsheets/PHYS%204.html>

SPW. (2022). *Cheptel bovin*. Etat de l'Agriculture Wallonne. [http://etat-](http://etat-agriculture.wallonie.be/cms/render/live/fr/sites/reaw/contents/indicatorsheets/EAW-A_II_c_1.html)

[agriculture.wallonie.be/cms/render/live/fr/sites/reaw/contents/indicatorsheets/EAW-A_II_c_1.html](http://etat-agriculture.wallonie.be/cms/render/live/fr/sites/reaw/contents/indicatorsheets/EAW-A_II_c_1.html)

Statbel. (2021). *Exploitations agricoles et horticoles*. <https://statbel.fgov.be/fr/themes/agriculture-peche/exploitations-agricoles-et-horticoles#figures>

Stevenson, F. J., & Cole, M. A. (1999). *Cycles of Soils : Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulfur, Micronutrients*. John Wiley & Sons.

Strebel, O., Duynisveld, W. H. M., & Böttcher, J. (1989). Nitrate pollution of groundwater in western Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 26(3), 189-214.

[https://doi.org/10.1016/0167-8809\(89\)90013-3](https://doi.org/10.1016/0167-8809(89)90013-3)

Vandenberghe, C., J., B., M., D., J-P, D., De Toffoli, M., Dufrasne, I., Fonder, N., B., H., Hennart, S., Lambert, R., & Marcoen, J. (2012). Programme de Gestion Durable de l'Azote en agriculture. Considérations pratiques et conceptuelles sur la méthodologie du contrôle public du reliquat d'azote nitrique dans le sol des exploitations agricoles wallonnes. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, volume 16, 25-32.

WalOnMap. (s. d.). Consulté 4 août 2022, à l'adresse <http://geoportail.wallonie.be/walonmap>

Whitehead, D. C., 19... (1970). *The role of nitrogen in grassland productivity : A review of information from temperate regions*. Commonwealth agricultural bureaux.

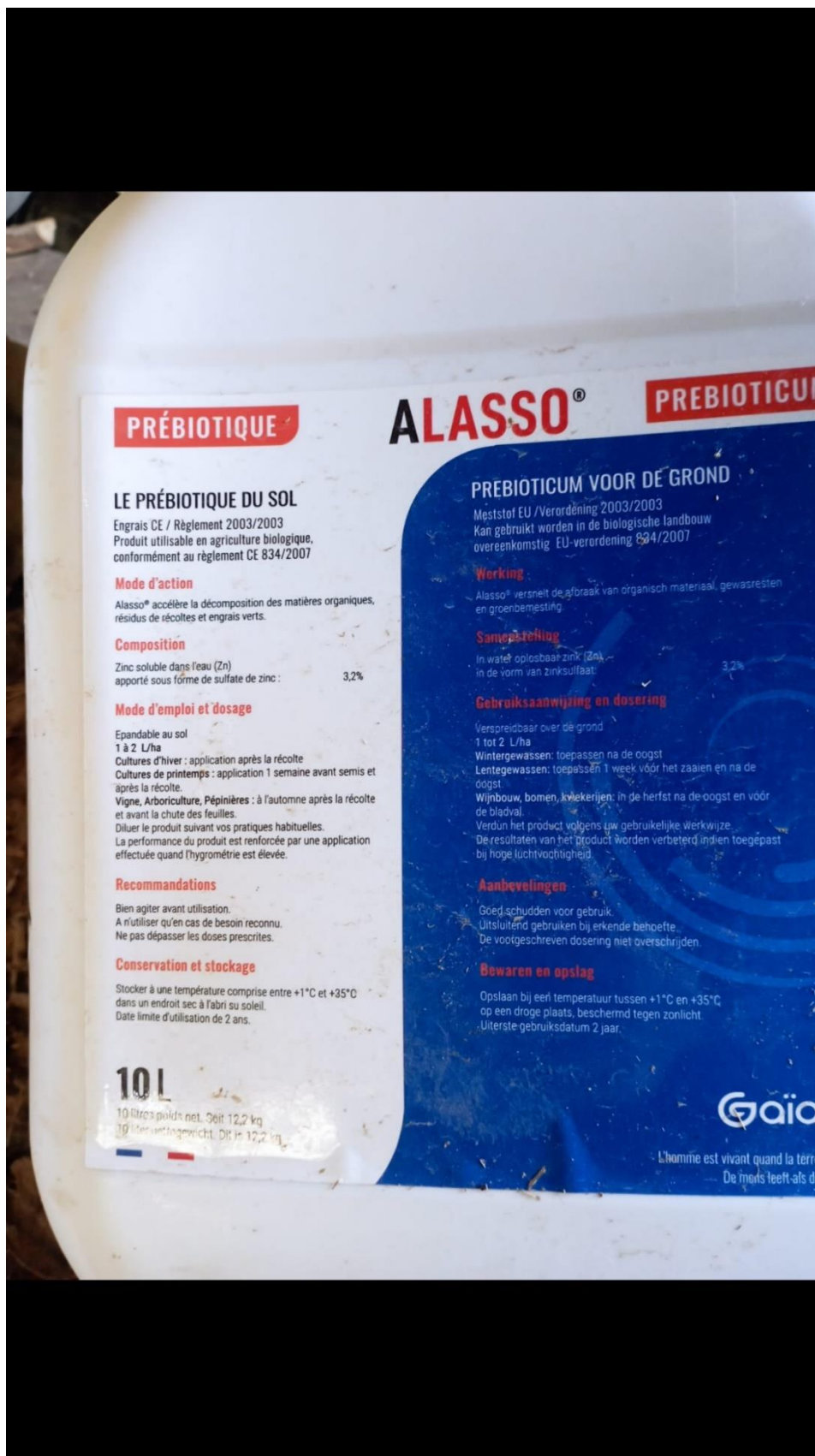
<https://ils.bib.uclouvain.be/global/documents/534500>

Whitehead, D. C., 19..-... (1995). *Grassland nitrogen*. CAB international.

<https://ils.bib.uclouvain.be/global/documents/430381>

Annexes

Annexe 1 : Fiche technique du produit Alasso®



Annexe 2 : Bulletin d'analyse de terre sur la parcelle n°12

Firefox
about:blank

Province de Liège

Laboratoire

Station provinciale d'analyses agricoles
Rue de Dinant, 110 - B-4557 Tinlot (Scry)
Tél : 04/279.38.00 Fax : 04/279.59.07
Membre du réseau REQUASUD

n°462-TEST

GUILLAUME Jean

Rue Adrien David, 42
4520 BAS-OHA

**Bulletin d'analyse de terre :
Évaluation de la fertilité du sol**

SPAA SE SOL 006 rev14 du 29/04/2021

Références du laboratoire ^(c)

| | | | |
|----------------------------------|-------------------|---|-------------------------|
| Date de prélèvement : | 01/02/2022 | Identification de la parcelle : | |
| Date de réception : | 02/02/2022 | Parcelle ^(a) : | Prairie le long du bois |
| Date du début d'analyse : | 09/02/2022 | Commune ^(a) : | Wanze |
| Date d'envoi : | 21/02/2022 | Région agricole : | Condroz |
| Réf. Rapport : | 22-SPAA-SOL-0819 | Plan de la parcelle ^(b) : | |
| Réf. Prelev. : | BL 234 - BL 236 | | |
| Réf. Labo. : | 22A0840 - 22A0842 | | |
| Prélèvement accrédité : # | Oui | | |
| Préleveur : | BONTE LUC | Superficie ^(a) : | 6 Ha |
| Profondeur de prélév. : | 25 cm | Latitude ^(b) : | 50,532784° |
| Méthode de prélév. : | Zig-zag | Longitude ^(b) : | 5,194793° |
| Zone de prélév. : | Parcelle entière | Géo - Id ^(b) : | 1221vb56f1sr |

Caractéristiques pédologiques de la parcelle ^(b) (Portail REQUACARTO)

| Zone | Occup (%) | Texture | Nature de la charge | Drainage | Abondance charge | Prof. sol |
|------|-----------|-------------------------------|---------------------|------------------|------------------|-----------|
| A | 100 | | - | - | 4,66% | - |
| B | 49 | Limon (Alluvion ou colluvion) | / | Bon drainage | < 5% | > 40 cm |
| C | 14 | Mixte | Gravier ou silexite | Bon drainage | 15 - 50% | < 40 cm |
| D | 12 | Limon | / | Bon drainage | < 5% | > 40 cm |
| E | 11 | Limon | / | Bon drainage | < 5% | > 40 cm |
| F | 6 | Limon (Alluvion ou colluvion) | / | Mauvais Drainage | < 5% | > 40 cm |

Résultats analytiques # : Essais accrédités

| | | | | | | | |
|---------------|---------|-------------------------------------|--------|--|------------------|--|-------|
| Zone : | B | pH KCl ⁴ : | # 6.02 | | Légèrement acide | pH acétate ¹³ : | 6.74 |
| | BL 234 | Humus (%) ⁶ : | 7.5 | | Élevé | Taux d'argile (%) ²⁴ : | 15.55 |
| | 22A0840 | Nt (g/kg) ⁹ : | 3.7 | | | CEC (cmol/kg) ²¹ : | 9.8 |
| | | P (mg/100g) ¹⁰ : | 15.4 | | Élevé | Rapport C/N : | 10.0 |
| | | K (mg/100g) ¹¹ : | 17.9 | | Bon | Bonne minéralisation | |
| | BC | Mg (mg/100g) ¹¹ : | 15.9 | | Élevé | Rapport K/Mg : | 1.1 |
| | | Ca (mg/100g) ¹¹ : | 351 | | Élevé | Rapport Ca/Mg : | 22.1 |
| | | | | | | Rapport correct | |

Bulletin d'analyse de terre en lien avec la référence labo : 22A0840 - 22A0842 1/6


1 sur 6

08-03-22, 17:43





Annexe 3 : Bulletin d'analyse de terre sur la parcelle n°12 (suite)

| Zone | Paramètre | Valeur | Indicateur | Qualité |
|---|---|--------|------------|------------------|
| D BL 235 22A0841 | pH KCl ⁴ : # | 5.42 | X | Légèrement acide |
| | Humus (%) ⁵ | 6.2 | X | Élevé |
| | Nt (g/kg) ⁶ | 2.9 | | |
| | P (mg/100g) ¹⁰ | 7.0 | X | Élevé |
| | K (mg/100g) ¹¹ | 11.1 | X | Faible |
| DBE | Mg (mg/100g) ¹¹ | 14.9 | X | Élevé |
| | Ca (mg/100g) ¹¹ | 231 | X | Élevé |
| | <p>pH acétate¹⁹ : 6.57 Taux d'argile (%)²⁴ : 18.75 CEC (cmol/kg)²¹ : 10.7 Rapport C/N : 11.0 Bonne minéralisation Rapport K/Mg : 0.7 Risque de carence en K Rapport Ca/Mg : 15.5 Rapport correct</p> | | | |
| B BL 236 22A0842 | pH KCl ⁴ : # | 6.02 | X | Légèrement acide |
| | Humus (%) ⁵ | 5.4 | X | Élevé |
| | Nt (g/kg) ⁶ | 2.8 | | |
| | P (mg/100g) ¹⁰ | 10.4 | X | Élevé |
| | K (mg/100g) ¹¹ | 8.6 | X | Faible |
| BF | Mg (mg/100g) ¹¹ | 12.6 | X | Bon |
| | Ca (mg/100g) ¹¹ | 282 | X | Élevé |
| <p>pH acétate¹⁹ : 6.80 Taux d'argile (%)²⁴ : 18.78 CEC (cmol/kg)²¹ : 11.6 Rapport C/N : 10.0 Bonne minéralisation Rapport K/Mg : 0.7 Risque de carence en K Rapport Ca/Mg : 22.4 Rapport correct</p> | | | | |

Annexe 4 : bilan de la composition chimique de l'engrais épandu sur la parcelle n°12



COME A CASA


Origine

L'entité de production **COME A CASA** (dépendant de la Société **TER BEKE S.A.**) située à Wanze est spécialisée dans la fabrication et la distribution de lasagnes et autres plats préparés de pâtes.

La station d'épuration biologique de **COME A CASA** fonctionne sur le principe de l'aérobic prolongée (boues activées à faible charge). Les boues provenant du bassin de stockage sont digérées et épaissies pour atteindre une siccité de l'ordre de 4 à 5 %. Elles sont ensuite chaulées pour être hygiénisées et apporter une plus-value en terme de composition.

Intérêt agronomique

Fumure azotée idéale avant un semis ou pour une coupe d'herbe. Destinée aux terres de grandes cultures et aux prairies, **COME A CASA** fournit des quantités intéressantes en éléments minéraux (principalement N et P₂O₅).



| Eléments | Intérêt agronomique | | | |
|--|---|---------------------------------|--|--|
| | sur base des données de 2020 - 2022 | | pour une dose de 60 m ³ /ha | |
| | Teneurs minimales garanties (% de M.B.) | Composition moyenne (% de M.B.) | Apports moyens totaux (kg/ha) | Apports en éléments disponibles ⁽¹⁾ (kg/ha) |
| Matière organique | 1,2 | 2,1 | 1244 | 62 |
| Azote (N) total | 0,1 | 0,2 | 117 | 59 |
| Anhydride phosphorique (P ₂ O ₅) ⁽²⁾ | 0,1 | 0,1 | 46 | 39 |
| Oxyde de calcium (CaO) ⁽²⁾ | / | 0,9 | 563 | 563 |
| Valeur neutralisante | 1 | 1 | 578 | 578 |
| Matière sèche (%) | 2,3 | 4,2 | / | / |
| pH (H ₂ O) | / | 10,8 | / | / |

(1) Coefficient de disponibilité retenus : P2O5 = 0,85 ; CaO et MgO = 1 et C/N = 5,38 => N=0,5
Coef. Isohumique estimé = 0,05

(2) Eléments solubles dans les acides minéraux.

| Une valeur économique estimée à ± 303 €/ha (dose : 60 m ³ /ha - données : 2020 - 2022) | | | | |
|---|--|--|---|---|
| Eléments | Concentration en éléments fertilisants (kg/m ³ de M.B.) | Eléments fertilisants disponibles (kg/m ³) | Prix des éléments fertilisants (Euro/kg) ⁽¹⁾ | Valeur économique équivalent engrais (Euro/m ³) |
| Azote (N) total | 2,0 | 1,0 | 2,30 | 2,2 |
| Phosphore (P2O5) | 0,8 | 0,7 | 2,00 | 1,3 |
| Calcium (CaO) | 9,4 | 9,4 | 0,16 | 1,5 |
| Total : | | | | 5,1 |

(1) Prix des engrais minéraux en Juin 2022

mise à jour :
juin 2022

SEDE Benelux
Rue Camille Hubert, 3 - Bâtiment MIRA - 5032 ISNBS (Gembloux)
Tél. : +32 (0)81 56 98 56 - Fax : +32 (0)81 56 91 53 - gembloux@sede.be

Dijkstraat, 28 - B-9140 TEMSE
Tel. +32 3 210 00 00 - Fax +32 3 210 00 09 - vlaanderen@sede.be

Annexe 5 : Table de corrélation de Pearson (<https://www.real-statistics.com/statistics-tables/pearsons-correlation-table/>)

| df ^α | 0.2 | 0.1 | 0.05 | 0.02 | 0.01 | 0.001 | df ^α | 0.2 | 0.1 | 0.05 | 0.02 | 0.01 | 0.001 |
|-----------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|-----------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| 1 | 0.951057 | 0.987688 | 0.996917 | 0.999507 | 0.999877 | 0.999999 | 35 | 0.215598 | 0.274611 | 0.324573 | 0.380976 | 0.418211 | 0.518898 |
| 2 | 0.800000 | 0.900000 | 0.950000 | 0.980000 | 0.990000 | 0.999000 | 40 | 0.201796 | 0.257278 | 0.304396 | 0.357787 | 0.393174 | 0.489570 |
| 3 | 0.687049 | 0.805384 | 0.878339 | 0.934333 | 0.958735 | 0.991139 | 45 | 0.190345 | 0.242859 | 0.287563 | 0.338367 | 0.372142 | 0.464673 |
| 4 | 0.608400 | 0.729299 | 0.811401 | 0.882194 | 0.917200 | 0.974068 | 50 | 0.180644 | 0.230620 | 0.273243 | 0.321796 | 0.354153 | 0.443201 |
| 5 | 0.550863 | 0.669439 | 0.754492 | 0.832874 | 0.874526 | 0.950883 | 60 | 0.164997 | 0.210832 | 0.250035 | 0.294846 | 0.324818 | 0.407865 |
| 6 | 0.506727 | 0.621489 | 0.706734 | 0.788720 | 0.834342 | 0.924904 | 70 | 0.152818 | 0.195394 | 0.231883 | 0.273695 | 0.301734 | 0.379799 |
| 7 | 0.471589 | 0.582206 | 0.666384 | 0.749776 | 0.797681 | 0.898260 | 80 | 0.142990 | 0.182916 | 0.217185 | 0.256525 | 0.282958 | 0.356816 |
| 8 | 0.442796 | 0.549357 | 0.631897 | 0.715459 | 0.764592 | 0.872115 | 90 | 0.134844 | 0.172558 | 0.204968 | 0.242227 | 0.267298 | 0.337549 |
| 9 | 0.418662 | 0.521404 | 0.602069 | 0.685095 | 0.734786 | 0.847047 | 100 | 0.127947 | 0.163782 | 0.194604 | 0.230079 | 0.253979 | 0.321095 |
| 10 | 0.398062 | 0.497265 | 0.575983 | 0.658070 | 0.707888 | 0.823305 | 125 | 0.114477 | 0.146617 | 0.174308 | 0.206245 | 0.227807 | 0.288602 |
| 11 | 0.380216 | 0.476156 | 0.552943 | 0.633863 | 0.683528 | 0.800962 | 150 | 0.104525 | 0.133919 | 0.159273 | 0.188552 | 0.208349 | 0.264316 |
| 12 | 0.364562 | 0.457500 | 0.532413 | 0.612047 | 0.661376 | 0.779998 | 175 | 0.096787 | 0.124036 | 0.147558 | 0.174749 | 0.193153 | 0.245280 |
| 13 | 0.350688 | 0.440861 | 0.513977 | 0.592270 | 0.641145 | 0.760351 | 200 | 0.090546 | 0.116060 | 0.138098 | 0.163592 | 0.180860 | 0.229840 |
| 14 | 0.338282 | 0.425902 | 0.497309 | 0.574245 | 0.622591 | 0.741934 | 250 | 0.081000 | 0.103852 | 0.123607 | 0.146483 | 0.161994 | 0.206079 |
| 15 | 0.327101 | 0.412360 | 0.482146 | 0.557737 | 0.605506 | 0.724657 | 300 | 0.073951 | 0.094831 | 0.112891 | 0.133819 | 0.148019 | 0.188431 |
| 16 | 0.316958 | 0.400027 | 0.468277 | 0.542548 | 0.589714 | 0.708429 | 350 | 0.068470 | 0.087814 | 0.104552 | 0.123957 | 0.137131 | 0.174657 |
| 17 | 0.307702 | 0.388733 | 0.455531 | 0.528517 | 0.575067 | 0.693163 | 400 | 0.064052 | 0.082155 | 0.097824 | 0.115997 | 0.128339 | 0.163520 |
| 18 | 0.299210 | 0.378341 | 0.443763 | 0.515505 | 0.561435 | 0.678781 | 450 | 0.060391 | 0.077466 | 0.092248 | 0.109397 | 0.121046 | 0.154273 |
| 19 | 0.291384 | 0.368737 | 0.432858 | 0.503397 | 0.548711 | 0.665208 | 500 | 0.057294 | 0.073497 | 0.087528 | 0.103808 | 0.114870 | 0.146436 |
| 20 | 0.284140 | 0.359827 | 0.422714 | 0.492094 | 0.536800 | 0.652378 | 600 | 0.052305 | 0.067103 | 0.079920 | 0.094798 | 0.104911 | 0.133787 |
| 21 | 0.277411 | 0.351531 | 0.413247 | 0.481512 | 0.525620 | 0.640230 | 700 | 0.048427 | 0.062132 | 0.074004 | 0.087798 | 0.097161 | 0.123935 |
| 22 | 0.271137 | 0.343783 | 0.404386 | 0.471579 | 0.515101 | 0.628710 | 800 | 0.045301 | 0.058123 | 0.069234 | 0.082135 | 0.090909 | 0.115981 |
| 23 | 0.265270 | 0.336524 | 0.396070 | 0.462231 | 0.505182 | 0.617768 | 900 | 0.042711 | 0.054802 | 0.065281 | 0.077450 | 0.085727 | 0.109385 |
| 24 | 0.259768 | 0.329705 | 0.388244 | 0.453413 | 0.495808 | 0.607360 | 1000 | 0.040520 | 0.051993 | 0.061935 | 0.073484 | 0.081340 | 0.103800 |
| 25 | 0.254594 | 0.323283 | 0.380863 | 0.445078 | 0.486932 | 0.597446 | 1500 | 0.033086 | 0.042458 | 0.050582 | 0.060022 | 0.066445 | 0.084822 |
| 26 | 0.249717 | 0.317223 | 0.373886 | 0.437184 | 0.478511 | 0.587988 | 2000 | 0.028654 | 0.036772 | 0.043811 | 0.051990 | 0.057557 | 0.073488 |
| 27 | 0.245110 | 0.311490 | 0.367278 | 0.429693 | 0.470509 | 0.578956 | 3000 | 0.023397 | 0.030027 | 0.035775 | 0.042457 | 0.047006 | 0.060027 |
| 28 | 0.240749 | 0.306057 | 0.361007 | 0.422572 | 0.462892 | 0.570317 | 4000 | 0.020262 | 0.026005 | 0.030984 | 0.036773 | 0.040713 | 0.051996 |
| 29 | 0.236612 | 0.300898 | 0.355046 | 0.415792 | 0.455631 | 0.562047 | 5000 | 0.018123 | 0.023260 | 0.027714 | 0.032892 | 0.036417 | 0.046512 |
| 30 | 0.232681 | 0.295991 | 0.349370 | 0.409327 | 0.448699 | 0.554119 | | | | | | | |

Annexe 6 : Tableaux bruts des résultats par ordre chronologique (première, deuxième et troisième série de relevés)

| Parcelle | Horizon | Epaisseur | densité | % cailloux | MS % | N-NO3 kg/ha | N-NH4 kg/ha |
|----------|---------|-----------|---------|------------|-------|-------------|-------------|
| P1 | 0-30 | 30,00 | 1,35 | 0,00 | 77,33 | 13,74 | 4,60 |
| P1 | 30-60 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 81,68 | 5,94 | 3,31 |
| P1 | 60-90 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 81,66 | 3,08 | 5,11 |
| P2 | 0-30 | 30,00 | 1,35 | 0,00 | 77,28 | 13,94 | 12,52 |
| P2 | 30-60 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 81,67 | 3,86 | 2,23 |
| P2 | 60-90 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 81,72 | 2,37 | 2,65 |
| P3 | 0-30 | 30,00 | 1,35 | 0,00 | 78,00 | 10,11 | 5,31 |
| P3 | 30-60 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 81,73 | 4,51 | 8,85 |
| P3 | 60-90 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 81,23 | 2,33 | 2,33 |
| P4 | 0-30 | 30,00 | 1,35 | 0,00 | 77,86 | 12,33 | 6,06 |
| P4 | 30-60 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 81,75 | 4,94 | 7,82 |
| P4 | 60-90 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 81,24 | 3,42 | 4,83 |
| P5 | 0-30 | 30,00 | 1,35 | 0,00 | 77,15 | 2,96 | 4,20 |
| P5 | 30-60 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 81,29 | 3,65 | 5,37 |
| P5 | 60-90 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 81,10 | 2,39 | 7,34 |
| P6 | 0-30 | 30,00 | 1,35 | 0,00 | 77,16 | 6,56 | 8,64 |
| P6 | 30-60 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 81,18 | 6,18 | 5,09 |
| P6 | 60-90 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 81,57 | 4,83 | 5,75 |
| P7 | 0-30 | 30,00 | 1,35 | 0,00 | 77,43 | 3,72 | 2,13 |

| | | | | | | | |
|----|-------|-------|------|------|-------|-------|-------|
| P7 | 30-60 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 81,83 | 5,58 | 3,39 |
| P7 | 60-90 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 82,07 | 5,23 | 4,80 |
| P8 | 0-30 | 30,00 | 1,35 | 0,00 | 77,79 | 10,74 | 19,98 |
| P8 | 30-60 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 81,80 | 8,21 | 7,24 |
| P8 | 60-90 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 81,36 | 6,05 | 6,40 |

| Parcelle | Horizon | Epaisseur | densité | % cailloux | MS % | N-NO3 kg/ha | N-NH4 kg/ha |
|----------|---------|-----------|---------|------------|-------|-------------|-------------|
| P1 | 0-30 | 30,00 | 1,35 | 0,00 | 74,95 | 7,19 | 3,47 |
| P1 | 30-60 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 80,90 | 6,24 | 2,35 |
| P1 | 60-90 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 80,41 | 5,95 | 3,11 |
| P2 | 0-30 | 30,00 | 1,35 | 0,00 | 74,87 | 7,49 | 10,43 |
| P2 | 30-60 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 80,85 | 6,66 | 6,43 |
| P2 | 60-90 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 80,63 | 5,50 | 4,22 |
| P3 | 0-30 | 30,00 | 1,35 | 0,00 | 76,41 | 6,50 | 7,84 |
| P3 | 30-60 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 80,79 | 5,39 | 5,15 |
| P3 | 60-90 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 79,92 | 3,85 | 4,39 |
| P4 | 0-30 | 30,00 | 1,35 | 0,00 | 75,71 | 7,54 | 17,91 |
| P4 | 30-60 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 80,76 | 4,84 | 5,48 |
| P4 | 60-90 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 80,27 | 2,60 | 5,40 |

| | | | | | | | |
|----|-------|-------|------|------|-------|------|--------|
| P5 | 0-30 | 30,00 | 1,35 | 0,00 | 74,74 | 3,51 | 7,75 |
| P5 | 30-60 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 80,58 | 3,18 | 16,14 |
| P5 | 60-90 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 80,39 | 0,99 | 3,87 |
| P6 | 0-30 | 30,00 | 1,35 | 0,00 | 76,31 | 5,39 | 28,69 |
| P6 | 30-60 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 80,17 | 5,49 | 5,25 |
| P6 | 60-90 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 79,75 | 2,62 | 4,93 |
| P7 | 0-30 | 30,00 | 1,35 | 0,00 | 74,90 | 4,71 | 113,62 |
| P7 | 30-60 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 81,19 | 2,41 | 16,18 |
| P7 | 60-90 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 80,13 | 0,75 | 28,22 |
| P8 | 0-30 | 30,00 | 1,35 | 0,00 | 75,22 | 3,47 | 47,64 |
| P8 | 30-60 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 80,16 | 4,49 | 15,67 |
| P8 | 60-90 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 80,69 | 3,11 | 10,07 |

| Parcelle | Horizon | Epaisseur | densité | % cailloux | MS % | N-NO3 kg/ha | N-NH4 kg/ha |
|----------|---------|-----------|---------|------------|-------|-------------|-------------|
| P1 | 0-30 | 30,00 | 1,35 | 0,00 | 80,70 | 5,11 | 5,00 |
| P1 | 30-60 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 82,74 | 6,83 | 7,35 |
| P1 | 60-90 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 81,54 | 5,85 | 3,69 |
| P2 | 0-30 | 30,00 | 1,35 | 0,00 | 80,45 | 8,04 | 8,58 |
| P2 | 30-60 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 82,90 | 9,02 | 5,53 |
| P2 | 60-90 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 82,26 | 8,91 | 11,20 |
| P3 | 0-30 | 30,00 | 1,35 | 0,00 | 81,59 | 7,61 | 14,38 |
| P3 | 30-60 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 83,00 | 6,78 | 3,80 |
| P3 | 60-90 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 82,32 | 5,31 | 3,19 |
| P4 | 0-30 | 30,00 | 1,35 | 0,00 | 81,01 | 3,72 | 5,65 |
| P4 | 30-60 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 83,25 | 4,73 | 4,61 |
| P4 | 60-90 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 81,98 | 3,99 | 3,31 |
| P5 | 0-30 | 30,00 | 1,35 | 0,00 | 81,55 | 7,13 | 12,85 |
| P5 | 30-60 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 83,67 | 6,91 | 11,44 |
| P5 | 60-90 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 82,43 | 2,68 | 6,69 |
| P6 | 0-30 | 30,00 | 1,35 | 0,00 | 80,46 | 32,94 | 14,54 |
| P6 | 30-60 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 82,58 | 24,37 | 20,32 |
| P6 | 60-90 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 82,77 | 10,38 | 7,99 |
| P7 | 0-30 | 30,00 | 1,35 | 0,00 | 82,71 | 36,82 | 23,37 |
| P7 | 30-60 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 83,92 | 29,32 | 35,94 |
| P7 | 60-90 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 83,68 | 17,11 | 60,67 |
| P8 | 0-30 | 30,00 | 1,35 | 0,00 | 82,18 | 24,67 | 53,15 |
| P8 | 30-60 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 83,90 | 25,03 | 23,10 |
| P8 | 60-90 | 30,00 | 1,50 | 0,00 | 83,65 | 18,58 | 13,88 |

Annexe 7 : Tableau des résultats bruts des champs prélevés

| Parcelle | date de destruction | horizon | MS % | N-NO3 kg/ha | N-NH4 kg/ha | Dernière Culture | Type de destruction |
|----------|---------------------|---------|-------|-------------|-------------|------------------|---------------------|
| 1 | 2019 | 0-30cm | 80,64 | 68,15 | 76,20 | céréales | labour |
| 1 | 2019 | 30-60cm | 87,08 | 47,58 | 50,81 | céréales | labour |
| 1 | 2019 | 60-90cm | 85,16 | 46,68 | 59,11 | céréales | labour |
| 2 | 2020 | 0-30cm | 78,65 | 21,84 | 5,56 | maïs | labour |
| 2 | 2020 | 30-60cm | 83,78 | 15,16 | 9,77 | maïs | labour |
| 2 | 2020 | 60-90cm | 86,15 | 10,75 | 4,86 | maïs | labour |
| 3 | 2020 | 0-30cm | 81,63 | 69,04 | 27,98 | céréales | disque rotatif |
| 3 | 2020 | 30-60cm | 86,37 | 51,07 | 31,13 | céréales | disque rotatif |
| 3 | 2020 | 60-90cm | 88,99 | 52,42 | 30,01 | céréales | disque rotatif |
| 4 | 2019 | 0-30cm | 78,41 | 49,93 | 39,46 | betteraves | labour |
| 4 | 2019 | 30-60cm | 82,28 | 46,95 | 29,42 | betteraves | labour |
| 4 | 2019 | 60-90cm | 81,71 | 42,19 | 32,86 | betteraves | labour |
| 5 | 2021 | 0-30cm | 79,51 | 110,14 | 59,61 | betteraves | labour |
| 5 | 2021 | 30-60cm | 83,82 | 61,14 | 32,75 | betteraves | labour |
| 5 | 2021 | 60-90cm | 86,82 | 21,65 | 12,12 | betteraves | labour |
| 6 | 2019 | 0-30cm | 79,89 | 10,72 | 1,83 | vignes | disque rotatif |
| 6 | 2019 | 30-60cm | 82,70 | 8,72 | 0,80 | vignes | disque rotatif |
| 6 | 2019 | 60-90cm | 83,77 | 7,32 | 1,78 | vignes | disque rotatif |
| 7 | 2020 | 0-30cm | 80,77 | 10,88 | 6,03 | vignes | disque rotatif |
| 7 | 2020 | 30-60cm | 82,82 | 10,21 | 1,91 | vignes | disque rotatif |
| 7 | 2020 | 60-90cm | 85,77 | 4,30 | 1,11 | vignes | disque rotatif |
| 8 | 2018 | 0-30cm | 82,72 | 44,59 | 31,90 | céréales | labour |
| 8 | 2018 | 30-60cm | 83,73 | 25,49 | 12,60 | céréales | labour |
| 8 | 2018 | 60-90cm | 84,80 | 39,54 | 27,58 | céréales | labour |
| 9 | 2019 | 0-30cm | 81,08 | 68,22 | 14,23 | maïs | disque rotatif |
| 9 | 2019 | 30-60cm | 82,83 | 57,59 | 10,97 | maïs | disque rotatif |
| 9 | 2019 | 60-90cm | 82,86 | 71,28 | 16,33 | maïs | disque rotatif |

| | | | | | | | |
|----|------|---------|-------|--------|-------|---------|----------|
| 10 | 2021 | 0-30cm | 81,26 | 49,66 | 9,97 | maïs | Round Up |
| 10 | 2021 | 30-60cm | 82,54 | 25,81 | 2,10 | maïs | Round Up |
| 10 | 2021 | 60-90cm | 82,65 | 21,32 | 1,86 | maïs | Round Up |
| 11 | 2022 | 0-30cm | 75,22 | 22,55 | 10,73 | prairie | Round Up |
| 11 | 2022 | 30-60cm | 79,88 | 13,83 | 0,87 | prairie | Round Up |
| 11 | 2022 | 60-90cm | 81,91 | 7,67 | 3,19 | prairie | Round Up |
| 12 | 2022 | 0-30cm | 72,68 | 120,01 | 28,86 | prairie | Round Up |
| 12 | 2022 | 30-60cm | 80,61 | 73,82 | 18,22 | prairie | Round Up |
| 12 | 2022 | 60-90cm | 81,98 | 43,28 | 8,19 | prairie | Round Up |
| 13 | 2021 | 0-30cm | 77,70 | 33,08 | 0,44 | maïs | Round Up |
| 13 | 2021 | 30-60cm | 82,30 | 42,10 | 9,27 | maïs | Round Up |
| 13 | 2021 | 60-90cm | 84,74 | 44,66 | 8,41 | maïs | Round Up |
| 14 | 2020 | 0-30cm | 79,05 | 52,14 | 1,79 | maïs | labour |
| 14 | 2020 | 30-60cm | 81,07 | 43,96 | 1,38 | maïs | labour |
| 14 | 2020 | 60-90cm | 82,82 | 25,93 | 1,73 | maïs | labour |
| 15 | 2020 | 0-30cm | 78,67 | 57,63 | 0,14 | maïs | labour |
| 15 | 2020 | 30-60cm | 81,20 | 66,15 | 9,40 | maïs | labour |
| 15 | 2020 | 60-90cm | 82,84 | 76,06 | 1,76 | maïs | labour |

Annexe 8 : Résultats des incubations de sol (à gauche : champs prélevés, à droite : parcelles d'essai)

| parcelle | moyenne PMN net (kg/ha) |
|----------|-------------------------|
| 1 | 292,2685215 |
| 2 | 202,1138239 |
| 3 | 206,5493727 |
| 4 | 218,0455495 |
| 5 | 282,602024 |
| 6 | 301,6091083 |
| 7 | 247,6504958 |
| 8 | 68,09368076 |
| 9 | 147,9545583 |
| 10 | 182,4721745 |
| 11 | 336,2950166 |
| 12 | 525,0016806 |
| 13 | 223,863145 |
| 14 | 254,3253689 |
| 15 | 322,326234 |

| parcelle | moyenne PMN net (kg/ha) |
|----------|-------------------------|
| P1 | 207,0899529 |
| P2 | 317,7283971 |
| P3 | 201,5651593 |
| P4 | 188,5295078 |
| P5 | 223,9668905 |
| P6 | 331,1862683 |
| P7 | 257,0323957 |
| P8 | 405,2932696 |

Étude du potentiel de minéralisation de l'azote après destruction de prairies

Auteur : Thomas Lemaire

Les prairies permanentes constituent une part importante dans une exploitation agricole. Elles servent essentiellement à la production fourragère pour le bétail. Cependant, leur capacité de stockage de matière organique en font également un réservoir d'azote non-négligeable. La destruction de prairies permanentes permet la minéralisation de cet azote et le rend utilisable pour l'implantation et la croissance de futures cultures.

Ce travail a donc pour mission d'étudier le potentiel de minéralisation de l'azote sur d'anciennes prairies permanentes détruites. Deux types d'expérience ont été mis en place. La première est une approche théorique par la création de petites parcelles d'essai à la ferme expérimentale de Louvain-la-Neuve, dans le quartier de Lauzelle. Deux séries de quatre parcelles ont subi une destruction thermique à l'aide d'un désherbeur à gaz. Les tests se sont déroulés sur une prairie naturelle et une ancienne prairie détruite avant l'expérience puis ressemée. La seconde expérience traite de 15 parcelles d'intérêt situées dans diverses fermes de la Wallonie. Ces parcelles sont d'anciennes prairies détruites et converties en cultures. Elles présentent des profils assez variés suivant leur localisation, leur âge depuis la destruction, le type de destruction et les différentes cultures installées.

Il apparaît dans les résultats de ces deux expériences différentes conclusions. Tout d'abord, la minéralisation se manifeste beaucoup plus intensément au printemps qu'en hiver grâce à la hausse des températures qui favorise l'activité microbienne. Ensuite, les concentrations en azote minéral sont plus élevées lorsque les pratiques culturales permettent une rotation des cultures sur plusieurs années dans une même parcelle. Il a été démontré également un lien direct entre le potentiel de minéralisation et l'âge de la prairie détruite. Les taux d'azote organique potentiellement minéralisables sont les plus hauts au moment de la destruction d'une prairie, puis diminuent lentement au fil des années. Selon les résultats de l'étude, le potentiel de minéralisation reste assez constant entre la première et la troisième année passée depuis la destruction. À partir de la quatrième année, une baisse conséquente du potentiel a été constatée.

Mots-clés : azote, minéralisation, prairies permanentes

UNIVERSITÉ CATHOLIQUE DE LOUVAIN
Faculté des bioingénieurs

Croix du Sud, 2 bte L7.05.01, 1348 Louvain-La-Neuve, Belgique | www.uclouvain.be/10101