UCLouvain

AGRO LOUVAIN

Faculté des bioingénieurs

Conversion de prairies permanentes pour le maraichage : risque environnemental et influence sur les propriétés chimiques, biologiques et physiques du sol.

Auteur.e.s : Harold Legast & Alice Wilkin
Promoteur : Pierre Bertin (SST/ELI/ELIA)
Lecteurs : Marc De Toffoli (SST/ELI/ELIA)
Richard Lambert (SST/ELI/ELIA)
Année académique 2021-2022
Mémoire de fin d'études présenté en vue de l'obtention du diplôme de Bioingénieur en sciences agronomiques

Remerciements

Avant même l'introduction, nous tenons à remercier toutes les personnes ayant contribué de près ou de loin au bon déroulement de ce mémoire.

Nous voudrions tout d'abord remercier particulièrement notre promoteur, le professeur Pierre Bertin pour nous avoir permis de réaliser ce mémoire, pour son encadrement au cours de l'année, pour ses corrections complètes et rigoureuses et surtout pour le temps consacré lors de nos nombreuses réunions.

Nous remercions Marc De Toffoli pour ses conseils très précieux sur la problématique de l'azote en général, les mesures APL, ses connaissances sur la réalité agricole et sa participation au jury de notre mémoire. Par la même occasion, nous remercions également le professeur Richard Lambert d'avoir accepté d'être lecteur de notre mémoire et pour son aide précieuse dans l'interprétation des taux d'azote ammoniacal.

Ensuite, nous tenions à remercier Protect'eau qui, sous les traits de Marc De Toffoli et Olivier Imbrecht, nous guidé tout au long de ce travail. Merci pour l'accueil dans le laboratoire d'extraction et le prêt du matériel pour les prélèvements APL. Merci à Olivier pour ses enseignements sur le protocole de prélèvement et d'extraction ainsi que pour sa réactivité en cas de questions.

Nous remercions le professeur Xavier Draye pour sa patience, sa bonne humeur communicative et le temps consacré à répondre à nos nombreuses questions concernant le plan expérimental et les analyses statistiques.

Ensuite, nous tenons à remercier les membres du laboratoire PEPA qui ont participé de près ou de loin à ce mémoire et nous ont accueillis pendant un an dans leurs locaux. Plusieurs mercis particuliers nous viennent à l'esprit :

Un énorme merci à Pierre Van Thorre et Thomas Dagbert pour leur aide précieuse sur le terrain. Nous voulons remercier particulièrement Thomas pour ses conseils techniques sur les mesures de perte au feu et le matériel du laboratoire ainsi que Pierre pour le partage de ses connaissances sur les adventices et leur stade de développement.

Un grand merci également à Lola pour ses nombreux conseils sur les protocoles de mesures, pour sa bienveillance et ses sourires qui peuvent illuminer une journée.

Merci également à Anne d'Hauwer qui nous a aidés pour les commandes de matériel et l'accueil administratif au sein du labo PEPA.

Nous remercions également Hugues Falys et les équipes des fermes universitaires d'avoir pris en charge les travaux agricoles liés à notre essai. Un merci particulier à Hugues pour les milles réponses à nos questions sur l'itinéraire phytotechnique réalisé sur la parcelle et son point de vue pratique et proche de la réalité des agriculteurs.

Nous remercions la plateforme MOCA de nous avoir permis d'utiliser leur four à haute température et leurs infrastructures pour réaliser la mesure de perte au feu.

Nous remercions le laboratoire de Michamps d'avoir rigoureusement réalisé tous les dosages d'azote nitrique de nos échantillons.

Nous remercions le CIPF pour le prêt de leur étuve à fourrages qui nous a permis de mesurer la biomasse sèche de nos couverts végétaux.

Enfin, nous aimerions remercier Nina, Greg, Caro, Jo et Grégoire. Merci d'avoir été les meilleurs "collègues" et pour le soutien tout au long de cette année. Une pensée particulière nous vient pour Nina et Greg qui, grâce à leurs conseils et feedbacks sur les mesures expérimentales, ont pu nous faire gagner énormément de temps et nous ont permis de nous améliorer.

Remerciements particuliers de Harold

Tout d'abord, je tenais à te remercier Alice. Merci d'avoir accepté de co-réaliser avec moi ce travail, si symbolique dans le parcours d'un·e étudiant·e, sans même me connaître. Merci d'avoir rendu toutes ces heures passées à réaliser ces mesures plus agréables. Merci pour ces conversations enrichissantes et ton écoute toujours bienveillante. Merci pour cette complémentarité, ton efficacité, ta capacité d'organisation, ton indulgence, ta patience, ton humilité, et j'en passe. Merci d'avoir facilité cette dernière étape de mon parcours universitaire laborieux. Bonne route sur ton vélo, profites bien de ton voyage.

Ensuite, je voudrais remercier mes ami·e·s. Merci pour tous ces nombreux échanges qui m'ont permis d'acquérir une ouverture d'esprit et un regard critique sur le monde qui nous entoure. Mais surtout merci pour tous ces moments de détente qui rendent heureux et qui donnent tout son sens à la vie. Merci pour votre soutien indéfectible tout au long de ces années. Un merci particulier à Lancelot et Sim d'avoir fait du confinement une petite parenthèse enchantée. Merci Sim également pour le petit tuto Latex fort utile au début du quadrimestre et d'être venu nous aider, avec Nicolas, à la confection des cages à lombrics. Je voudrais remercier également Simon de m'avoir épaulé toutes ces années. Merci pour cet appui, pour cette complicité, pour ta générosité, pour ta compréhension, pour tes encouragements et pour tous ces moments de gaieté. Merci de m'avoir prêté main-forte pour l'échantillonnage des sols en décembre et pour les retouches sur certaines figures.

Merci à ma famille pour votre soutien nécessaire à la réussite de ces études. Merci Thomas, Baptiste et Florine pour vos encouragements, et plus globalement, pour votre bienveillance. Un merci tout particulier à ma maman et mon papa pour leurs relectures attentives et leurs propositions pertinentes quant à la rédaction de ce mémoire. Merci mille fois.

Ces derniers remerciements sont pour toi, Loulou. Je te remercie tendrement pour tout ce que tu m'apportes au quotidien.

Remerciements particuliers de Alice

Mes premiers et plus chaleureux remerciements vont à Harold, sans qui, cette grande étape qu'est le mémoire, aurait été beaucoup moins agréable. Merci d'avoir été le meilleur partenaire dont j'aurais pu rêver. Merci pour ta patience, ta rigueur, ta bienveillance, ton sens du détail, ton humour et tout le reste. Merci pour ta persévérance et de m'avoir poussé à donner le meilleur de moi-même pour ce travail de longue haleine. Nos différences et notre complémentarité auront rendu cette expérience bien plus intéressante, sereine et amusante.

Merci à toutes les personnes qui ont fait de mes années à Louvain-la-Neuve une expérience si particulière. Merci à l'Agro, au Semeur et à l'Improkot. Merci aux personnes rencontrées courtement ou à celles qui seront toujours là. Merci également au BDG qui m'a (presque) fait me réjouir de l'arrivée des blocus et d'avoir rempli les derniers mois de rédaction de rires. Merci à Anouk, Céleste, Louise et Val pour votre soutien inébranlable, chacune à votre manière. Merci pour toutes les belles conversations partagées, les fous rires et votre écoute toujours bienveillante et sans jugement.

Je voudrais également vivement remercier mes parents pour la relecture attentive de ce mémoire mais surtout de m'avoir toujours soutenue durant l'entièreté de mon parcours universitaire. C'est grâce à vous que je peux aujourd'hui me lancer dans la prochaine étape en me sentant préparée et sans crainte. Merci à Maman pour ton écoute, ta douceur et le dévouement que tu mets dans notre éducation et notre bonheur. Merci à Papa pour ton assistance logistique, tes points culture générale et avant tout ton soutien solide et rassurant. Merci à Mano pour ta chambre pour ce dernier mois de travail mais surtout pour ta sensibilité et ta générosité. Merci à Sol d'être ma bonne conscience à toute épreuve, pour ton humour et pour tout ce que tu fais pour notre famille. Merci à Lilou pour tes encouragements presque journaliers malgré la distance, ton amour et tes enseignements.

Enfin, un grand merci à Philipp. Vielen Dank für deine tägliche und zärtliche Unterstützung. Ich freue mich sehr auf unsere Fortsetzung.

Table des matières

Introduction **1**

État de l'art **2**

1 Maraichage . . . 2
1.1 Place du maraichage en Wallonie . . . 2
1.2 Exigences du maraichage . . . 3
1.3 Culture sur prairie . . . 4
2 Prairies permanentes . . . 4
2.1 Importance des prairie permanentes . . . 4
3 Conversion de prairies permanentes . . . 5
3.1 Objectifs de la conversion . . . 5
3.2 Techniques de conversion . . . 5
3.2.1 Labour . . . 5
3.2.2 Produits chimiques de synthèse . . . 6
3.2.3 Occultation . . . 6
4 Couverts végétaux . . . 6
4.1 Les services écosystémiques apportés par les couverts . . . 7
4.2 Les différents types de couverts . . . 7
4.2.1 Les brassicacées . . . 7
4.2.2 Les graminées . . . 8
4.2.3 Les légumineuses . . . 8
4.2.4 Les autres familles . . . 8
5 Dynamique carbone-azote du sol . . . 8
5.1 La matière organique et le carbone du sol . . . 9
5.1.1 Le rôle essentiel du carbone organique . . . 9
5.1.2 Pertes de carbone lors de la conversion . . . 9
5.1.3 Apport de carbone organique par les couverts végétaux . . . 10
5.2 L'azote du sol . . . 11
5.2.1 La prairie comme réservoir d'azote . . . 11
5.2.2 Risques de lixiviation du nitrate lors de la conversion . . . 12
5.2.3 Les couverts végétaux, véritables pompes à nitrate . . . 13
5.3 Rapport C/N du sol . . . 13
6 Biodiversité du sol . . . 13
6.1 Rôle et indicateur de l'activité des organismes vivants dans le sol . . . 14
6.2 Fragmentation et incorporation de la matière organique par les lombrics anéciques 14
6.3 Décomposition de la matière organique par les micro-organismes . . . 15
6.4 La conversion, un dérèglement de l'environnement des êtres vivants du sol . . . 15
6.5 Le rôle de protection des couverts végétaux sur les organismes du sol . . . 16
7 Structure du sol . . . 17
7.1 Transformation de la structure par la conversion de prairie . . . 17

7.2 Amélioration de la structure du sol par les couverts végétaux . . . 17
8 Aspect législatif . . . 18
8.1 Risque environnemental de la lixiviation du nitrate . . . 18
8.2 Programme de Gestion Durable de l'Azote (PDGA) . . . 18
8.2.1 Règles autour de la conversion de prairies permanentes . . . 18
8.2.2 Azote Potentiellement Lessivable (APL) . . . 19
8.2.3 Règles autour des couverts végétaux . . . 20

Objectifs **21**

Matériel et méthodes **22**
1 Caractéristiques du site . . . 22
2 Disposition de l'essai . . . 23
2.1 Plan d'expérience . . . 23
2.2 Chronologie . . . 24
2.2.1 *Date de conversion 1* - Automne . . . 24
2.2.2 *Date de conversion 2* - Hiver . . . 25
2.2.3 *Date de conversion 3* - Printemps . . . 25
2.2.4 Semis des épinards et plantation de courges . . . 25
2.3 Traitements . . . 26
2.3.1 *Labours* . . . 26
2.3.2 *Couverts végétaux* . . . 26
2.3.3 *Bâches* . . . 28
2.3.4 *Occultations organiques* . . . 28
3 Plan et méthode d'échantillonnage . . . 29
4 Mesures . . . 30
4.1 Dynamique carbone-azote . . . 30
4.1.1 Prélèvements Azote Potentiellement Lessivable (APL) . . . 30
4.1.2 Matière organique et carbone . . . 32
4.2 Biodiversité dans le sol . . . 33
4.2.1 Décomposition de la matière organique par les micro-organismes - Tea Bag Index . . . 33
4.2.2 Détermination de l'incorporation de la matière organique par les lombrics - Paniers à vers de terre . . . 35
4.3 Physique du sol . . . 36
4.3.1 Mesure de la résistance à la pénétration . . . 36
4.3.2 Mesure de la stabilité des agrégats du sol par la méthode USDA . . . 37
4.3.3 Mesure de la structure du sol par la méthode VESS . . . 38
4.3.4 Mesure de la capacité d'infiltration par la méthode Ariane Chabert . . . 39
4.4 Relevé des adventices . . . 39
4.5 Observations sur les *Couverts végétaux* . . . 40
4.5.1 Pourcentage de levée . . . 40

4.5.2 Couverture foliaire . . . 41
4.5.3 Biomasse aérienne . . . 42
5 Récolte des données météorologiques . . . 42
6 Analyse statistique . . . 42
6.1 Plan en blocs aléatoires complets . . . 43
6.2 Modèle linéaire mixte . . . 43
6.3 Vérification de l'homogénéité par le test d'uniformité . . . 44
6.3.1 Plan carré latin . . . 44
6.3.2 Modèle linéaire . . . 45
6.3.3 Le test d'uniformité . . . 45
6.4 Vérification des hypothèses . . . 46
6.5 Tests réalisés . . . 46
6.5.1 Analyse de la variance (ANOVA) . . . 46
6.5.2 Tests de contraste . . . 46
6.6 Hétéroscédasticité pour les données de comptage et les scores . . . 47

Résultats **48**

1 Mesures sur les Couverts végétaux . . . 49
1.1 Pourcentage de levée . . . 49
1.2 Couverture foliaire . . . 50
1.3 Biomasse aérienne . . . 52
2 Dynamique carbone-azote . . . 53
2.1 Prélèvements Azote Potentiellement Lessivable (APL) . . . 53
2.1.1 Analyses du total de N-NO_3^- dans les trois horizons . . . 53
2.1.2 Comparaison des trois horizons . . . 58
2.2 Matière organique et carbone . . . 58
3 Biodiversité dans le sol . . . 60
3.1 Décomposition de la matière organique par les micro-organismes . . . 60
3.1.1 Facteur de stabilisation S de la litière . . . 60
3.1.2 Taux de décomposition k de la matière organique . . . 61
3.2 Détermination de l'incorporation de la matière organique par les lombrics . . . 61
3.2.1 Poids de la paille . . . 61
3.2.2 Surface de paille . . . 63
3.2.3 Nombre de cabanes . . . 64
4 Physique du sol . . . 65
4.1 Mesure de la résistance à la pénétration . . . 65
4.2 Mesure de la stabilité des agrégats du sol - USDA . . . 66
4.3 Mesure de la structure du sol - VESS . . . 67
4.4 Mesure de la capacité d'infiltration - Méthode d'Ariane Chabert . . . 68
5 Relevé des adventices . . . 69
5.1 Évolution - Comptage simple des adventices . . . 69

5.2 Coefficient de compétitivité - Méthode CASIMIR . . . 69
6 Relations entre variables . . . 70
6.1 Relations entre variables sur l'ensemble des traitements . . . 71
6.2 Relations entre variables sur les *Couverts végétaux* de la *Date de conversion1* . . . 73
6.3 Relations entre variables sur les *Occultations organiques* . . . 75

Discussion **78**
1 Discussion des résultats par mesures et critique des protocoles . . . 78
1.1 Mesures sur les *Couverts végétaux* . . . 78
1.1.1 Discussion sur le pourcentage de levée . . . 78
1.1.2 Discussion sur la couverture foliaire . . . 79
1.1.3 Discussion sur la biomasse . . . 80
1.1.4 Discussion sur le développement général des couverts . . . 80
1.2 Mesures sur la chimie du sol . . . 81
1.2.1 Discussion sur les prélèvements APL . . . 81
1.2.2 Discussion sur la perte au feu : matière organique et carbone . . . 87
1.3 Mesures sur la biodiversité du sol . . . 88
1.3.1 Discussion sur le Tea Bag Index . . . 88
1.3.2 Discussion sur les paniers à lombrics . . . 89
1.4 Mesures sur la physique du sol . . . 90
1.4.1 Discussion sur la mesure de la résistance à la pénétration . . . 90
1.4.2 Discussion sur le score USDA . . . 90
1.4.3 Discussion sur le score VESS . . . 91
1.4.4 Discussion sur l'infiltration d'eau . . . 92
1.5 Mesures sur les adventices . . . 92
1.5.1 Discussion sur le comptage simple des adventices . . . 92
1.5.2 Discussion sur la méthode CASIMIR . . . 93
2 Discussion sur les relations entre les mesures . . . 93
3 Discussion sur le plan expérimental . . . 94
4 Trait d'union entre notre étude et les pratiques maraichères . . . 95
5 Et si on mettait Lauzelle en bouteille ? . . . 97

Conclusion et perspectives **99**

Annexes **X**
1 Calendrier de l'étude . . . XI
2 Données météorologiques . . . XII
3 Azote minéral total . . . XIII
4 Évolution du nombre d'adventices par parcelle et par espèces . . . XIV
5 ACP et matrices de corrélations . . . XVI

Table des figures

1 Répartition de la SAU en Wallonie en 2021. 2
2 Évolution de la superficie en ha de la culture de légumes en plein air entre 2010 et 2020 en Wallonie. 3
3 Stock de carbone de sols cultivés (t C/ha dans 0-22 cm) en fonction du temps écoulé depuis le retournement de prairies permanentes. 10
4 Cinétique de minéralisation de l'azote après destruction de prairie. 12
5 Représentation en vert de la Zone Vulnérable en Wallonie en application depuis janvier 2013. 20
6 Carte indiquant la situation de la parcelle d'essai à la Ferme de Lauzelle, Louvain-la-Neuve. 22
7 Positionnement de l'essai et variations de topographie et conductivité électrique de la solution du sol sur l'ensemble de la prairie. 23
8 Plan d'expérience avec la disposition des traitements. 24
9 Ornières laissées après le passage du tracteur lors de l'installation des *Feuilles* et *Copeaux*. 25
10 Résumé de la temporalité de l'itinéraire phytotechnique. 26
11 Labour réalisé avec une charrue. 27
12 Semoir Horsch Pronto 27
13 Parcelles *Bâche 2*, *Paille*, *Feuilles* et *Copeaux* en fin de *Date de conversion 2*, le 11.04.2022. 29
14 Sonde de prélèvement APL. 30
15 Installation des sachets de thé sur la parcelle *Labour 1*. 35
16 Pénétromètre manuel enfoncé à 70 cm de profondeur dans le *Couvert végétal 1*. 37
17 Tableau VESS. 39
18 Cadre de 70 $\times$ 70 cm divisé en cent carrés égaux posé dans le *Couvert végétal 1*, travée 5, le 11.11.2021. 41
19 Sortie Canopeo du *Couvert végétal 1*, travée 5, le 11.11.2021. 41
20 Plan d'expérience avec la disposition des traitements. 43
21 Design en carré latin. 45
22 Pourcentage de germination en fonction de l'espèce et du couvert. 49
23 Taux de couverture foliaire des *Couverts végétaux* en fonction de la date et de la méthode utilisée : le cadre quadrillé et l'application Canapeo. 51
24 Poids de biomasse sèche en tonne par hectare d'échantillons de biomasse récoltés sur 1 m^2 en fonction du type de couvert et de la date de récolte. 52
25 Évolution dans le temps de la quantité de N-NO_3^- (kg/ha) dans les horizons 0-30, 30-60 et 60-90 cm en fonction du type et de la date de conversion. 55
26 Carbone total dans l'horizon 0-30 cm en fonction du type et de la date de conversion. . 58
27 Facteur de stabilisation S en fonction du traitement et de la date de conversion. 60
28 Taux de décomposition k en fonction du traitement et de la date de conversion. 61
29 Quantité de paille en fonction du type et de la date de conversion. 62
30 Surface du panier à lombrics recouvert par de la paille en fin d'expérience en fonction du type et de la date de conversion. 63

31 Nombre de cabanes de lombrics à la fin de l'expérience en fonction du type et de la date de conversion. 64
32 Résistance à la pénétration en fonction du type et de la date de conversion. 65
33 Fréquence des score USDA en fonction du type et de la date de conversion. 66
34 Fréquence des scores VESS en fonction du type et de la date de conversion. 67
35 Capacité d'infiltration d'eau en fonction du type et de la date de conversion. 68
36 Évolution du nombre des adventices en fonction du traitement et de la date de conversion. 69
37 Indicateur de compétitivité en fonction du type et de la date de conversion. 70
38 Biplot des deux premières composantes de l'analyse en composantes principales pour l'ensemble des variables mesurées sur l'ensemble des traitements regroupés par type de conversion. 71
39 Heatmap des variables de l'analyse multivariée sur l'ensemble des traitements. 73
40 Biplot des deux premières composantes de l'analyse en composantes principales pour l'ensemble des variables mesurées sur les *Couverts végétaux* de la *Date de conversion 1*. 74
41 Heatmap des variables de l'analyse multivariée sur les *Couverts végétaux* de la *Date de conversion 1*. 75
42 Biplot des deux premières composantes de l'analyse en composantes principales pour l'ensemble des variables mesurées sur *Occultations organiques*. 76
43 Heatmap des variables de l'analyse multivariée sur les *Occultations organiques*. 77
44 Évolution dans le temps de la quantité de N-NH_4^+ (kg/ha) dans les horizons 0-30, 30-60 et 60-90 cm en fonction du type et de la date de conversion. 85
45 Température extérieure à la station météo de Lauzelle UCLouvain sur toute la durée de l'essai (01/09/2021-30/06/2022). XII
46 Pluviométrie journalière à la station météo de Lauzelle UCLouvain sur toute la durée de l'essai (01/09/2021-30/06/2022). XII
47 Température et pluviométrie, écart par rapport aux moyennes historiques. XIII
48 Quantité d'azote minéral (kg/ha) dans les horizons 0-30, 30-60 et 60-90 cm en fonction du type et de la date de conversion pour le prélèvement APL fin juin. XIII
49 Évolution du nombre d'adventices par espèces sur *Couvert végétal 1* de la *Date de conversion 1*.XIV
50 Évolution du nombre d'adventices par espèces sur *Couvert végétal 2* de la *Date de conversion 1*.XIV
51 Évolution du nombre d'adventices par espèces sur *Couvert végétal 3* de la *Date de conversion 1*.XIV
52 Évolution du nombre d'adventices par espèces sur *Couvert végétal 4* de la *Date de conversion 2*.XIV
53 Évolution du nombre d'adventices par espèces sur *Labour 1* de la *Date de conversion 1*. XV
54 Évolution du nombre d'adventices par espèces sur *Labour 2* de la *Date de conversion 1*. XV
55 Évolution du nombre d'adventices par espèces sur *Labour 3* de la *Date de conversion 2*. XV
56 Évolution du nombre d'adventices par espèces sur *Labour 4* de la *Date de conversion 2*. XV
57 Évolution du nombre d'adventices par espèces sur *Labour 5* de la *Date de conversion 2*. XVI
58 Matrice de corrélations entre les trois variables de l'expérience des paniers à lombrics. . . XVI
59 Visualisation des proportions de la variance expliqué par les dimensions pour l'analyse en composantes principales pour l'ensemble des variables mesurées sur l'ensemble des traitements.XVII

60 ACP avec uniquement les variables en fonction de leur contribution aux composante 1 et 2 dans le cercle de corrélation pour l'ensemble des variables mesurées sur l'ensemble des traitements. XVII
61 Visualisation des proportions de la variance expliqué par les dimensions pour l'analyse en composantes principales pour l'ensemble des variables mesurées sur les *Couverts végétaux* de la *Date de conversion 1*. XVIII
62 ACP avec uniquement les variables en fonction de leur contribution aux composante 1 et 2 dans le cercle de corrélation pour l'ensemble des variables mesurées sur *Couverts végétaux* de la *Date de conversion 1*. XVIII
63 Visualisation des proportions de la variance expliqué par les dimensions pour l'analyse en composantes principales pour l'ensemble des variables mesurées sur les *Occultations organiques*. XIX
64 ACP avec uniquement les variables en fonction de leur contribution aux composante 1 et 2 dans le cercle de corrélation pour l'ensemble des variables mesurées sur *Occultations organiques*. XIX

Liste des tableaux

1 Caractéristiques des semences utilisées. 27
2 Récapitulatif des relevés APL. 31
3 Liste des paramètres repris dans les équations de *S* et de *k* pour le Tea Bag Index. . . . 34
4 Scores de stabilité des agrégats obtenus après immersion dans l'eau distillée. 38
5 Classes de densité et de phénologie utilisées pour les relevés d'adventices avec le protocole CASIMIR. 40
6 Récapitulatif des noms du traitement/de la parcelle avec le type et la date de conversion correspondants. 48
7 Moyennes, écart-types et groupes formés à partir de contraste sur les facteurs fixes "Espèce" et "Couvert végétal" du pourcentage de levée. 50
8 Moyennes, écart-types et groupes formés à partir de contraste sur le facteur fixe "Couvert végétal" du taux d'expansion au point d'inflexion (v) et du nombre de jours après semis au point d'inflexion (t). 51
9 Moyennes, écart-types et groupes formés à partir de contraste sur le facteur fixe "Couverts végétaux" du poids sec en tonne par hectare d'échantillons de biomasse récoltés sur 1 m^2 au début et à la fin de l'hiver. 53
10 P-valeurs pour le facteur fixe "Traitements" pour les trois dates de prélèvements. 56
11 Moyennes, écart-types et groupes formés à partir de contraste sur le facteur fixe "Traitements" du N-NO_3^- total de 0 à 90 cm de profondeur pour les prélèvements du 21.12.21. 57
12 Moyennes, écart-types et groupes formés à partir de contraste sur le facteur fixe "Traitements" du total de 0 à 90 cm de profondeur pour les prélèvements du 15.03.22. 57
13 Moyennes, écart-types et groupes formés à partir de contraste sur le facteur fixe "Traitements" du NO_3^- total de 0 à 90 cm de profondeur pour les prélèvements du 21.06.22. 58
14 Moyennes, écart-types et groupes formés à partir de contraste entre traitements de la teneur en carbone total dans l'horizon 0-30 cm. 59
15 Moyennes, écart-types et groupes formés à partir de contraste entre fournées de la teneur en carbone total dans l'horizon 0-30 cm. 59
16 Moyennes, écart-types et groupes formés à partir de contraste sur le facteur fixe "Traitement" du facteur de stabilisation S. 60
17 Moyennes, écart-types et groupes formés à partir de contraste sur le facteur fixe "Traitement" du taux de décomposition k. 61
18 Moyennes, écart-types et groupes formés à partir de contraste sur le facteur fixe "Traitement" de la quantité de paille perdue des paniers à lombrics. 62
19 Moyennes, écart-types et groupes formés à partir de contraste sur le facteur fixe "Traitement" de la surface des paniers à lombrics recouverte par de la paille en fin d'expérience. . . . 63
20 Moyennes, écart-types et groupes formés à partir de contraste sur le facteur fixe "Traitement" du nombre de cabanes à lombrics en fin d'expérience. 64
21 Moyennes, écart-types et groupes formés à partir de contraste sur le facteur fixe "Traitement" de la résistance à la pénétrométrie. 66

22 Moyennes, écart-types et groupes formés à partir de contraste sur le facteur fixe "Traitement" du score USDA. 67
23 Moyennes, écart-types et groupes formés à partir de contraste sur le facteur fixe "Traitement" du score VESS. 68
24 Moyennes, écart-types et groupes formés à partir de contraste sur le facteur fixe "Traitement" de la capacité d'infiltration d'eau. 69
25 Moyennes, écart-types et groupes formés à partir de contraste sur le facteur fixe "Traitement" de l'indicateur de compétitivité. 70

26 Récapitulatif des interventions et mesures sur le champ par date de conversion concernée. XI

Introduction

Le maraichage, notamment biologique, est une activité en croissance. Cependant, l'accessibilité à la terre est compliquée, en partie en raison des prix élevés des parcelles. Moins chères, riches en matière organique et sans trace de produits phytopharmaceutiques, les prairies représentent une alternative séduisante pour les maraichers. Il convient alors de convertir cette prairie en une terre arable. Toutefois, cette manoeuvre n'est pas sans inconvénient. Le plus établi est un pic de *minéralisation* de la matière organique, pouvant déboucher sur des quantités de nitrate dans le sol excessives. En effet, bien que précieux pour la fertilité du sol, le nitrate, s'il n'est pas capté par des végétaux, risque d'être lixivié à travers le sol et de polluer les nappes phréatiques. Cette réalité affecte d'autant plus les maraichers que, les légumes, contrairement aux autres cultures, ne sont pas gourmands en azote.

Ce mémoire a pour première mission d'étudier cette problématique. Afin de comprendre davantage les dynamiques du sol, trois conversions sont réalisées à différentes périodes de l'année. Au sein de chaque date, des méthodes de conversion sont testées et les propriétés chimiques, physiques et biologiques du sol sont mesurées.

Le tout premier chapitre "État de l'art" rassemble les connaissances existantes autour des domaines dans lesquels s'inscrit notre étude : le maraichage et les prairies permanentes, les conséquences de la conversion, les couverts végétaux, les dynamiques physico-chimiques du sol ainsi que sa biodiversité. Cette partie se clôture sur un rappel de la légalisation balisant cette conversion.

Le deuxième chapitre "Objectifs" reprend les tenants et aboutissants de ce mémoire. En effet, il précise la démarche et son apport intellectuel et concret à la compréhension de la réalité autour de la conversion de prairie.

Le troisième chapitre "Matériel et méthodes" décrit le plan expérimental et l'ensemble des expériences exécutées en détails. La méthode d'analyse statistique de ces données récoltées est explicitée à la fin de ce chapitre.

Le quatrième chapitre "Résultats" retrace en détail, pour chaque expérience, les résultats obtenus à partir de l'analyse statistique. À savoir le développement des couverts végétaux, la dynamique carbone-azote, l'incorporation de la matière organique par les lombrics suivie par sa décomposition par les micro-organismes, les caractéristiques physiques du sol comme sa structure ou encore la stabilité de ses agrégats et pour finir la compétitivité des adventices. Le tout donne accès à une analyse globale des corrélations entre ces variables.

Le cinquième chapitre "Discussion" permet la mise en lien des résultats entre eux mais également au regard des connaissances établies sur le sujet. Ceci permet de les interpréter et de les discuter. Une critique du protocole avec des pistes d'améliorations est ensuite réalisée. Une confrontation de nos résultats avec la réalité des pratiques maraichères sur fond de propositions de stratégies de conversion couronne ce chapitre. Enfin, les trajectoires d'approfondissement de la thématique de la conversion de prairie sont abordées.

Le sixième et dernier chapitre "Conclusion et perspectives" tente, en quelques lignes, de résumer les apprentissages d'une année.

État de l'art

1 Maraichage

Le maraichage, ou agriculture maraichère, reprend l'ensemble des activités professionnelles réalisant la production de légumes (Larousse, 2022). Il constitue une activité agricole importante en Belgique et qui continue de croître malgré ses exigences. En effet, la gestion de la fertilité, des adventices et autres aspects liés au sol rend la tâche complexe. Une des méthodes pour le démarrage des néo-maraichers est la conversion de prairies permanentes en surfaces de maraichage.

1.1 Place du maraichage en Wallonie

En 2021, le recensement fait état d'un total de plus de 36 000 exploitations agricoles en Belgique réparties sur un territoire consacré aux activités agricoles d'environ 1 367 000 hectares. Cette surface représente la Superficie Agricole Utile (SAU). En Wallonie, elle atteint un peu plus de 739 300 ha, soit un peu plus de la moitié de la SAU totale belge (Statbel, 2021b). La majorité est occupée par des prairies permanentes, puis vient ensuite la culture de froment d'hiver suivie de près par celle du maïs fourrager (Figure 1).

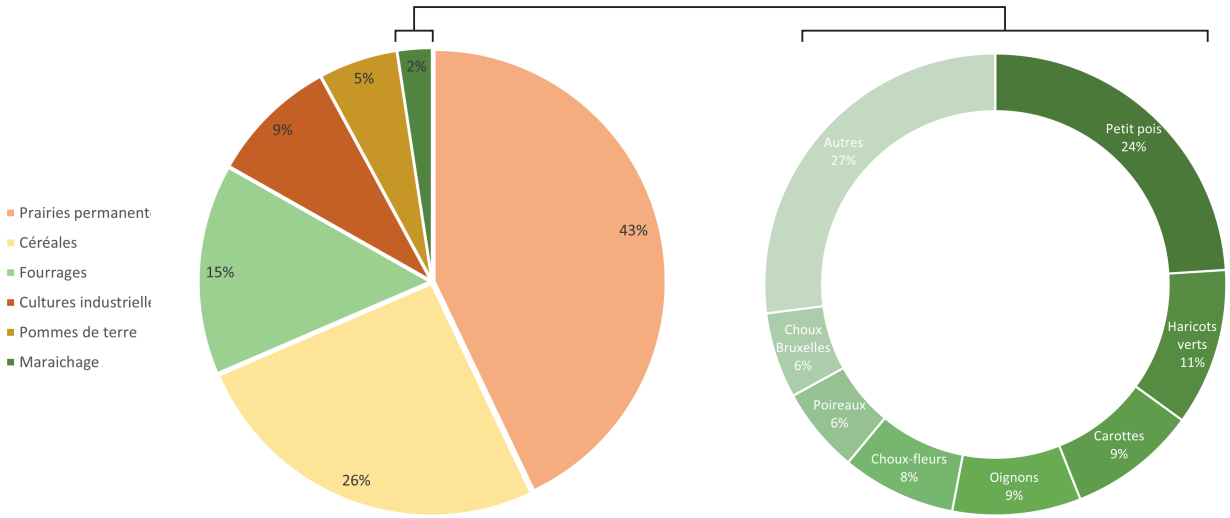


Figure 1 – Répartition de la SAU en Wallonie en 2021 (Statbel, 2021b).

Le maraichage occupe environ 2,5% de la SAU wallonne, soit 17 242 ha, et ce nombre ne cesse de croître (Figure 2). La grande majorité des légumes sont cultivés en plein air et à destination de l'industrie de la transformation. En 2018, le marché du frais ne représentait qu'à peine 8% de la surface totale en plein air. Les petits pois, haricots et les carottes y sont les principaux légumes cultivés (SPW Agriculture, 2020a ; Statbel, 2021a,b).

Il semble important de préciser que, même si la définition ne fait pas la différence, il existe grossièrement deux types de maraichage. Le premier est un maraichage relativement intensif en monoculture qui peut se

pratiquer sur 20 ha ou plus, comme c'est le cas pour plus de 200 exploitations en Wallonie. Le second est un maraichage qu'on qualifie de "diversifié", afin de souligner la volonté de cultiver une diversité de légumes. Cette contrainte induit une production peu mécanisable et donc qui se pratique sur des petites surfaces.

Figure 2 – Évolution de la superficie en ha de la culture de légumes en plein air entre 2010 et 2020 en Wallonie (STATBEL, 2021b).

L'intérêt pour le bio en Wallonie est toujours croissant puisque la SAU sous contrôle bio a augmenté de 10% en 20 ans, dix fois plus qu'en Flandre, pour atteindre 12,2% en 2020. (STATBEL, 2021a). En 2020, 85 fermes et 5 529 ha ont été convertis en agriculture biologique en Wallonie. La surface totale en bio est environ de 90 000 ha dont 2,6% concerne le maraichage (BIOWALLONIE, 2020).

1.2 Exigences du maraichage

Le maraichage peut se pratiquer de différentes manières : sous serre ou en plein air, à destination de l'industrie de la transformation ou du marché du frais, sur grande ou petite surface. En fonction de ces paramètres, la culture de légumes, mécanisée ou non, s'opère plus ou moins intensivement. Ainsi, chaque combinaison possède ses propres exigences même si certaines s'appliquent à l'ensemble. En effet, le maraicher doit gérer des facteurs importants pour assurer la bonne croissance de sa culture : la fertilité du sol, les adventices ou encore les maladies (champignons, bactéries, virus) (DUMONT et SINNAEVE, 2022).

La fertilité d'un sol dépend de sa teneur en matière organique (MO) ; de sa composition chimique : concentration en nutriments (stockés et sous forme assimilable) suffisante pour la plante ; de sa structure physique : capacité d'agrégation pour éviter l'érosion tout en maintenant une bonne aération permettant l'infiltration de l'eau ; de son activité biologique : présence d'organismes favorisant la ressource nutritive (AGNAN, 2020 ; CHABBI et LEMAIRE, 2008). La présence d'adventices sur un champ est, par nature, indésirable puisque celles-ci vont induire des pertes de rendement du, notamment, à la compétition pour les ressources mais aussi détériorer l'état sanitaire du champ, par exemple en gênant la récolte. Leur présence dépend essentiellement des semences contenues dans le sol sous forme de banque de graines. (CHAUVEL et al., 2018).

Ainsi, ces paramètres sont liés à un élément central dans le maraichage : le sol. Il convient donc au maraicher

d'en prendre soin en adoptant des bonnes pratiques culturales dès le début de son activité en prenant en compte le précédent cultural de la parcelle (Chambre d'agriculture des Bouches-du-Rhône, 2019).

1.3 Culture sur prairie

Les personnes désireuses de se lancer dans le maraichage se heurtent à un certain nombre d'obstacles. Le tout premier, surtout pour les nouveaux maraichers non issus du monde agricole, est la recherche d'une terre (Chambre d'Agriculture d'Aquitaine, 2015). Ainsi, nombre d'entre eux se tournent vers d'anciennes prairies permanentes visant un sol riche en matière organique, sans trace de produits phytopharmaceutiques et présentant un coût financier moins élevé qu'une terre agricole (Hardy et Godden, 2018 ; SPW Agriculture, 2020b). Cependant, pour pouvoir cultiver sur cette parcelle, il va falloir réaliser un travail du sol afin de convertir la prairie en une terre arable. Cette conversion, entrainant des conséquences non-négligeables sur la physico-chimie et biologie du sol (cfr. sections 5.1.2, 5.2.2 et 6.4), est soumise à des règles strictes (cfr. section 8).

2 Prairies permanentes

Les prairies permanentes sont des surfaces toujours enherbées, couvertes d'une végétation composée essentiellement d'espèces vivaces, notamment de graminées, de légumineuses et d'autres dicotylées. On les différencie des prairies temporaires par leur temps d'implantation. Les prairies permanentes sont implantées depuis un minimum de 5 ans, elles n'entrent donc pas dans un cycle de rotation (Life Prairies bocagères, 2015). Les prairies permanentes représentent une surface importante de la SAU en Belgique. Même si celle-ci a globalement diminué depuis deux décennies, notamment à cause de l'intensification des pratiques agricoles.

2.1 Importance des prairie permanentes

En 2021, les prairies permanentes occupent environ 43% de la SAU en Wallonie, c'est à dire 310 547 ha, représentant la grande majorité (environ 65%) de la superficie toujours couverte d'herbe en Belgique. En Wallonie, ce sont principalement les provinces du Luxembourg (sud) et de Liège (est) qui ont la plus grande surface enherbée, ces dernières étant plus orientées vers l'élevage bovin (Statbel, 2021b).

Cependant, l'évolution sur la période 1990 - 2019 est notable pour les prairies permanentes, dont la superficie a régressé de 55 444 ha (- 15,2%) (SPW Agriculture, 2021a). Ceci est principalement du à la baisse de rentabilité de l'élevage, ce qui va amener à son intensification par plusieurs moyens. Le principal consiste en l'importation d'aliments riches pour le bétail. Par ailleurs, la rentabilité plus élevée des grandes cultures et inversement, les difficultés rencontrées par l'élevage, ont entraîné la conversion de certaines pairies en terre arable. Enfin, les avancées technologiques et mécaniques, dont la puissance des tracteurs, ont rendu possible le labour de terres qui n'étaient précédemment pas utilisables. Ces avancées ont permis l'intensification des pratiques culturales, ce qui a provoqué l'abandon des terres de moins bonne qualité. L'évolution des techniques d'élevage, quant à elle, a permis d'accroître la charge en bétail par unité de surface. Certaines surfaces, anciennement utilisées pour l'agriculture, ont également été urbanisées. Pour contrer la diminution des surfaces de prairies permanentes, des régimes d'aide à la tête de bétail ont été

mis en place lors de la réforme de la Politique Agricole Commune (PAC) en 1992. La charge en bétail par hectare a ainsi été limitée et l'extensification des élevages favorisée. (SPW Agriculture, 2021a).

3 Conversion de prairies permanentes

Convertir une prairie en zone arable représente donc un intérêt agricole mais n'est pas sans conséquence, principalement sur le sol. Plusieurs techniques de conversion existent avec plus ou moins d'impact sur le sol.

3.1 Objectifs de la conversion

Comme expliqué dans la section 1.3, les maraichers peuvent avoir recours à la conversion de prairie pour obtenir des terres de culture. La conversion de prairies permanentes consiste à détruire la végétation sur une surface pour la préparer à accueillir une culture. Les cas de conversion de prairie les plus fréquents ont lieu lorsque qu'une prairie est dégradée (envahissement de plantes indésirables pour la production de fourrages) dans le but de ré-implanter une prairie de meilleure qualité (De Toffoli, communication personnelle, mai 2022). La conversion de prairie va non seulement mettre le sol à nu mais aussi y bouleverser les équilibres présents. En effet, la quantité de matière organique décomposable sur et dans le sol va augmenter rapidement. Celle-ci va être décomposée par les micro-organismes et être transformée en éléments minéraux. Les rendements des cultures qui suivent une conversion sont alors habituellement plus élevés que la norme, notamment grâce à un taux d'azote disponible plus élevé (McLenaghen et al., 1996). En fonction de la méthode utilisée, la conversion peut aussi modifier les propriétés physico-chimiques du sol, sa biodiversité et/ou avoir un impact sur l'environnement.

Trois grandes méthodes sont utilisées pour convertir une prairie en surface de maraîchage ; le labour et l'occulation qui sont des méthodes mécaniques et l'utilisation de désherbants tel que le glyphosate qui est une méthode chimique. Le labour et le désherbant chimique sont actuellement les deux méthodes les plus utilisées et étudiées.

3.2 Techniques de conversion

3.2.1 Labour

Le labour, effectué avec une charrue, consiste à ouvrir la terre à une certaine profondeur et à la retourner. Cela permet, en plus de détruire la végétation présente sur la prairie, d'aérer et d'ameublir les couches inférieures, ainsi que d'y apporter de la matière organique issue de la couche superficielle du sol. Cela permet aussi de mélanger les sources d'azote et de carbone déjà disponibles avec les micro-organismes, ce qui accélère la *minéralisation* des éléments minéraux du sol. Un pic de *minéralisation* peut entraîner une perte d'azote par lixiviation de nitrate. Le labour possède d'autres inconvénients, comme le risque de création d'une semelle de labour, une couche de sol très dense qui se trouve immédiatement sous le passage du soc de la charrue. Le risque est plus élevé si le labour est réalisé dans des sols argileux et avec des socs peu aiguisés (Tsague, 2005). Le labour a aussi tendance à assécher les sols et à augmenter les risques d'érosion, ce qui va mener à un fragilisation des sols (Bielders, 2018). Enfin, sur du long terme, le labour va aussi altérer la biodiversité des sols en diminuant le nombre et la diversité des organismes présents (Mbuthia et al., 2015).

3.2.2 Produits chimiques de synthèse

Pour une conversion chimique de la prairie, on utilise un herbicide total, pas ou peu rémanent, comme le glyphosate. Le mécanisme d'action du glyphosate est l'inhibition d'une enzyme de la voie de biosynthèse des acides aminés aromatiques dans les plantes. Ceux-ci sont, entre autres, actifs dans la synthèse des vitamines et de certaines molécules hormonales qui ont un rôle dans le développement de la plante (Picque, 2016). En cas d'une forte pression de plantes indésirables, un herbicide sélectif peut lui être ajouté afin d'augmenter l'efficacité du traitement. Le délai à respecter avant d'effectuer le semis est alors plus long. (Cremer, 2015).

Cette méthode est efficace et permet notamment d'éviter le labour et de travailler en agriculture de conservation. Elle reste cependant controversée, notamment à cause des questions d'impact sur la santé humaine et sur la biodiversité. Un grand nombre d'associations luttent pour interdire les produits contenant du glyphosate. D'autres, dont notamment les multinationales qui les vendent, poussent les gouvernements à continuer à l'autoriser. Actuellement, le glyphosate est autorisé dans l'Union européenne encore jusque décembre 2022. Il est cependant possible pour chaque pays membre de l'interdire de manière indépendante (EFSA, 2021). L'utilisation du glyphosate est déjà interdite pour les productions en agriculture biologique. Il est donc urgent de trouver des alternatives à cette méthode qui ne sera peut-être bientôt plus autorisée.

3.2.3 Occultation

La méthode de l'occultation consiste à recouvrir la prairie d'une couche opaque, empêchant la lumière d'atteindre la végétation prairiale. Cette dernière, incapable de réaliser la photosynthèse, va mourir petit à petit et se décomposer sur et dans le sol. Pour cela, on peut utiliser des matériaux inorganiques comme des bâches. Il en existe deux types : les tressées qui laissent l'eau et l'air passer et les bâches de silo qui sont imperméables à l'air et l'eau. De manière alternative, il est possible de répandre de la matière organique comme des feuilles mortes, de la paille ou encore des copeaux de bois. L'ensemble de ces techniques de conversion sont aujourd'hui peu utilisées dans le maraîchage professionnel, mais davantage dans les potagers privés ou sur de petites surfaces. Il existe donc très peu d'informations et de données sur cette méthode, excepté des témoignages ou conseils de particuliers ou d'agriculteurs sur petites surfaces. Il est par exemple conseillé de maintenir la couche occultante durant trois mois pour des prairies "propres" et durant six mois pour de la végétation plus récalcitrante (Blanchard, 2021).

4 Couverts végétaux

En agriculture, pendant la période entre la récolte d'une culture et le semis de la culture suivante, le sol peut soit être laissé à nu, soit recouvert d'une culture intermédiaire. Si elle n'est pas récoltée pour en faire du fourrage, de l'énergie ou des cultures dérobées, on parle d'un couvert végétal. Ce sont habituellement des cultures composées de graminées, brassicacées, légumineuses ou d'autres types d'herbacées. Ces couverts sont parfois composés d'une seule espèce ou d'un mélange d'espèces. En combinant plusieurs types de couverts, on peut combiner les services écosystémiques apportés par chaque espèce et éventuellement obtenir une biomasse totale plus élevée (voir Sections 4.1 et 4.2). De par leurs avantages, les couverts végétaux peuvent apporter une réelle plus-value au sol s'ils sont implantés juste après une conversion de prairie permanente.

4.1 Les services écosystémiques apportés par les couverts

Les couverts végétaux ont premièrement un rôle de couverture physique du sol. La couverture végétale diminue notamment la force de l'impact des gouttes de pluie sur le sol (Zuazo et Pleguezuelo, 2008). Ils le protègent ainsi des conditions climatiques et réduisent donc l'érosion, la formation d'une couche de battance et le ruissellement d'eau à la surface. Grâce à cette protection de la surface du sol, les couverts végétaux permettent également de conserver la matière organique et la stabilité des agrégats. Ils améliorent ainsi la structure du sol et les propriétés physiques du sol. Les racines ont également un rôle dans l'amélioration de la structure. Les systèmes racinaires, en particuliers les systèmes pivotants, peuvent fracturer un sol compacté et faciliter la pénétration des racines de la culture suivante (Chen et Weil, 2010). Pour finir, l'apport en matière organique que les couverts offrent en se décomposant est très intéressant pour augmenter la stabilité des agrégats (Chaney et Swift, 1984). Ensuite, les couverts végétaux peuvent également capter l'azote pour empêcher que celui-ci soit lixivié et le fournir à la culture suivante (Justes et al., 2012). En effet, comme les couverts végétaux ne sont pas récoltés mais plutôt détruits et incorporés au sol, ils s'y décomposent, enrichissent la couche supérieure du sol en matière organique et restituent les minéraux utiles pour les plantes. Quand leur rôle principal est de réduire le lessivage des nitrates, on appelle les couverts végétaux des Cultures Intermédiaires Piège à Nitrate (CIPAN). Quand on les implante dans le but d'enrichir le sol en azote, en matière organique ou en d'autres minéraux pour les cultures suivantes, ils prennent la dénomination d'engrais vert. Les couverts permettent aussi de réduire la pression parasitaire sur les cultures et de lutter contre les adventices. Finalement, les couverts vont accroître la biodiversité du paysage et de l'environnement agricole (faune, abeilles, etc.) (Archambeaud et Thomas, 2016 ; Lira et Tyner, 2018).

4.2 Les différents types de couverts

4.2.1 Les brassicacées

Parmi les différents types de couverts végétaux, les brassicacées, anciennement appelées crucifères, ont un volume de végétation important. Comme elles se développent rapidement en début de culture, ces plantes protègent rapidement le sol en concurrençant les adventices. Leur système racinaire pivotant structure le sol et capte efficacement les nutriments pour une mobilisation rapide de l'azote, du phosphore, du soufre, du potassium et du calcium (Archambeaud et Thomas, 2016). Enfin, les brassicacées contiennent des molécules glucosinolates qui, en se décomposant, libèrent des molécules à effet « fongicide ». Ces molécules ont un effet allélopathique sur certains champignons du sol (Reau et al., 2005) et peuvent donc protéger les cultures de maladies fongiques. Les brassicacées ne se lient pas avec les champignons mycorhizes et ont donc un effet sur la population de ces champignons bénéfiques (Tremblin et Marouf, 2021). Même si leurs racines ne produisent pas un inhibiteur des champignons mycorhizes (Glenn et al., 1988), un couvert pur de brassicacées peut faire chuter la population de champignons mycorhizes car ceux-ci ne pourront plus se nourrir.

Exemples : moutarde, radis, colza et navette.

4.2.2 Les graminées

Les graminées font elles aussi de très bons couverts notamment au niveau de leur production de biomasse. Leur système racinaire fasciculé et dense a effet sur la structuration des sols en surface. Elles sont également efficaces pour recycler les éléments minéraux. En effet, avec leur rapport carbone/azote élevé, elles apportent énormément de carbone. Cependant, cette haute teneur en carbone se traduit également par une consommation d'azote du sol lors de leur dégradation, créant une faim d'azote pour la culture suivante. Elles seront donc davantage valorisables dans des systèmes moins gourmands en azote comme l'élevage ou le maraîchage. Enfin, la possibilité qu'elles transmettent ou entretiennent des maladies, des ravageurs ou des adventices spécifiques aux graminées peut poser problème lorsque celles-ci sont utilisées dans des rotations avec des cultures céréalières mais n'impactera pas des cultures maraichères (ARCHAMBEAUD et THOMAS, 2016).

Exemples : avoine, seigle et ray-grass.

4.2.3 Les légumineuses

Les légumineuses possèdent aussi de nombreux atouts. Elles sont souvent utilisées pour enrichir les sols pauvres en azote grâce à leur association symbiotique avec des rhizobiums, bactéries du sol qui ont la capacité de capter l'azote atmosphérique. Elles peuvent donc se développer sur des sols pauvres en azote et ensuite enrichir ce sol en azote. Elles ont souvent un rapport carbone/azote faible et permettent ainsi de limiter les risques de faim d'azote. De plus, en apportant des sucres simples, elles favorisent l'activité biologique. Cependant, leur vitesse d'implantation est assez lente ce qui peut favoriser les levées d'adventices ou de cultures précédentes. Il est déconseillé de recourir aux légumineuses en cas de semis tardif ou pour des situations comme les conversions de prairies où l'azote est déjà présent en trop grande quantité dans le sol (ARCHAMBEAUD et THOMAS, 2016).

Exemples : trèfle, pois, vesce et féverole.

4.2.4 Les autres familles

D'autres espèces qui possèdent évidemment toutes des qualités spécifiques peuvent être utilisées. Leur avantage commun est de limiter les transmissions de maladies. En effet, si elles ne sont ni de la même famille que les autres couverts ni de celle des cultures de la rotation, leur introduction permet d'amener une diversité botanique et de réduire la pression des maladies.

Exemples : phacélie, lin et sarrasin.

5 Dynamique carbone-azote du sol

La fertilité d'un sol est souvent caractérisée par ses taux en nutriments, notamment le carbone et l'azote dont les cycles sont intrinsèquement liés. Le carbone organique du sol représente le principal constituant de la matière organique, essentiel à la formation d'agrégats qui vont la structurer. Lors de la conversion de prairie, un taux de *minéralisation* élevé va faire chuter de manière non-négligeable la teneur en carbone organique du sol. Une fois *minéralisé*, l'azote du sol est sous sa forme inorganique ultime : le nitrate. Sous cette forme,

il est facilement assimilable par les plantes mais également très mobile dans le sol et donc sujet à la lixiviation. Cette dernière, si elle est importante, peut entraîner de sérieux risques sanitaires et environnementaux. Pour limiter ces effets, il est conseillé d'introduire des couverts végétaux qui, une fois incorporés dans le sol comme engrais vert, vont compenser ces pertes de carbone et d'azote.

5.1 La matière organique et le carbone du sol

5.1.1 Le rôle essentiel du carbone organique

Les prairies permanentes jouent en partie le rôle de réservoirs de molécules de carbone, au cours de leur cycle biogéochimique, sous forme de carbone organique (Gac et al., 2010). Le carbone organique du sol (COS) est le principal constituant de la matière organique (MO) du sol, accompagné d'autres éléments comme l'azote ou encore le phosphore. Le COS d'une prairie se constitue principalement à partir de la décomposition de débris végétaux, parties racinaires et aériennes (Chabbi et Lemaire, 2008).

Le temps de résidence du COS dans ce réservoir dépend de la capacité d'agrégation ou d'adsorption des molécules sur des surfaces minérales. Plus il y a d'agrégations (à partir de molécules récalcitrantes, moins facilement utilisables par les organismes, contrairement aux résidus) ou plus il y a de l'adsorption (à partir de petites molécules), plus le COS sera stabilisé et donc plus le temps de résidence sera long (Agnan, 2020). Ainsi, le COS se répartit en trois compartiments. D'abord, le carbone labile (composé de MO fraichement dissoute à base de détritus) avec un temps de résidence de maximum 1 à 2 ans. Ensuite, le carbone intermédiaire (COS partiellement stabilisé) avec un turnover pouvant aller jusque 100 ans. Et, enfin, le carbone complètement stabilisé avec un renouvellement pouvant prendre plusieurs milliers d'années (Parton et al., 1987 ; Rumpel et al., 2002).

La teneur en COS, généralement mesurée en carbone organique total (COT), est alors essentielle à la formation d'agrégats et donc à la structure de la MO qui va fortement influencer le cycle biogéochimique d'autres éléments, comme l'azote (Bronick et Lal, 2005 ; Chabbi et Lemaire, 2008). Un COT relativement bas est le reflet d'un sol en mauvaise santé avec une instabilité structurale pouvant amener jusqu'à l'érosion (Shi et al., 2020). En région sablo-limoneuse, les teneurs moyennes de référence en COT pour des prairies se situent entre 1,75 et 2,75%C (Chartin et al., 2019). Durant la période 2020-2021 dans la même région, la teneur moyenne en COT est de 2,48 $\pm$ 0,91%C pour les prairies permanentes (Requasud, 2022). Ce qui donne une teneur moyenne de $\pm$ 5% de MO dans le sol, si on se réfère au coefficient proposé par Pribyl en 2010.

5.1.2 Pertes de carbone lors de la conversion

Comme vu dans la section 3.1, la conversion d'une prairie permanente en terre arable peut être pratiquée pour pouvoir y installer une culture maraichère. Cette transformation va impacter un certain nombre des composantes du sol, notamment le COS.

La conversion entraine une augmentation de la *minéralisation* et donc une perte du COS (Roth et al., 2012). En effet, le travail du sol diminue la protection physique des débris (Arrouays et al., 2002). Ainsi une partie du COS est décomposée en gaz à effet de serres (GES) ; que ça soit en dioxyde de carbone (CO_2) par l'oxydation de la MO ou par respiration de la faune ou des racines, ou bien en méthane (CH_4) en

condition anaérobie (Lefèvre et al., 2017). La perte de COS peut être relativement rapide et importante puisque, par exemple, en seulement 17 ans c'est 36 $\pm$ 5% du stock initial de COS accumulé durant des centaines d'années qui ont été perdus (Poeplau et Don, 2013). Selon Arrouays et al. (2002), après conversion de prairie permanente, pendant les trois premières années les pertes sont de 3,2 t C/ha/an avec une estimation sur 20 ans d'un déstockage moyen du carbone de 0,95 $\pm$ 0,3 t C/ha/an (figure 3). De plus, les pertes de COS augmentent avec l'âge de la prairie. Comme point de comparaison, une pairie permanente de plus de 30 ans stocke en moyenne 0,2 t C/ha/an (Gac et al., 2010). Ainsi, la dynamique, bien que rapide à l'échelle géologique, est relativement lente à l'échelle humaine puisque ces pertes ne sont détectables qu'après plusieurs années (Goidts et van Wesemael, 2007).

Selon Roth et al. (2012), qui compare la conversion par retournement via labour et la conversion par destruction chimique, il n'y a aucun effet du type de conversion sur la *minéralisation* totale de la MO.

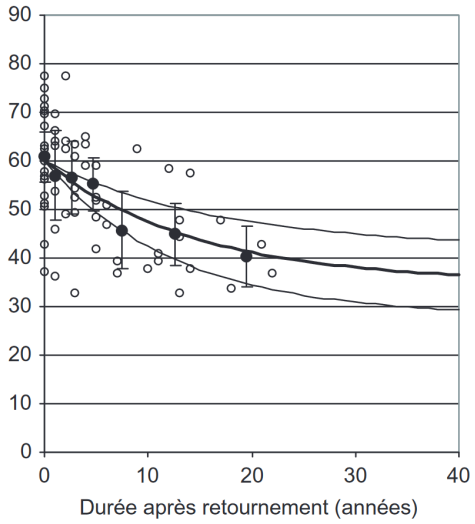


Figure 3 – Stock de carbone de sols cultivés (t C/ha dans 0-22 cm) en fonction du temps écoulé depuis le retournement de prairies permanentes. D'après une étude menée par Boiffin et Fleury (1974) (Arrouays et al., 2002).

5.1.3 Apport de carbone organique par les couverts végétaux

Comme expliqué plus haut, une conversion de prairie provoque une perte de COS et donc de MO. Les couverts pourraient être une solution à ce problème. En effet, selon Mazzoncini et al. (2011) et Maris et al. (2021), l'introduction de cultures de couverture dans un système de labour conventionnel peut contribuer à maintenir un apport adéquat de carbone, compensant un taux de *minéralisation* du sol élevé après un travail du sol. En effet, si les couverts ne sont pas récoltés mais plutôt incorporés au sol (engrais vert), ils enrichissent le sol en MO. Les plantes constituant les couverts absorbent les éléments minéraux du sol. Elles sont ensuite digérées par l'activité biologique du sol, avant d'être réparties, d'une part, dans la MO stable, et d'autre part, dans la MO libre, facilement minéralisable. Une des caractéristiques importantes d'un couvert qui influe sur sa capacité à se transformer en MO est son rapport carbone/azote (C/N). Celui-ci diffère d'une espèce à l'autre et augmente aussi avec l'âge de la plante. Un couvert laissé trop longtemps sur la parcelle devient ligneux (C/N élevé), alors que détruit suffisamment tôt, il est riche en azote et représente un bon engrais vert. Le couvert détruit plus tardivement et donc plus riche en carbone, constituera lui de la matière organique plus stable

dans le temps (Archambeaud et Thomas, 2016). Il est rare que les couverts finissent leur croissance, ils gardent donc en général un rapport C/N assez bas. Ils seront donc rapidement *minéralisés*. L'augmentation de la teneur en MO du sol par l'utilisation de couverts d'interculture est donc lente et dépend des couverts utilisés ainsi que de leur stade de développement lors de leur destruction (Laloy et Bielders, 2010).

5.2 L'azote du sol

5.2.1 La prairie comme réservoir d'azote

L'azote est un élément qui transite également dans nos sols de prairies, comme le carbone, mais avec des dynamiques différentes. L'azote du sol vient naturellement, en grande majorité, de la *fixation biologique* transformant le N_2 en NH_3, notamment possible grâce à la symbiose entre les légumineuses et rhizobium (bactérie) *via* les nodosités, catalysée par le complexe enzymatique *Nitrogénase/Hydrogénase* permettant la réaction :

$$N_2 + 8e^- + 8H^+ + 16ATP \rightarrow 2NH_3 + H_2 + 16ADP + Pi \quad (1)$$

Ce NH_3 va alors être utilisé par la plante ou excrété vers le sol à partir des nodosités. A la mort des végétaux, lorsqu'ils se décomposent, l'azote est libéré dans le sol sous forme organique. C'est d'ailleurs sous cette forme qu'il est le plus abondant dans le sol, mais aussi difficilement assimilable par les plantes. Les micro-organismes du sol vont modifier l'azote organique en éléments utilisables par la plante, *via* la *minéralisation*. Ce processus débute par l'*ammonification* aboutissant à la formation de l'ion ammonium en passant par l'ammoniaque, le tout par l'action de protéases et peptidases. La réaction se poursuit avec la *nitrification* par l'intermédiaire de *Nitrosamonas*, formant du nitrite (*nitritation*), et de *Nitrobacter*, formant du nitrate (*nitratation*) :

$$N_{orga} \rightarrow NH_3 \leftrightarrow NH_4^+ \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO_3^- \quad (2)$$

Pour permettre la formation de nitrate, il faut que les températures soient relativement élevées et que le sol soit suffisamment sec et aéré, car les nitrobactéries, citées précédemment, ont besoin d'oxygène pour opérer (Declerck, 2020 ; Delmelle, 2018 ; Valé, 2006).

Le nitrate correspond à la forme inorganique ultime, la plus facilement assimilable par les plantes. En effet, il est soluble dans l'eau et possède une charge négative ce qui ne permet pas son adsorption sur les complexes argilo-humiques. Mais ces caractéristiques ont aussi pour conséquence des pertes d'azotes par lessivage entraînant, si ce dernier est important, des risques sanitaires et environnementaux (cfr. section 8). Il peut avoir également des pertes de nitrate par *dénitrification*, en condition anaérobie par un manque d'oxygène, dans des sols gorgés d'eau par exemple. Le nitrate devient alors N_2 si la transformation est complète et NO ou N_2O si elle est incomplète (McKague et al., 2005). Pour rappel, le N_2O est un GES qui possède un pouvoir réchauffant 300 fois supérieur au CO_2 (Solomon et al., 2007). Pour finir, le nitrate peut être *immobilisé*, c'est-à-dire utilisé par les micro-organismes afin d'incorporer de l'azote dans leur organisme par le processus inverse de la *minéralisation* (Delmelle, 2018).

La lixiviation de l'azote est donc défavorisée dans le cas des prairies permanentes par l'accumulation

perpétuelle de la MO à partir de l'occupation en continu de la végétation, ce qui entraîne la rétention de l'azote (Chabbi et Lemaire, 2008).

5.2.2 Risques de lixiviation du nitrate lors de la conversion

Comme vu dans la section 5.1.2, la conversion entraine une *minéralisation* accrue. Celle-ci impacte également l'azote. En effet, cette *minéralisation* transforme l'azote organique en nitrate, composé très mobile dans le sol de part sa solubilité et sa charge négative, comme vu juste ci-dessus.

Lors de la conversion d'une prairie en terre arable, la *minéralisation* se déroule en deux phases, visibles sur la figure 4. La première connait une vitesse potentielle de *minéralisation* supérieure à la deuxième d'un facteur de deux à sept et s'étend de 50 à 250 jours normalisés (conditions standards de température et d'humidité, c'est-à-dire 15°C et capacité au champ) (Besnard et al., 2007). C'est durant la première phase que l'effet de la prairie est principalement marqué. La seconde phase se rapporte à un retour à la *minéralisation* dite "basale", c'est-à-dire celle de la MO humifiée du sol. Lors de la conversion d'une prairie par labour et application de glyphosate, la *minéralisation* est comprise entre 200 et 600 kg N/ha sur deux ans (Laurent et al., 2004). La variabilité fortement marquée est due à certains paramètres comme l'âge de la prairie ou encore la date de la conversion (De Toffoli et al., 2013 ; Hardy, Jamar et al., 2018 ; Laurent et al., 2004).

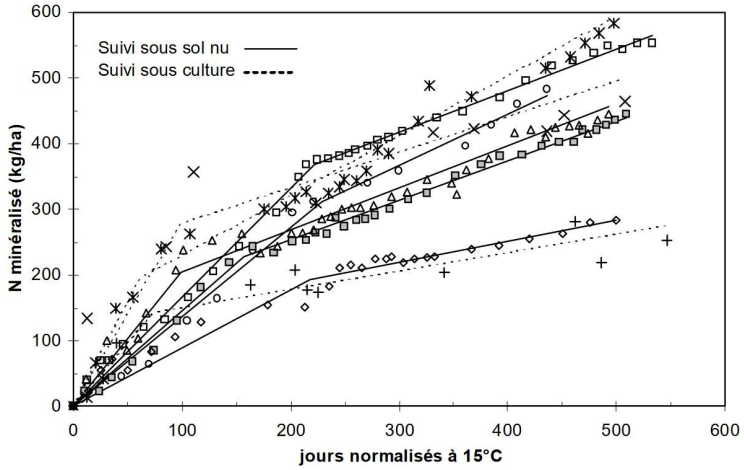


Figure 4 – Cinétique de minéralisation de l'azote après destruction de prairie (Besnard et al., 2007).

Cependant, ces valeurs restent toujours élevées, entraînant des rendements également élevés pour les cultures qui suivent la conversion, jusqu'à deux ans après celle-ci (De Toffoli et al., 2013). Ce phénomène implique qu'un apport d'azote minéral après la première année de la conversion, comme c'est autorisé (cfr. section 8.2.1), n'est pas toujours nécessaire (De Coster et al., 2015). Cela pourrait même être imprudent car, après deux ans sans aucune fertilisation, il peut être toujours difficile d'obtenir des valeurs d'APL (Azote Potentiellement Lessivable, quantité de nitrate dans le sol en fin de saison, automne) conformes après les cultures (De Toffoli et al., 2013).

En effet, cette *minéralisation* importante comporte un risque de lixiviation si le nitrate n'est pas capté par la végétation. Ainsi, selon Shepherd (2001), la lixiviation du nitrate la première et la deuxième année

atteignent respectivement 153 kg N/ha et 3 kg N/ha pour le retournement et le resemis de prairies fauchées. Les conséquences de cet évènement sont suffisamment sérieuses (cfr. section 8.1) pour qu'il soit encadré par une législation (cfr. section 8.2.1) et contrôlé avec les mesures APL (cfr. section 8.2.2). Ainsi, l'étude de De Toffoli et al. (2013) mesure jusqu'à 280 kg N-NO_3/ha de reliquats (APL) après une culture de maïs qui suivait une conversion de février. L'année suivante, les reliquats restent élevés avec 190 kg N-NO_3/ha.

5.2.3 Les couverts végétaux, véritables pompes à nitrate

Pour lutter contre la lixiviation de nitrate après une conversion, une solution pourrait être l'utilisation de couverts végétaux spécifiques appelées CIPAN (Culture Intermédiaire Piège à Nitrate). Ces couverts végétaux d'interculture vont absorber l'azote libéré par la *minéralisation* afin de satisfaire leurs besoins et diminuent ainsi la lixiviation des nitrates. Abdalla et al. (2019), reprenant 106 études qui ont, entre autres, mesuré l'incidence des cultures de couverture sur le lessivage de l'azote, ont pu démontrer que les cultures de couverture réduisent de manière significative le lessivage de l'azote. Il est à noter que l'efficacité de ces couverts végétaux à éviter la lixiviation de l'azote dépend des espèces, de la date d'implantation et du développement du couvert.

Quand ces couverts végétaux sont détruits, par l'hiver ou mécaniquement, ils libèrent l'azote d'abord sous forme organique pour les cultures suivantes et servent donc d'engrais verts. Si le couvert végétal en décomposition a un rapport C/N supérieur à celui des micro-organismes présents dans le sol, ceux-ci vont alors prélever de l'azote du milieu avoisinant afin d'équilibrer leur propre rapport C/N. Si les couverts végétaux ont un faible rapport C/N ou s'ils sont détruits suffisamment tôt, l'azote ne sera pas prélevé par les micro-organismes. Toute biomasse végétale ayant un C/N entre 10 et 25 libérera de l'azote, tandis que supérieure à 30, elle consommera de l'azote (Archambeaud et Thomas, 2016).

5.3 Rapport C/N du sol

Comme vu dans les sections ci-dessus, même si la prairie parait "figée", il y a en réalité des dynamiques perpétuelles entre les éléments. Une des pierres angulaires de la dynamique carbone-azote, c'est son rapport C/N. En effet, un rapport C/N faible, inférieur à 20-25, va entraîner une *minéralisation* nette (plus de *minéralisation* que d'*immobilisation*), ce qui va fertiliser le sol mais augmenter les risques de lixiviation si le nitrate n'est pas prélevé par la végétation. Dans cette situation, le carbone, s'il n'est pas stabilisé, est aussi *minéralisé* et le carbone organique devient minéral jusqu'à ce qu'il s'échappe du sol pour aller dans l'atmosphère sous forme de CO_2 (Declerck, 2020 ; Delmelle, 2018). Mais dans les prairies permanentes, la MO provient majoritairement de débris végétaux avec un rapport C/N élevé favorisant ainsi essentiellement l'*immobilisation* et donc la rétention de l'azote. Ainsi, la rétention du nitrate dans les prairies permanentes est expliquée par l'apport continu de résidus avec un C/N élevé et par le prélèvement du nitrate par cette végétation active en permanence (Chabbi et Lemaire, 2008).

6 Biodiversité du sol

La vie dans le sol est, elle aussi, liée intrinsèquement à la fertilité et la qualité du sol. La biodiversité présente dans le sol est très diversifiée et encore trop peu connue mais de nombreuses recherches sont en

cours afin de trouver des méthodes pour la caractériser. La conversion de prairie ou les couverts auront un impact non négligeable sur cette biodiversité.

6.1 Rôle et indicateur de l'activité des organismes vivants dans le sol

Le cycle de la matière organique est intimement lié à celui des êtres vivants qui se trouvent dans et sur le sol. D'abord, certains macro-organismes, aussi appelés les décomposeurs (milles pattes, collemboles, lombrics anéciques, etc), vont fragmenter les résidus, ce qui va ensuite stimuler l'activité des micro-organismes (bactéries, champignons) qui vont poursuivre la décomposition de la matière (Singh et Rengel, 2007). Enfin, les "ingénieurs du sol", tels que les vers de terre ou les fourmis, ont un rôle important dans la structure du sol (Agnan, 2020).

La quantité et la diversité de ces êtres-vivants dans le sol est donc un bon indicateur de la qualité d'un sol. Une mesure de la faune du sol dans son ensemble n'est malheureusement pas faisable. Même si cela reste insuffisant, depuis plusieurs années, des recherches sont réalisées sur la standardisation et l'évaluation des bio-indicateurs afin d'en faire des outils opérationnels (Briat et Job, 2017). Un bio-indicateur est défini par McGeoch et Chown (1998) comme "une espèce ou un groupe d'espèces qui reflète l'état biotique ou abiotique de l'environnement, représente l'impact du changement climatique sur un habitat, une communauté ou un écosystème, ou indique la diversité d'autres espèces". Les bio-indicateurs les plus souvent utilisés dans l'étude de la vie souterraine sont les nématodes, les lombrics, les collemboles ou encore la biomasse microbienne. Ces dernières années, de nouvelles initiatives de science participative voient le jour pour mesurer l'activité ou la diversité des ces espèces. Ces démarches ont permis d'acquérir beaucoup plus rapidement de nombreuses données, mais également d'inventorier des milieux peu explorés et de proposer des gammes de valeurs pour différents milieux (agricoles, naturels, artificialisés, etc.) (Briat et Job, 2017).

Dans ce mémoire, il a été décidé de se concentrer sur deux types de bio-indicateurs, tous les deux liés à la matière organique : les vers de terres anéciques, qui fragmentent et incorporent la MO dans le sol en créant des galeries verticales en profondeur et l'activité microbienne grâce auquel la MO est décomposée.

6.2 Fragmentation et incorporation de la matière organique par les lombrics anéciques

Les vers de terre anéciques sont les plus grands et les plus robustes des trois grandes catégories écologiques de lombrics. Ils explorent l'ensemble du profil du sol, en entretenant un réseau de galeries souterraines verticales et parfois ramifiées. Ces galeries permanentes, débouchant à la surface permettent un échange gazeux et aqueux entre l'atmosphère et le sol. Elles favorisent donc la respiration du sol et l'infiltration, la diffusion et la redistribution de l'eau. Les lombrics acéniques se nourrissent de débris végétaux principalement à la surface du sol. Ils déposent leurs déjections (turricules) à la surface du sol, ce qui augmente la rugosité de surface et donc limite l'érosion. Pour finir, les galeries, tapissées de déjections riches en éléments nutritifs facilement assimilables, favorisent l'activité microbienne (Marcel Bouché, 1972 ; Université de Rennes 1, 2021).

6.3 Décomposition de la matière organique par les micro-organismes

Comme vu dans la section 5, les micro-organismes du sol jouent un rôle dans le cycle de vie des éléments et dans leur dynamique en décomposant les débris végétaux et animaux. Certains d'entre eux ont un rôle spécifique de transformateurs des composés organiques complexes (cellulose, lignine, etc.) en nutriments disponibles pour la plante. Les champignons et les bactéries sont les deux grandes familles considérées comme les chimistes du sol. Il existe une bien plus grande diversité de rôles de micro-organismes mais beaucoup restent encore inconnus. Il est cependant certain que le microbiome du sol joue un rôle primordial dans les cycles des minéraux, la santé du sol et donc la préservation d'une bonne fertilité.

6.4 La conversion, un dérèglement de l'environnement des êtres vivants du sol

Le maintien d'un environnement de qualité pour la flore et la faune du sol est donc capital pour conserver des sols fertiles. L'impact de la méthode de conversion sur la quantité et la diversité des êtres-vivants du sol est donc à prendre en compte dans le choix des agriculteurs. Il existe peu de recherche sur la conversion de prairie et son impact sur la biodiversité mais certaines connaissances peuvent être utilisées pour comprendre certains mécanismes dans le sol lors d'une conversion de prairie.

Premièrement, le nombre d'individus et d'espèces est plus élevé dans un sol de prairie que dans un sol de culture. Pour référence, dans une étude sur l'impact du travail du sol sur son fonctionnement biologique de Bouthier et al. (2014), la biomasse microbienne est en moyenne à 0,25 mgC par gramme de sol en sols cultivés et à 0,43 mgC en prairies. Pour les lombrics, on compte environ 215 individus par m^2 en cultures contre 350 pour les prairies. Le travail et l'utilisation du sol ont donc un impact sur la vie dans le sol. Certaines méthodes de conversion seraient néanmoins moins dommageables que d'autres.

Le travail du sol peut par exemple impacter négativement la population de vers de terre. L'abondance, la biomasse et la diversité des espèces de vers de terre sont significativement améliorées dans les systèmes à faible intensité de travail du sol (van Capelle et al., 2012). L'augmentation de l'abondance et de la biomasse peut s'expliquer par la combinaison de plusieurs facteurs tels que la réduction des blessures dues aux outils, une moindre exposition aux prédateurs à la surface du sol ou encore l'augmentation de la disponibilité en matière organique qui constitue une source de nourriture idéale pour les vers de terre. De manière générale, le travail du sol va perturber les habitats, les sources alimentaires et donc avoir un impact direct sur les populations du sol. En conclusion, l'absence de travail du sol semble avoir un effet favorable sur la diversité des micro-organismes du sol. Les effets sont plus variables concernant l'abondance et l'activité microbienne (Bousquet, 2018).

En effet, si le non-labour augmente l'activité biologique en surface, il la réduit en profondeur. Le bilan global en termes quantitatifs, sur l'ensemble de la couche cultivée, est sensiblement identique en situation labourée et en situation non labourée (Cluzeau et al., 2012). La quasi-totalité des micro-organismes du sol se développe aux dépens de la MO. L'activité biologique est donc étroitement dépendante de la localisation des matières organiques assimilables, comme les résidus de récolte. L'activité biologique sera ainsi distribuée de façon plus ou moins homogène dans l'horizon labouré ou bien davantage concentrée en surface, selon le type de travail du sol pratiqué. Mais les mesures effectuées dans deux dispositifs montrent que la quantité totale de micro-organismes et les activités biologiques globales dans le sol sont sensiblement les mêmes, quel que soit le cas.

Van Capelle et al., qui ont compilé en 2012 les études allemandes sur le sujet, concluent que les impacts du labour, en particulier à long terme, sur la biodiversité du sol sont toujours peu compris, notamment l'interaction entre pratiques, texture du sol et type de culture.

Pour les autres types de conversion (occultations organiques ou avec bâches en plastique), il existe encore moins d'études concernant leur impact sur la biodiversité. Il est par contre clair que sans matière organique en décomposition la vie de la microfaune du sol devient impossible. Un bâchage sur le long terme n'est donc pas bénéfique pour la vie du sol car il limite l'apport en nouvelle MO et va sur le long-terme réduire le stock en carbone du sol (Steinmetz et al., 2016). Outre des informations partielles sur des scénarios spécifiques, l'impact global du paillage plastique sur la biocénose microbienne, sa diversité fonctionnelle ainsi que son influence sur la dégradation de l'azote et du carbone et sur le réseau trophique ont été largement négligés et ne sont que partiellement compris (Steinmetz et al., 2016). De nouveau, ces études sont basées sur du bâchage sur le long terme. Dans le cas d'une conversion où la bâche sera retirée après quelques mois, les effets pourraient être négligeables ou même uniquement positifs. En effet, la protection de la surface par la bâche et l'augmentation de la température du sol en surface sont favorables à l'activité microbiologique (Steinmetz et al., 2016). Dans le cas d'un paillage organique, l'apport en MO est très important (Chalker-Scott, 2007) et va donc probablement favoriser la vie dans le sol surtout dans les couches proches de la surface.

6.5 Le rôle de protection des couverts végétaux sur les organismes du sol

L'activité biologique du sol nécessite évidemment un apport alimentaire constant et un milieu de vie stable (humidité, température) où elle pourra se développer et se reproduire aisément. Les couverts végétaux, par leur production de biomasse végétale (feuilles, racines, exsudats racinaires) permettent d'apporter de la matière organique fraîche sur et dans le sol et de protéger les organismes du sol (Archambeaud et Thomas, 2016).

Une analyse de 60 études sur les effets de couverts végétaux sur le microbiome du sol conclut qu'une couverture végétale augmente l'abondance, l'activité et la diversité microbienne du sol mais que les effets dépendent du climat, des méthodes de destruction et du travail du sol (Kim et al., 2020). Mais il reste encore beaucoup d'inconnues dans ce domaine, notamment parce qu'il est difficile de caractériser des populations de micro-organismes. Les études existantes qui observent un impact des couverts végétaux sont également plus souvent réalisées sur plusieurs années et ne peuvent donc que décrire les effets sur le moyen ou le long terme.

Des liens entre les vers de terre et les couverts végétaux ont pu être mis en évidence. L'humidité du sol et les cultures de couverture influencent l'abondance des vers de terre dans les champs (Euteneuer et al., 2020). Lorsque les couverts végétaux entament leur sénescence, l'activité intense d'espèces telles que les vers de terre est remarquable dans les premiers centimètres et à la surface du sol. Il est aussi à noter que certaines espèces végétales sont préférées par les lombrics. Par exemple, La phacélie ou encore le ray-grass semblent être davantage appréciés des vers de terre que la moutarde (Lies, 2007).

7 Structure du sol

La structure et la fertilité du sol sont liées intrinsèquement. Il est donc primordial pour les agriculteurs de maintenir la structure de leur sol. La conversion d'une prairie peut, en fonction des méthodes utilisées, plus ou moins l'impacter.

Le terme structure peut être défini comme la façon dont les constituants élémentaires du sol sont disposés les uns par rapport aux autres (Monnier, 1965). Il est difficile de la caractériser de manière précise étant donné qu'elle peut être décrite selon différents aspects. La stabilité et la taille des agrégats, l'infiltration d'eau dans le sol ou encore la pénétrométrie sont des variables souvent utilisées pour évaluer la qualité de la structure du sol. Une bonne structure du sol est capitale en agriculture. Elle permet notamment une bonne germination des graines, la diminution de l'érosion, le stockage d'eau et de minéraux et influence le passage des engins agricoles. La fertilité et les rendements agricoles en dépendent.

La structure du sol est impactée par plusieurs facteurs. Elle n'est ni "figée" dans le temps, ni identique à toutes les profondeurs de sol. Elle dépend, en premier lieu, de la texture du sol, qui est la répartition granulométrique de ses constituants. La texture correspond à la proportion entre les argiles, les limons et les sables et n'est pas modifiable. La teneur en matière organique stable, la vie du sol, l'action des racines, l'humidité, le travail anthropique du sol et l'historique de la parcelle peuvent également modifier la structure du sol.

7.1 Transformation de la structure par la conversion de prairie

Lors de la conversion d'une prairie en une culture, les couches du sol sont exposées à des changements et la structure du sol est impactée. Un sol cultivé et travaillé aura une densité apparente plus forte, une plus faible porosité et une moins bonne rétention d'eau que le sol d'une prairie permanente (Barral et al., 2007).

Le labour va fragmenter les agrégats et limiter leur formation, par la *minéralisation* de la matière organique, la diminution de la porosité, et l'exposition au facteur climatique (Bronick et Lal, 2005). Le labour augmente aussi la *minéralisation* et la lixiviation des minéraux qui ont un rôle très important dans la structure.

Une occultation avec de la matière organique (avec de la paille par exemple) peut améliorer la structure en se décomposant et augmentant la couche de MO stable mais aussi en abritant la micro-faune ou en protégeant la surface de l'érosion. La protection mécanique de la surface va toujours favoriser la stabilisation et l'augmentation de la taille des agrégats du sol (Steinmetz et al., 2016). Une légère diminution de la densité apparente du sol est également observable, réduisant ainsi la compaction du sol (Mbah et al., 2010). Ces deux effets sont associés à l'augmentation de la taille des pores et à l'aération du sol. Par contre, l'occultation inorganique avec une bâche peut, sur le long terme, avoir un impact négatif sur la structure. En effet, la bâche va empêcher les nouveaux apports de matière organique et donc défavoriser la structure du sol (Fortier et al., 2020).

7.2 Amélioration de la structure du sol par les couverts végétaux

Les couverts sont reconnus pour améliorer la structure du sol. Premièrement, en couvrant le sol, les couverts le protègent de l'érosion éolienne et hydrique (Langdale et al., 1991). Cela empêche la formation

d'une couche de battance et permet de retenir la matière organique présente à la surface qui joue une rôle important dans la structure du sol.

Deuxièmement, les racines des couverts agissent comme des foreuses biologiques et augmentent ainsi la porosité du sol (Fiorini et al., 2018). Celui-ci est donc mieux aéré et l'eau est drainée plus efficacement.

Troisièmement, les résidus (si le couvert est récolté) ou l'entièreté de la plante (s'il est mélangé au sol après leur destruction) vont apporter de la matière organique qui va notamment améliorer la structure du sol et la stabilité des agrégats.

Pour finir, l'activité biologique étant positive pour la structure du sol, les couverts végétaux, en favorisant la vie dans le sol, sont positifs pour sa structure.

8 Aspect législatif

En 1991, au vu de l'augmentation de la teneur en nitrate dans l'eau de certaines régions au sein de ses pays membres, l'Union européenne a adopté la Directive 91/676/CEE, aussi appelée la "Directive nitrates". Celle-ci a pour objectif principal de lutter contre la pollution des eaux de surface et souterraines causée par l'utilisation, plus ou moins intensive, de fertilisants azotés en agriculture (Conseil européen, 1991).

8.1 Risque environnemental de la lixiviation du nitrate

Le nitrate, NO_3^-, est très soluble dans l'eau ce qui permet aux végétaux de facilement l'assimiler. Cependant, il peut aussi facilement percoler en profondeur si une quantité importante d'eau abonde, sous forme de pluie par exemple, et s'infiltre dans le sol. Le risque étant que le nitrate se concentre dans les nappes phréatiques ce qui engendre un risque pour la santé humaine (McKague et al., 2005). Un excès de nitrate dans les fleuves ou les mers peut également avoir des répercussions négatives sur la biodiversité en causant une eutrophisation du milieu, c'est-à-dire un appauvrissement de l'écosystème par la prolifération de producteurs primaires (algues, par exemple) du au surplus de nutriments (Pinay et al., 2018).

8.2 Programme de Gestion Durable de l'Azote (PDGA)

La Directive nitrates est mise en application en Wallonie via le Programme de Gestion Durable de l'Azote en agriculture (PGDA) depuis novembre 2002, lequel peut être révisé tous les quatre ans. Le programme actuel est le PGDA III qui date de juin 2014. Celui-ci vise à imposer des normes, des conditions et des obligations, permettant la réalisation des objectifs de la Directive nitrates, concernant le stockage des engrais à la ferme, les périodes d'épandage, la couverture des sols ou encore la conversion de prairies permanentes (Protect'eau, 2021a,b).

8.2.1 Règles autour de la conversion de prairies permanentes

La conversion de prairies permanentes pouvant libérer des quantités importantes d'azote dans le sol (cfr. section 5.2.2), celle-ci est soumise aux règles suivantes (Protect'eau, 2021a) :

– La conversion peut se faire uniquement du 1er février au 31 mai (inclus).

En effet, pour limiter au maximum le lessivage de l'azote, il faut que celui-ci soit utilisé, et donc capturé. Ainsi, la conversion à la fin de l'hiver/au début du printemps, suivi de l'installation d'une culture ou d'un couvert, permet de synchroniser la *minéralisation*, et donc la formation de nitrate notamment, avec les besoins en éléments minéraux importants des plantes, en lui permettant l'implantation la plus longue possible (De Toffoli et al., 2013 ; Hardy, Jamar et al., 2018). D'ailleurs, une conversion trop tardive au printemps augmente les risques de lessivage puisque l'installation de la culture ou du couvert se faisant tard, elle réduit la période de prélèvement (De Toffoli et al., 2013 ; Laurent et al., 2004). De plus, la conversion automnale est interdite de par les risques accrus de lessivage causés notamment par les pluies hivernales réapprovisionnant les nappes phréatiques (McLenaghen et al., 1996 ; Protect'eau, 2018, 2021a). Également, bien que la conversion hivernale puisse sembler un bon compromis puisque la *minéralisation* du aux basses températures est faible, elle est loin d'être négligeable, même pour des prairies situées en région froide (De Toffoli et al., 2013). Ainsi, trouver un type de conversion à installer en arrière saison qui limite la lixiviation permettrait aux maraichers de commencer leur production le plus rapidement possible à la bonne saison et donc de rentabiliser leur exploitation.

– Interdiction d'implanter des légumes ou des légumineuses durant les deux années qui suivent la conversion.

En effet, les légumineuses, à partir de leur symbiose avec rhizobium, apportent de l'azote supplémentaire dans un sol déjà en excès. Les cultures de légumes, elles, sont considérées comme ne pompant pas suffisamment d'azote. Cependant, cette dernière affirmation est à nuancer puisque, même si elle est vraie pour les légumes à cycle végétatif court et à faible enracinement comme les légumes feuilles (mâche, laitues, etc.), le lessivage peut-être limité par une culture exigeante en azote et qui se récolte tardivement comme les courges ou encore les choux (Hardy et Godden, 2018). Cette nuance est importante car elle permettrait à des néo-maraichers de se lancer plus facilement au départ d'une prairie permanente en contournant cette règle rédhibitoire.

Pour respecter la législation, plusieurs solutions existent. Par exemple, semer du maïs et le récolter suffisamment tôt (en octobre, par exemple) pour y implanter ensuite du seigle. Il est également possible de cultiver de la betterave fourragère, qui pompe beaucoup d'azote et pendant longtemps. Installer directement un couvert végétal après conversion est une bonne solution pour limiter les désagréments occasionnés mais alors le maraicher n'a pas de revenu (De Toffoli, communication personnelle, mai 2022).

– Interdiction d'épandre de l'azote organique durant les deux années qui suivent la conversion.

– Interdiction d'épandre de l'azote minéral durant la première année qui suit la conversion.

8.2.2 Azote Potentiellement Lessivable (APL)

Un des fers de lance de la Directive nitrates est la mise en avant de "zones vulnérables" (ZV). Une ZV est une région qui alimente des eaux (souterraines et de surfaces) dont la teneur en azote risque d'être ou est supérieure à 50mg/L d'eau. Cette limite, fixée par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS), contraint 60% de la SAU de la Wallonie englobant le nord du Sillon Sambre et Meuse, le Pays de Herve, le Sud Namurois et une grande partie du Condroz (Figure 5). Cette zone vulnérable se voit imposer des mesures supplémentaires ou encore des obligations, comme le suivi de l'azote potentiellement lessivable (APL) (Protect'eau, 2021a).

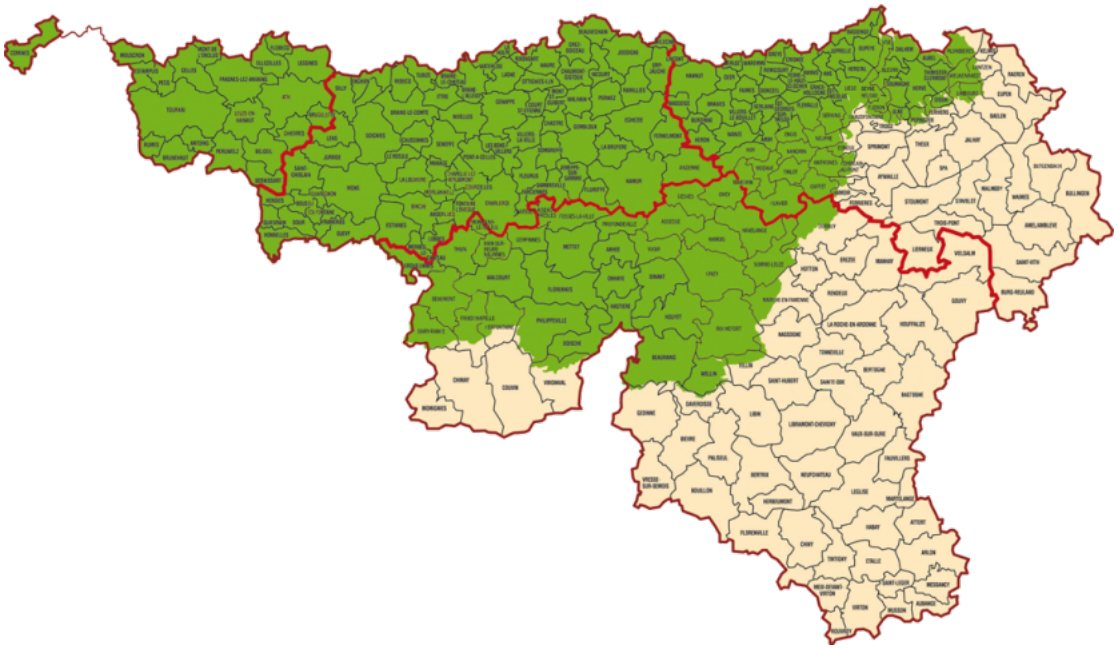


Figure 5 – Représentation en vert de la Zone Vulnérable en Wallonie en application depuis janvier 2013 (PROTECT'EAU, 2021a).

Dans la ZV, la quantité de nitrate dans le sol en fin de saison (APL) est mesurée chez 5% des agriculteurs. L'échantillonnage est réalisé dans 30 cm de profondeur de prairie du 15 octobre au 30 novembre. Les données sont ensuite comparées avec celles de 40 fermes de référence en Wallonie (PROTECT'EAU, 2021a). Si l'exploitation atteint des niveaux d'APL trop importants et donc ne respecte pas les règles, elle rentre dans le "programme d'observation" pour une durée de deux ans. Si l'exploitation n'est toujours pas conforme à l'issue de cette période, l'agriculteur paye une amende qui peut aller jusqu'à 120€ par hectare pour chaque année supplémentaire dans le programme (PROTECT'EAU, 2018).

8.2.3 Règles autour des couverts végétaux

Comme vu dans la section 5.2.3, pour limiter au mieux le lessivage de l'azote et donc la pollution des eaux, il est possible d'implanter une couverture végétale qui va prélever les nutriments. Ainsi, les Cultures Intermédiaires Pièges À Nitrate (CIPAN) permettent de réduire de manière significative le lessivage. Cependant, il n'existe pas de règles concernant leur implantation juste après la conversion d'une prairie permanente en zone de culture.

Objectifs

Entre enjeux environnementaux, sociaux et politiques, la problématique de la conversion de prairie en terre de culture est au coeur de notre époque. Même si dans ce mémoire nous nous interrogeons principalement sur les dynamiques et conséquences purement scientifiques de ce sujet, il va sans dire que la conversion de prairie a une portée également profondément humaine que nous traitons peu. Ce travail a pour but d'établir et de mettre en avant les répercussions de cette conversion sur la chimie, la biologie et la physique du sol. La législation actuelle interdit la conversion de prairie permanente entre le 1er juin et le 31 janvier. Cette législation étant une contrainte pour les maraichers, notamment ceux qui veulent démarrer une exploitation, il est pertinent de remettre cette règle en question.

Ce travail a pour objectif général **le suivi et la comparaison des propriétés chimiques, biologiques et physiques du sol en fonction de la date et du type de conversion d'une prairie permanente fauchée en surface de maraichage**. C'est pourquoi cette étude compare trois périodes de conversion différentes : fin septembre, mi-novembre et mi-avril. Au sein d'une même date, plusieurs types de conversion sont testés : le labour, le labour suivi d'un semis de différents couverts végétaux et l'occultation, qu'elle soit inorganique avec des bâches ou organique avec de la paille, des feuilles mortes ou bien des copeaux. Le but est de déterminer si la date ou de la méthode de conversion ont un effet sur certaines composantes du sol lors de la conversion d'une pairie permanente fauchée en terre arable.

En vue de remplir ces objectifs de comparaison, plusieurs paramètres ont été mesurés sur les trois dates et les quatre types de conversion. Le développement des couverts est caractérisé *via* le pourcentage de levée, la couverture foliaire et la biomasse aérienne. Les éléments chimiques quantifiés sont l'azote nitrique et le carbone organique du sol. La détermination du facteur de stabilisation de litière et du taux de décomposition de la matière organique, la capacité d'incorporation de la matière organique dans sol par les lombrics, ainsi que la compétitivité des adventices permettent de comprendre les conséquences d'une conversion sur la diversité biologique du sol. Pour ce qui est de la physique du sol, quatre variables sont estimées : la résistance à la pénétration, la stabilité des agrégats, la structure du sol et sa capacité d'infiltration.

Matériel et méthodes

1 Caractéristiques du site

Ce mémoire a été réalisé sur le site de la ferme de Lauzelle, une des fermes universitaires de l'UCLouvain (Figure 6). Cette ferme se situe sur la commune d'Ottignies-Louvain-la-Neuve, dans la Province du Brabant wallon, en Belgique.

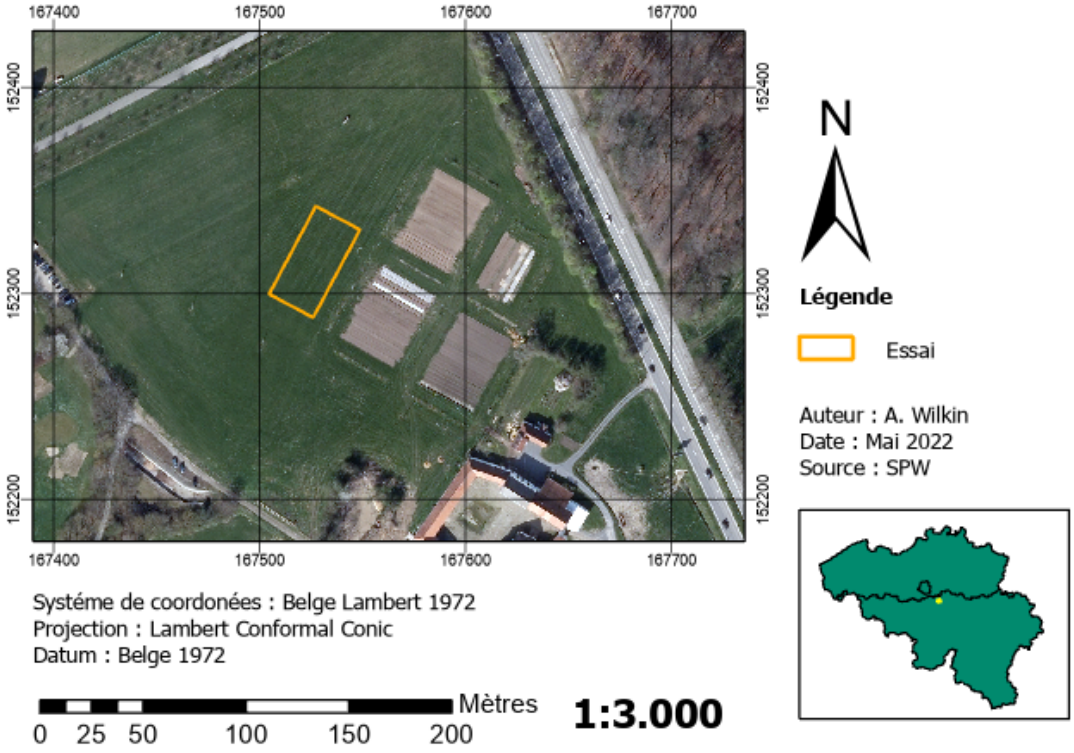


Figure 6 – Carte indiquant la situation de la parcelle d'essai à la Ferme de Lauzelle, Louvain-la-Neuve (SPW Agriculture, 2021b).

Le site se situe à 135 mètres d'altitude et ses coordonnées sont 50°68 Nord et 4°61 Est. Il est localisé respectivement dans les zones agro-géographique et bioclimatique du plateau limoneux brabançon et de l'hesbigno-brabançon. La carte des principaux types de sol en Wallonie indique qu'il correspond à un sol sablo-limoneux à drainage naturel principalement modéré ou imparfait (SPW Agriculture, 2021b).

La prairie qui accueille l'essai de conversion est une ancienne prairie permanente de longue durée qui fut exempte de cultures depuis plusieurs siècles (Delvaux, 1978). Celle-ci a été pâturée régulièrement jusqu'en 2017. Cette année-là, la ferme de Lauzelle a été transformée en Ferme de Recherche, Enseignement et Service à la Société, soutenue financièrement par l'UCLouvain ainsi que par la Chaire Baillet Latour en

Agricultures Nouvelles. Depuis la transformation en Ferme Universitaire, la prairie a uniquement été fauchée et non paturée. L'essai est placé dans le prolongement des parcelles de maraichage mises en culture en 2018 (Figure 7). Celui-ci se situe sur une légère pente d'environ 6% et la conductivité électrique de la solution de sol y est régulière, entre 6 et 10 mS/m. La variabilité de profil de sol au sein de l'essai reste donc minime mais est tout de même prise en compte lors de l'analyse des résultats et lors de la discussion.

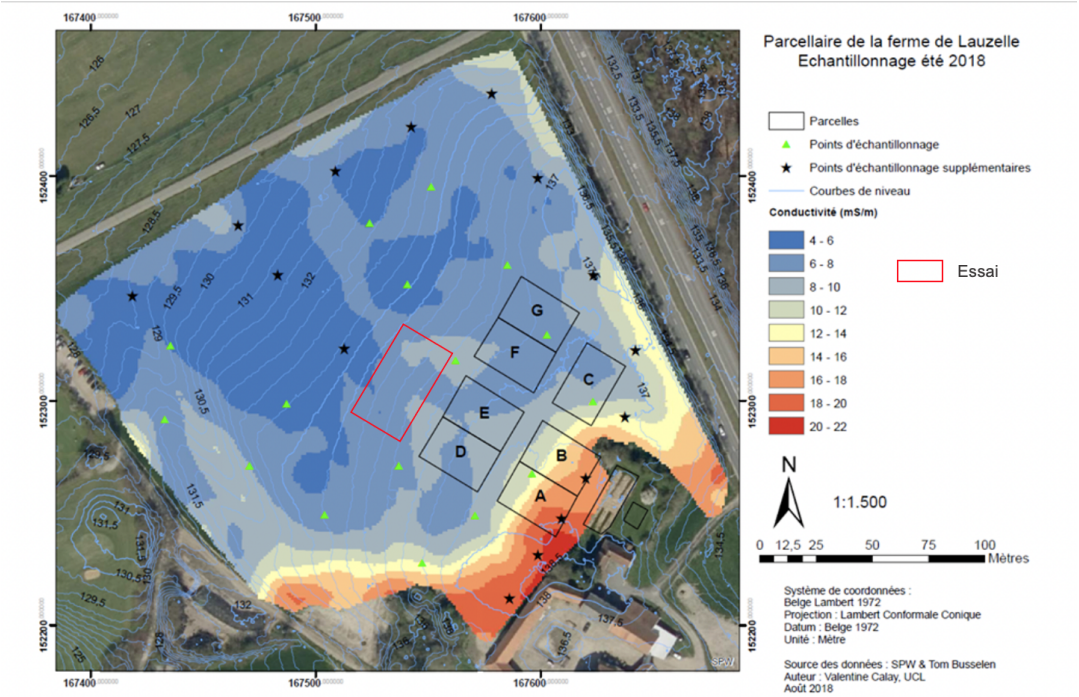


Figure 7 – Positionnement de l'essai et variations de topographie et conductivité électrique de la solution du sol sur l'ensemble de la prairie (SPW Agriculture, 2021b).

Il est également important de noter que cet essai se situe en zone vulnérable à la lixiviation du nitrate (Moniteur Belge, 1994). Comme vu dans la section 8.2.2 du chapitre État de l'art, outre les règles valables sur l'ensemble du territoire wallon, certaines mesures spécifiques sont obligatoires pour les cultures situées en zone vulnérable. Notre essai, étant dédié à la recherche, a été exempt de certaines de ces règles.

2 Disposition de l'essai

2.1 Plan d'expérience

Présenté sur la Figure 8, l'essai s'étend sur 15 parcelles de 3 $\times$ 30m réparties en trois groupes : *Date de conversion 1*, *Date de conversion 2* et *Date de conversion 3*. Ces trois dates correspondent à des conversions réalisées respectivement fin septembre (*automne*), mi-novembre (*hiver*) et mi-avril (*printemps*). Pour des raisons pratiques liées à l'utilisation d'outils tractés pour le labour, le semis des couverts végétaux et l'épandage des feuilles et des copeaux, les traitements sont réalisés en bandes. Dans le but de prendre en compte l'hétérogénéité de la parcelle pour l'analyse des données, les parcelles *Labours*, assignées comme témoins, ont été répétées plusieurs fois (cfr. Analyse statistique, section 6). Les bandes, divisées en 5 répétitions, ont été établies dans le sens de la pente pour prendre également son effet en compte.

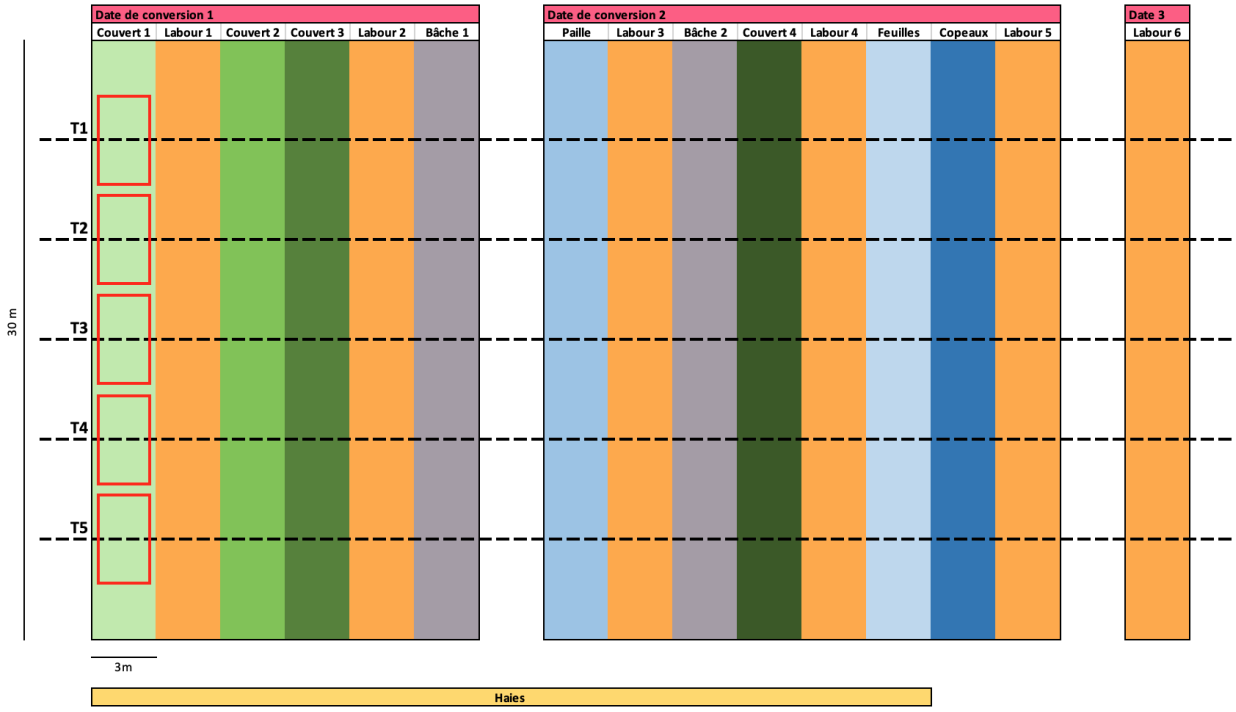


Figure 8 – Plan d'expérience avec la disposition des traitements. Les couleurs de traitement représentent les différentes catégories. Vert : *Couverts végétaux*, Orange : *Labours*, Gris : *Bâches*, Bleu : *Occultations organiques*. Les cadres rouges définissent les zones d'échantillonage (exemple dans la parcelle *Couvert végétal 1*). Les pointillés retracent les travées, chemins empruntés pour marcher à travers les parcelles dans le but d'y réaliser des mesures.

L'objectif de ce plan d'expérience est de pouvoir comparer l'effet de différents types et dates de conversion de prairie. Actuellement, la méthode de conversion la plus répondue est le labour, autorisé seulement entre le 1er février et le 31 mai. L'utilisation de désherbants chimiques est aussi commune mais la ferme de Lauzelle étant une ferme biologique, il n'est pas possible de tester ce type de conversion. Dans ce mémoire, trois niveaux de comparaison ont donc été réalisés. Un premier niveau est réalisé pour comparer les différentes méthodes entre-elles, un deuxième entre différents traitements d'une même méthode : les parcelles recouvertes de différents couverts végétaux, les parcelles converties par occultation, etc. Le troisième niveau de comparaison est temporel : entre les différentes dates de conversion.

2.2 Chronologie

La temporalité du plan d'expérience est très importante dans le cadre de cet essai. En effet, l'objectif est de tester des conversions réalisées à différents moments de l'année. La chronologie de l'itinéraire phytotechnique est donc détaillée ci-dessous. Un tableau récapitulatif des dates des différentes interventions pour chaque parcelle se trouve en annexe 1. Les méthodes et détails pratiques relatifs à l'itinéraire phytotechnique sont présentés plus loin dans ce chapitre.

2.2.1 *Date de conversion 1* - Automne

Les six parcelles de la *Date de conversion 1* ont été installées au début de l'automne. D'abord, les parcelles *Labour 1*, *Labour 2*, *Couvert végétal 1*, *Couvert végétal 2* et *Couvert végétal 3* ont été labourées à 25 cm de pro-

fondeur le 23 septembre 2021. Ensuite, les trois Couverts végétaux ont été semés sur les trois parcelles *Couverts végétaux* le 24 septembre 2021. Pour finir, la *Bâche 1* a été placée sur la dernière parcelle le 4 octobre 2021.

2.2.2 *Date de conversion 2* - Hiver

Les huit parcelles de la *Date de conversion 2* ont été installées un peu avant l'hiver. Cette date nous a été partiellement imposée par les conditions météorologiques. En effet, il est important d'avoir des conditions suffisamment sèches pour labourer afin d'éviter que le tracteur ne compacte trop le sol. De plus, pour le semis de couvert végétal, il n'est pas non plus recommandé de semer trop tard car cela empêcherait les couverts végétaux de se développer correctement. Le couvert sur la parcelle *Couvert végétal 4* s'est d'ailleurs beaucoup moins bien développé que les autres.

Les parcelles *Labour 3*, *Labour 4*, *Labour 5* et *Couvert végétal 4* ont donc été labourées le 15 novembre 2021 de la même manière que pour la *Date de conversion 1*, et le *Couvert végétal 4* a été semé le même jour. Les occultations organiques *Paille*, *Feuilles* et *Copeaux* ont été installées le 30 novembre et la *Bâche 2*, le 1er décembre 2021.

Il est important de noter que les interventions au champ ont été plus compliqués à réaliser que celles de septembre à cause de l'humidité du sol, le tracteur s'enfonçant profondément dans le sol et créant des profondes ornières visibles sur la Figure 9.

Figure 9 – Ornières laissées après le passage du tracteur lors de l'installation des *Feuilles* et *Copeaux* le 30.11.21.

2.2.3 *Date de conversion 3* - Printemps

La parcelle *Labour 6* est notre point de référence puisque qu'elle correspond à ce qui est légalement autorisé et donc communément pratiqué dans le monde agricole pour une conversion. Cette parcelle a été labourée le 13 avril 2022 selon le même mode opératoire que les autres parcelles *Labours*.

2.2.4 Semis des épinards et plantation de courges

Avant le semis des épinards, plusieurs étapes de travail du sol ont été nécessaires. Un passage avec un broyeur à marteaux a d'abord été réalisé sur toutes les parcelles *Couverts végétaux* et *Occultations organiques*. Ce broyeur travaille très près du sol (5 cm) et fractionne les plantes et résidus en petits morceaux pour qu'ils s'incorporent bien dans le sol. Ce broyeur a fonctionné sur les *Couverts végétaux* et avec la *Paille* mais n'a pas eu d'effet sur les *Copeaux* et les *Feuilles* car la couche était trop mince et dense. Ensuite, un passage avec

un chisel, également appelé cultivateur, a été réalisé pour incorporer les résidus des *Couverts végétaux* et la matière organique dans le sol. Cet outil sert aussi à ouvrir le sol, sans le retourner, pour aérer et faire respirer la terre . Il peut aussi être utilisé pour décompacter le sol après les récoltes, ce qui n'était pas nécessaire dans ce cas. Pour finir le travail du sol, deux passages avec une herse rotative ont été réalisés pour avoir une terre très fine. Comme les conditions météorologiques étaient fort sèches, il était important d'affiner la terre pour qu'elle ne se dessèche pas après le semis. Finalement les épinards on été semés avec un semoir du Centre Pilote Céréales et Oléo-protéagineux (CePiCOP) adapté aux semis d'essai et aux graines plus petites comme les épinards. Il permet de faire de plus petites surfaces qu'un semoir classique de grandes cultures et de plus grandes surfaces qu'un semoir de maraichage de petite surface qui sème une ligne à la fois. Le semis a été réalisé le 29 avril 2022 sur l'ensemble des parcelles. La variété bio d'épinards Butterflay a été utilisée.

Le semis ayant été réalisé trop profondément, le taux de levée des épinards a été très faible. Il a donc été décidé d'abandonner cette culture et de passer directement à une deuxième culture prévue hors du cadre de ce mémoire, des potirons. Les variétés Tiana butternut et Uchiki-Kuri potimarron ont été plantées sur sept mètres de long, soit jusqu'au tiers de chaque parcelle, le 2 juin 2022. Ce changement dans l'itinéraire phytotechnique a engendré des modifications de protocole pour les mesures d'azote nitrique qui devaient normalement être effectuées après la récolte des épinards. Au final, ce dernier prélèvement a été réalisé pendant la croissance des courges, seulement deux semaines et demi après leur plantation. L'hypothèse a donc été faite que celle-ci n'allait pas influencer la mesure de l'azote nitrique.

La Figure 10 retrace la chronologie des interventions pyrotechniques permettant la mise en place de cet essai.

Figure 10 – Résumé de la temporalité de l'itinéraire phytotechnique.

2.3 Traitements

2.3.1 *Labours*

Le labour a été réalisé avec une charrue tractée à 25 cm de profondeur (Figure 11). Pour enfouir une prairie dans le sol et éviter des repousses, il est nécessaire d'effectuer un labour profond.

2.3.2 *Couverts végétaux*

Les parcelles destinées à recevoir des couverts végétaux ont premièrement été labourées de la même manière que les parcelles *Labours* (Figure 11). Ensuite, un semoir Horsch Pronto (Figure 12) a été utilisé pour travailler le sol et semer les *Couverts végétaux*. Ce semoir est équipé de disques à l'avant qui permettent

d'égaliser le labour et d'affiner la terre. Deux passages ont été réalisés : le premier sans semer et le second avec un deuxième travail du sol et le semis des quatre différents *Couverts végétaux*.

Figure 11 – Labour réalisé avec une charrue le 23.09.2021.

Figure 12 – Semoir Horsch Pronto (HORSCH, 2022).

Quatre mélanges de couverts végétaux différents ont été choisis. Pour la *Date de conversion 1*, un couvert non-gélif (*Couvert végétal 1*), un couvert gélif (*Couvert végétal 2*) et un couvert intermédiaire (*Couvert végétal 1*) ont été choisis. Pour la *Date de conversion 2*, un couvert qui peut être semé tardivement (*Couvert végétal 4*) a été sélectionné. Le Tableau 1, répertorie les variétés et détaille leur densité de semis.

Table 1 – Caractéristiques des semences utilisées.

Couvert végétal	Nom	Variété	Quantité semée par hectare (kg)	Poids de mille grains (g)	Densité de semis théorique (graines/m^2)
1	Seigle fourrager - *Secale cereale L.*	Power Green	80	31	260
1	Radis fourrager - *Rahanus sativus var. oleiformis*	Radical	5	16	32
2	Avoine brésilienne - *Avena strigosa*	Saia	20	21	97
2	Phacélie - *Phacelia tanacetifolia*	Natria	4	5	86
3	Seigle fourrager - *Secale cereale L.*	Power Green	2	6	35
3	Avoine blanche - *Avena sativa*	Asta	40	39	102
3	Moutarde - *Sinapis alba*	Daguise	60	29	204
4	Avoine de printemps - *Avena sativa*	Albatros	60	35	174
4	Seigle fourrager - *Secale cereale L.*	Power Green	60	31	193

– ***Couvert végétal 1*** **: Seigle fourrager + Radis fourrager**

Le seigle fourrager est une graminée non-gélive, elle continue donc à couvrir le sol malgré le froid et produit une biomasse importante. Elle est cependant peu résistante à la sécheresse. Le radis fourrager, famille des Brassicaceae, couvre bien le sol, ce qui permet de lutter contre les adventices. Le radis est en théorie peu gélif, mais on ne conseille tout de même pas son semis après le 15 septembre dans nos régions. Tous les deux sont des bons pièges à azote du sol et s'implantent facilement (ARVALIS, 2022 ; PROTECT'EAU, 2022). Dans le cadre de cet essai, le radis fourrager n'a cependant jamais germé. Le *Couvert végétal 1* se résume finalement à un couvert pur de seigle.

– ***Couvert végétal 2*** **: Avoine brésilienne + Phacélie**

L'avoine brésilienne, une graminée, dispose d'un puissant système racinaire fasciculé qui permet un décompactage et une amélioration de la structure du sol. Elle a également une bonne production de biomasse, absorbe bien l'azote du sol, se détruit facilement et est gélive. Également gélive, la phacélie est une plante de la famille des Hydrophyllaceae. C'est une plante couvrante qui peut produire une biomasse importante s'il y a suffisamment d'azote à sa disposition. La présence d'une espèce d'une autre famille, faiblement sensible aux maladies des cultures classiques, va apporter de l'hétérogénéité spatiale susceptible de perturber le cycle des maladies et ainsi ralentir leur développement dans le couvert (ARVALIS, 2022 ; PROTECT'EAU, 2022).

– ***Couvert végétal 3*** **: Moutarde + Avoine blanche d'hiver + Seigle fourrager**

Le seigle et l'avoine blanche sont des graminées non-gélives. L'avoine blanche, une avoine d'hiver, est adaptée pour des semis tardifs et s'implante facilement. La moutarde blanche est une Brassicaceae très couvrante, elle est donc un bon piège à azote. Elle a une implantation facile et une croissance rapide, mais n'est pas forcément adaptée pour un semis si tardif, car gélive (PROTECT'EAU, 2022).

– ***Couvert végétal 4*** **(*Date de conversion 2*) : Avoine blanche de printemps + Seigle fourrager**

Semé dans de bonnes conditions, l'avoine de printemps offre une bonne couverture, est un bon piège à azote et apporte une bonne concurrence aux adventices (PROTECT'EAU, 2022) L'implantation de l'avoine de printemps est optimale entre mi-février et début avril et le seigle fourrager doit être semé entre le 1er juin et le 30 septembre (CRA-W, 2017). Ce couvert végétal n'a donc pas été semé pendant la période adéquate.

Comme l'hiver a été très doux (cfr. section 5), aucun des *Couverts végétaux*, même les plus gélifs, n'a été détruit par le gel et ils ont donc tous les quatre été détruits mécaniquement avant le semis d'épinards (cfr. section 2.2.4).

2.3.3 *Bâches*

Ces parcelles ont été occultées, le 4 octobre 2021 pour la *Bâche 1* et le 1er décembre 2021 pour la *Bâche 2*, par une bâche de silo classique (125 microns), maintenue au sol grâce à des tas de terre sur les bords.

2.3.4 *Occultations organiques*

– ***Paille***

Un ballot de 250 kg de paille a été étalé manuellement sur l'ensemble de la parcelle le 30 novembre 2021. Ce qui fait approximativement 3 kg/m^2.

– ***Feuilles*** **mortes**

Les feuilles viennent du ramassage des feuilles dans la ville de Louvain-la-Neuve. Ces feuilles sont triées en trois catégories de qualité par le Service de gestion du patrimoine - Espaces extérieurs (GPEX) de l'UCLouvain. Celles utilisées sont de "Qualité 1" et proviennent uniquement des parcs et jardins, certifiées zéro-phyto. Cependant, certains déchets, ramassés avec les feuilles, se sont retrouvés sur la parcelle. L'installation des feuilles, le 30 novembre 2021, a été réalisée avec une épandeuse tractée, ce qui a rendu la mise en place physiquement moins lourde que pour la paille. Deux bennes de 12 m^3 ont été utilisées ce qui revient à approximativement 53 kg/m^2.

– ***Copeaux* de bois**

Les copeaux de bois viennent également du service GPEX de l'UCLouvain. Ces copeaux sont le produit du broyage des branches taillées sur tous les sites de l'UCLouvain, dont le Bois de Lauzelle, et sont habituellement utilisés dans les espaces verts. Une benne de 12 m^2 a été épandue le 30 novembre 2021, ce qui revient à approximativement 40 kg/m^2.

La différence de poids entre la couverture de paille et celles des deux autres *Occultations organiques* est simplement due à une question d'organisation. Il est aussi à noter que les épandages mécaniques sont moins précis que ceux manuels. Ainsi les feuilles mortes ont légèrement empiété sur la bande de *Copeaux*, ce qui a été corrigé à l'aide de râteaux. Les copeaux ont également dépassé sur la dernière bande de *Labour* de la *Date de conversion 2* (*Labour 5*) mais cela a été plus difficile à corriger. La Figure 13 illustre les quatre conversions sans labour de la *Date de conversion 2*.

Figure 13 – Parcelles *Bâche 2*, *Paille*, *Feuilles* et *Copeaux* en fin de *Date de conversion 2*, le 11.04.2022.

3 Plan et méthode d'échantillonnage

Comme on peut le voir sur le Plan d'expérience (Figure 8), les parcelles sont divisées en cinq travées permettant de se déplacer et réaliser l'ensemble des mesures de part et d'autre (illustré par le carré rouge). Ainsi, sur chaque parcelle, cinq répétitions ont été effectuées pour chaque mesure (sauf exception).

Pour éviter les effets de bords, une zone de vingt cm autour de chaque partie de parcelle n'a pas été prise en compte. Étant donné le grand nombre de mesures différentes à placer sur des espaces de 5 $\times$ 3m, il était important de planifier l'emplacement de chaque mesure, en particulier les mesures destructives.

4 Mesures

Une fois cet essai installé, plusieurs mesures y ont été réalisées afin de pouvoir mettre en lumière les conséquences de la conversion de prairie sur certaines propriétés chimiques, physiques et biologiques du sol.

4.1 Dynamique carbone-azote

4.1.1 Prélèvements Azote Potentiellement Lessivable (APL)

L'analyse APL a été réalisée en collaboration avec Protect'eau et le laboratoire d'analyse du Centre de Michamps. Cette analyse requiert trois grandes étapes : le prélèvement des échantillons de sols, l'extraction de nitrate avec une solution de KCl 0,5 M et le dosage du nitrate. Ces étapes ont été menées respectivement sur le site de l'expérience, dans le laboratoire d'extraction de Protect'eau à la ferme de Marbaix et au Centre de Michamps. La dernière étape est effectuée par des tiers.

1. **Prélèvements des échantillons en champ**

Les prélèvements se font à l'aide d'une sonde tubulaire de 2,5 cm de diamètre (Figure 14) . Cette sonde récolte 30 cm d'horizon en une fois. Cela permet donc de différencier les horizons de 0-30, 30-60 et 60-90 cm de profondeur. Pour chaque répétition (donc chaque travée), trois échantillons d'horizons différents sont donc prélevés. Cependant, la quantité de terre récoltée par prélèvement n'est pas suffisante pour une répétition. Il faut effectuer minimum six prélèvements de chaque horizon pour obtenir une répétition. Ainsi, chaque répétition est un échantillon composite. La deuxième étape, l'extraction de nitrate, se fait sur sol frais mais il est toutefois possible de stocker les échantillons en chambre froide, durant maximum cinq jours.

Figure 14 – Sonde de prélèvement APL.

Pour établir une évolution du profil azoté lessivable de l'essai, la mesure a été répétée au cours de l'année. Chaque parcelle a d'abord été échantillonnée avant ou au tout début de la conversion. Ensuite, certaines parcelles ont été analysées au début de l'hiver car c'est la période officielle durant laquelle les agriculteurs peuvent se faire contrôler, ainsi qu'à la fin de l'hiver pour obtenir une information sur la *minéralisation* hivernale. Une dernière mesure a finalement été réalisée sur l'ensemble des parcelles au début de l'été pour observer la *minéralisation* de printemps. Pour plus de clarté, le Tableau 2 récapitule l'ensemble des relevés APL effectués.

Une première mesure a été faite le 1erocotbre 2021 par Olivier Imbrecht, technicien de Protect'eau, sur le site, en dehors de l'essai. Il a effectué une seule répétition composée de 12 prélèvements, pour les trois horizons, sur toute la surface de la parcelle. Cette mesure sert de référence pour la *Date de conversion 1*, valeur d'APL en début d'automne sur une prairie permanente, avant conversion.

Une deuxième mesure a été effectuée le 19 novembre 2021, sur l'ensemble de la *Date de conversion 2*, avant conversion, avec trois répétitions, composées chacune de 10 prélèvements, pour les trois horizons. Ce qui représente au total neuf échantillons de sol à extraire et à doser (3 répétitions $\times$ 3 horizons). Comme la première mesure, celle-ci sert de référence mais pour la *Date de conversion 2*, valeur d'APL en fin d'automne sur une prairie permanente, avant conversion.

Une troisième mesure a été réalisée le 21 décembre 2021, sur les six parcelles de la *Date de conversion 1* avec cinq répétitions par traitement, composées chacune de six prélèvements, pour les trois horizons, ce qui représente au total 90 échantillons de sol à extraire et doser (6 parcelles $\times$ 5 répétitions (travées) $\times$ 3 horizons). Le mois de décembre étant chargé pour les mesures APL chez les agriculteurs, le laboratoire d'extraction n'était pas disponible. Les échantillons de sol ont donc été congelés afin de conserver le sol frais plus longtemps. Ces échantillons ont ensuite été décongelés en chambre froide avant de faire l'extraction.

Une quatrième mesure a été réalisée les 14 et 15 mars 2022 sur la *Date de conversion 1* et sur la *Date de conversion 2* avec cinq répétitions par traitement, composées chacune de six prélèvements, pour les trois horizons. En plus, un prélèvement sur la *Date de conversion 3* a été effectué avec également cinq répétions. Ce dernier sert de référence pour la *Date de conversion 3*, valeur d'APL en fin d'hiver sur une prairie permanente, avant conversion. L'ensemble représente au total 225 échantillons de sol à extraire et doser.

Pour finir une cinquième et dernière mesure de 135 échantillons a été réalisé le 21 juin 2022. Ces derniers prélèvements ont été réalisés uniquement sur la surface recouverte par la bâche pour la culture de potirons (cfr. section 2.2.4). Chaque bande de traitement a été divisée en trois parties sur lesquelles ont été récoltés des échantillons composites de 6 prélèvements

Table 2 – Récapitulatif des relevés APL.

Date de prélèvement	Lieu de prélèvement	Nombre d'échantillons composites par horizon
1er octobre 2021	Prairie avant *Date de conversion 1*	1 parcelle $\times$ 1 répétition
19 novembre 2021	Prairie avant *Date de conversion 2*	1 parcelle $\times$ 3 répétitions
21 décembre 2021	*Date de conversion 1*	6 parcelles $\times$ 5 répétitions
14-15 mars 2022	*Date de conversion 1* et *2*	14 parcelles $\times$ 5 répétitions
15 mars 2022	Prairie avant *Date de conversion 3*	1 parcelle $\times$ 5 répétitions
21 juin 2022	*Date de conversion 1*, *2* et *3*	15 parcelles $\times$ 3 répétitions

2. **Extraction du nitrate**

Pour l'extraction, le protocole d'extraction du nitrate au KCl utilisé par Protect'eau, basé sur la norme ISO 14256-2, a été suivi. Les échantillons de sol sont d'abord tamisés à l'aide d'un tamis métallique à mailles de 8 mm. Cette étape permet d'homogénéiser la terre et d'augmenter la surface de contact entre les particules de sol et la solution d'extraction. Directement après le tamisage, 60 g de terre sont pesés et placés dans un flacon hermétique et 150 ml d'une solution KCl 0,5 M y sont ensuite ajoutés. Les flacons sont alors fermés et

agités pendant 30 min. Après 30 min de repos, permettant de décanter pour faciliter la suite des opérations, le contenu des flacons est filtré avec du papier filtre avec des pores de < 2 µm pour récupérer 50 ml de filtrat dans un nouveau flacon hermétique. Ce filtrat est ensuite congelé pour pouvoir en doser le nitrate. Afin de permettre l'analyse des résultats de dosage du nitrate, le taux de matière sèche de chaque échantillon de sol est également mesuré. Pour cela, une quantité variable de sol frais est disposé dans des barquettes en aluminium et pesé. Ensuite, les barquettes sont déposées à l'étuve à 100°C pendant 72 heures et pesées à nouveau.

3. **Dosage du nitrate**

La dernière étape est le dosage du nitrate avec la méthode de la réduction du cadmium. Après une dialyse, une solution tampon permet de fixer le pH de l'échantillon à 8,2. Celui-ci passe ensuite à travers une colonne de granulés de cadmium traités au cuivre afin de réduire le nitrate en nitrite. Le nitrate réduit, ainsi que le nitrite déjà présent dans l'échantillon, réagissent avec le sulfanilamide pour produire un diazoïque qui réagit avec le N-naphtyl-éthylènediamine (NED) pour donner une coloration rose assez forte. Une analyse colorimétrique est ensuite réalisée à 540 nm. Ces analyses ont été réalisées par le Centre de Michamps, un laboratoire d'analyse et centre de conseil agricole lié à l'UCLouvain. Au total 462 dosages ont été réalisés.

4.1.2 Matière organique et carbone

Pour la mesure de matière organique (MO), aussi appelée analyse "perte au feu", les mêmes prélèvements de sol que ceux des mesures APL des 14 et 15 mars 2022 ont été utilisés. La MO devrait rester relativement stable à partir de 30 cm, ainsi seulement les échantillons de l'horizon 0-30 cm ont été analysés. Ceux-ci ont d'abord été séchés pendant deux mois puis tamisés à 2 mm. Des échantillons de 1 g sont ensuite pesés avant et après 24h dans une étuve à 100°C pour évaluer la matière sèche. Ils sont ensuite placés 24h dans un four à 550°C pour que la matière organique soit entièrement calcinée et que la différence puisse être calculée. Comme le montre l'équation 3, cette différence représente donc la quantité de matière organique présente dans les échantillons de sol. Ainsi, m_i représente la masse initiale de l'échantillon du sol (ici, 1 g) et m_p la masse post-calcination, c'est-à-dire la masse de sol restant après 24h à l'étuve.

$$\mathrm{MO} = (m_i - m_p) \times 100 \tag{3}$$

La teneur en carbone organique du sol (COS) peut ensuite être approximée à partir de la teneur en MO. Une simple conversion le permet. Pour cela, le chiffre de 1,72 figure dans de nombreuses études et livres de référence, depuis le XIX$^{\text{ème}}$ siècle. Mais, bien que largement diffusé, il est également critiqué, notamment par Denis Baize (2016) pour qui cette formule n'est pas toujours la plus précise. De plus, selon Pribyl (2010), le rapport de l'équation 4 est le plus adapté. Ainsi, c'est ce dernier qui sera employé pour les calculs dans ce mémoire.

$$\mathrm{COS} = \frac{\mathrm{MO}}{2} \tag{4}$$

Pour finir, un test a été réalisé sur les échantillons de sol séchés afin de déterminer la présence de carbonate. En effet, le carbone du sol se compose de carbone organique, que l'on retrouve dans les molécules de matière organique, et de carbone inorganique, que l'on retrouve dans le sol sous forme de carbonate (CO_3^{2-}). Ce

test consiste à verser quelques gouttes d'HCl 1M sur les échantillons de sol. S'ils sont présents, l'HCl réagit avec les carbonates selon la réaction 5 et cela provoque l'apparition de bulles de gaz visibles à l'oeil nu.

$$\mathrm{CaCO_3 + HCl \longrightarrow CO_2 + CaCl_2 + H_2O} \tag{5}$$

Pour l'ensemble des échantillons testés, aucune bulle de gaz n'a été observée. Nous pouvons conclure que la présence de carbonate est peu probable. Ainsi, s'il n'y a pas de carbonate dans le sol, le COS représente l'entièreté du carbone du sol.

Grâce à cette mesure de perte au feu, le carbone organique du sol dans l'horizon 0-30 cm de toutes les parcelles en mars 2022 a été obtenu.

4.2 Biodiversité dans le sol

Deux protocoles très différents ont été mis en place sur les parcelles afin de déterminer l'activité de deux types d'organismes. La méthode du Tea Bag Index a permis de mesurer l'activité de la microfaune et de la mésofaune (Keuskamp et al., 2013). L'activité des lombrics a été mesurée grâce aux paniers à vers de terre de l'Observatoire Participatif des Vers de Terre (OPVT) (Université de Rennes 1, 2021).

4.2.1 Décomposition de la matière organique par les micro-organismes - Tea Bag Index

Une manière de mesurer l'activité microbienne du sol est de mesurer la décomposition de la matière organique (MO) qui y est incorporée. Le principe est d'enfouir un sachet avec une certaine quantité de MO, de le récupérer après une certaine période et de peser la différence de poids. Il existe plusieurs protocoles différents qui mesurent la décomposition de MO, avec des différences, notamment, au niveau du type de matière organique utilisé et de la taille des mailles et donc de la taille des organismes observés. Pour ce mémoire, le choix s'est porté sur le Tea Bag Index (TBI) qui permet de mesurer l'activité de la microfaune et de la mésofaune, mais pas de la macrofaune.

Le TBI est une méthode qui permet d'obtenir des informations sur le taux de décomposition (k) et le facteur de stabilisation de la litière du sol (S) en utilisant des sachets de thé de deux types (Keuskamp et al., 2013). Le thé vert Lipton et le thé Rooibos Lipton sont utilisés comme litière végétale. L'utilisation spécifique de ces deux types de thés permet de standardiser le protocole et de comparer nos résultats avec d'autres. Cela facilite aussi la mise en place étant donné que les sachets de MO ont un poids normalisé car ils sont fabriqués industriellement.

Les calculs de k et S se basent sur le fait que la décomposition des deux types de thé ne se fait pas à la même vitesse. Premièrement, la quantité de matière stabilisée S est déterminée via la décomposition du thé vert, qui se dégrade plus rapidement que le Rooibos. Ce facteur de stabilisation représente l'effet inhibiteur de l'environnement sur la dégradation de la matière organique. Deuxièmement, le taux de décomposition k est déterminé via la perte de poids du thé Rooibos après trois mois. En effet, le thé Rooibos se décompose beaucoup plus lentement que le thé vert et est toujours dans la première phase de décomposition à la fin de l'expérience. Ce taux de décomposition caractérise uniquement la matière organique labile qui se dégrade

rapidement par rapport à la matière organique récalcitrante. Plus *k* est élevé, plus la matière organique du sol est dégradée rapidement. Les calculs à effectuer pour obtenir la valeur de *S* sont les suivants :

$$a_g = 1 - (\frac{m_{fg}}{m_{ig}}) \tag{6}$$

$$S = 1 - (\frac{a_g}{H_g}) \tag{7}$$

La valeur de *k* est ensuite déterminée *via* les équations suivantes :

$$a_r = H_r(1 - S) \tag{8}$$

$$W_r = (\frac{m_{fr}}{m_{ir}}) \tag{9}$$

$$k = \frac{\ln(\frac{a_r}{W_r - (1 - a_r)})}{t} \tag{10}$$

Table 3 – Liste des paramètres repris dans les équations de *S* et de *k* pour le Tea Bag Index.

a_g	Fraction décomposable du thé vert	a_r	Fraction décomposable du thé Rooibos
m_{ig}	Masse initiale du thé vert (g)	m_{ir}	Masse initiale du thé Rooibos (g)
m_{fg}	Masse finale du thé vert (g)	m_{fr}	Masse finale du thé Rooibos (g)
H_g	Fraction hydrolysable du thé vert et vaut 0,842 (Keuskamp et al., 2013)	H_r	Fraction hydrolysable du thé Rooibos et vaut 0,552 (Keuskamp et al., 2013)
S	Coefficient de stabilisation	k	Taux de décomposition
W_r	Fraction massique restante du thé Rooibos	t	Temps d'enfouissement (jours)

Pour ce mémoire, le thé vert Lipton Indonesian tea Sencha tradition (EAN 87 14100 77054 2) et le thé Lipton Infusion Rooibos (EAN 87 11327 5143 48) ont été utilisés, conformément au protocole du TBI adapté par le CRA-W et Greenotec (Dagbert, communication personnelle, 2022).

Premièrement, les boites de thé ont toutes été ouvertes pendant cinq jours dans une pièce ventilée afin de s'assurer que le taux d'humidité de tous les sachets soit homogène. Le contenu de cinq sachets témoins a ensuite été pesé avant et après 48h à l'étuve à 70°C pour obtenir le taux d'humidité des sachets de thé. Les contenants (sachet, ficelle, étiquette) des cinq sachets témoins ont également été pesés dans le but d'obtenir leur poids avant enfouissement. Pour finir, avant l'enfouissement, chaque sachet a préalablement été numéroté et pesé, le tout avec une balance de précision (0,001 g).

Sur l'essai, cinq sachets de thé vert et cinq de thé Rooibos ont été enterrés à 10 cm de profondeur près de chaque travée, ce qui représente 25 sachets de chaque sorte par parcelle et un total de 700 sachets sur l'ensemble de l'essai. Les sachets ont été placés en deux lignes parallèles de cinq sachets d'un même type dans la largeur de la parcelle. Les sachets sont placés à une distance minimale de 20 cm entre eux (voir Figure 15).

Figure 15 – Installation des sachets de thé sur la parcelle *Labour 1*. À l'avant plan, on observe la travée 3 suivie de la rangée des cinq sachets de thé vert parallèle à la rangée suivante des cinq sachets de thé Rooibos.

L'enfouissement a été réalisé selon un protocole développé par le CRA-W qui permet de limiter la perturbation du sol lors de l'enfouissement des sachets. Cette méthode consiste à faire deux coups de bêche en forme de croix, de soulever délicatement la motte et d'insérer le sachet de thé dans la fissure créée. Des piquets de maraichage ont été placés à l'emplacement de chaque sachet pour faciliter la récupération des thés.

Après la récupération des sachets sur les parcelles, ceux-ci ont été séchés en étuve pendant 72 heures à 60°C. Ils ont ensuite été vidés de leur contenu qui a été pesé avec une balance de précision (0,001 g). Les calculs pour déterminer le taux de décomposition k et le facteur de stabilisation S ont pu finalement être réalisés selon les équations de 6 à 10.

L'installation des sachets de thé a eu lieu le 16 novembre 2021 sur la *Date de conversion 1* et le 1er décembre 2021 sur la *Date de conversion 2*. Tous les sachets ont été retirés du sol pour analyse les 22-23 mars 2022. Les sachets sont donc restés 126 jours dans le sol pour la *Date de conversion 1* et 112 jours pour la *Date de conversion 2*. Habituellement, ce protocole est utilisé plutôt dans une période entre fin février et juin.

4.2.2 Détermination de l'incorporation de la matière organique par les lombrics - Paniers à vers de terre

Afin d'observer l'activité des vers de terre, les paniers à vers de terre de l'Observatoire Participatif des Vers de Terre (OPVT) (Université de Rennes 1, 2021) ont été installés sur nos parcelles pendant plus ou moins quatre mois. Ce protocole se base sur le lien entre l'activité des lombrics et l'incorporation de la MO (ici de la paille) dans le sol par ceux-ci au cours du temps.

Concrètement, des paniers de 30 $\times$ 50 $\times$ 10 cm et de maille d'environ 10 mm ont été fabriqués puis fixés sur chaque parcelle sur une surface plane et préalablement désherbée. Pour ce mémoire, cinq cages par traitement ont été réparties sur l'ensemble de la parcelle. Un total de 70 cages ont donc été installées sur l'ensemble de l'essai. Cinq sachets témoin de 50 grammes de paille ont été placés à l'étuve à 70°C afin de déterminer le taux d'humidité de la paille. La quantité de paille "humide" pour atteindre 50 grammes de paille sèche a ainsi pu être calculée. Ainsi, 56 g de paille coupée en segments de cinq centimètres (à l'aide d'un sécateur) ont été introduits et répartis de façon homogène sur toute la surface de chaque panier.

Plusieurs indicateurs peuvent être observés pendant les quatre mois : le nombre de turricules et de cabanes observables, la part de surface du panier recouverte par la paille, ainsi que la différence de poids de paille entre le début et la fin de l'expérience. Pour simplifier le protocole et après analyse de résultats sur d'autres essais, il a été décidé de récolter certaines de ces informations à la fin de l'expérience. Avant de ramasser la paille, un décompte du nombre de cabanes à vers de terre dans chaque panier et une estimation de la surface recouverte par la paille (10 catégories de 10 à 100%) ont été faits. Les cabanes se matérialisent lorsque les lombrics sortent leur tête hors du sol pour attraper les brins de paille dans le but de les enfuir. Après avoir ramassé la paille, celle-ci a été mise à l'étuve pendant quatre jours à 70°C et pesée afin de déterminer la quantité de paille introduite dans le sol durant les quatre mois de l'expérience.

Le protocole développé par l'OPVT préconise des observations entre octobre et mars afin de mesurer l'activité automnale et printanière. A cause des longs délais de livraison pour le treillis utilisé pour construire les paniers, ceux-ci ont seulement été installés le 24 novembre 2021 sur les parcelles de la *Date de conversion 1*. Pour la *Date de conversion 2*, les paniers ont été installés le 1erdécembre 2021, après conversion de toutes les parcelles. La paille a été récupérée les 22 et 23 mars 2022 sur toutes les parcelles. Les paniers sont donc restés 118 jours sur les parcelles de la *Date de conversion 1* et 112 jours sur celles de la *Date de conversion 2*.

Deux complications ont été relevées lors de la réalisation de ce protocole. Premièrement, la taille des morceaux de paille n'était pas homogène dans toutes les cages, certains morceaux étant beaucoup plus petits que les cinq centimètres prévus. Cela a donc pu biaiser les résultats. Deuxièmement, à la fin du protocole, la paille a été directement placée à l'étuve sans être rincée. De la terre a donc pu être pesée à la fin, ce qui explique que certains poids finaux sont plus élevés que les poids initiaux. Ces deux biais ont donc été pris en compte dans l'analyse des résultats.

4.3 Physique du sol

Plusieurs mesures ont été réalisées pour comparer la structure du sol entre les différents traitements. Toutes les mesures des variables de la physique du sol ont été réalisées par quatre étudiants, Firmin Lépine, Balthazar Van Cottom, Alexis Fanchon et Noé Wuidart. Cette collaboration s'est faite dans le cadre du cours *Projet Disciplinaire* de l'option Agronomie Intégrée du Master *Bioingénieur en sciences agronomiques* de la faculté bioingénieur à l'UCLouvain.

La mesure de la résistance à la pénétration révèle des informations sur la densité apparente, la méthode USDA sur la stabilité des agrégats, la méthode VESS sur la taille des agrégats et l'aération du sol et pour finir le test d'infiltration d'eau qualifie la porosité du sol et donc potentiellement le risque de lixiviation.

4.3.1 Mesure de la résistance à la pénétration

La mesure de la résistance à la pénétration permet de mesurer la capacité de charge du sol et la difficulté des racines pour se frayer un chemin dans le sol. Cette résistance dépend de plusieurs paramètres comme l'humidité, le contenu en matière organique, la densité ou encore la force de liaison entre les particules minérales. Deux pénétromètres différents ont été utilisés pour pouvoir comparer leurs résultats : un pénétromètre manuel et un pénétromètre analogique.

D'abord, un pénétromètre à balance inversée ou pénétromètre manuel a été utilisé. Pour une mesure, la tige de l'outil a été enfoncée verticalement et à vitesse constante jusqu'à 70 cm de profondeur (Figure 16).

Figure 16 – Pénétromètre manuel enfoncé à 70 cm de profondeur dans le *Couvert végétal 1*.

Pendant la mesure, la résistance mesurée en bar est relevée tous les dix centimètres. Il est ainsi possible d'établir un profil de la résistance moyenne à la pénétration du sol en fonction de la profondeur. Si, au cours de la mesure, la résistance atteint 21 bar ou plus celle-ci est arrêtée car on considère que les racines des plantes ne sont pas capables de traverser le sol.

Le deuxième instrument utilisé est le Penetrologger Eijkelkamp®. Celui-ci est digital et mesure la résistance par unité de surface en mégapascal. Pour effectuer ses mesures l'outil a été enfoncé à une vitesse constante jusqu'à 80 cm de profondeur.

Pour chaque parcelle, dix mesures ont été effectuées avec le pénétromètre manuel. En effet, ils ont réalisé deux répétitions, espacées de six mètres, par travées. Pour le Penetrologger, il n'y pas eu de répétition par travée, ainsi cinq mesures par parcelle ont été prises. Tout cela a été réalisé le 10 mars 2022.

4.3.2 Mesure de la stabilité des agrégats du sol par la méthode USDA

La méthode élaborée par United State Departement of Agriculture (USDA) est celle décrite dans la partie « Kit sol » du projet Prosensols (PROSENSOLS, 2012). Elle consiste à immerger des agrégats dans l'eau pour déterminer leur stabilité.

Les échantillons d'un centimètre de diamètre ont été récoltés à une profondeur de 2,5 cm afin d'éviter l'effet de la croûte de battance présente à la surface. Ces échantillons, soit 150 agrégats, ont ensuite été séchés à l'air libre pendant une semaine. Ils ont ensuite été immergés dans trois centimètres d'eau déminéralisée, à l'aide d'un petit tube de PVC de deux centimètres de diamètre et de trois centimètres de longueur, sur lequel est attaché un grillage à maille fine qui sert de filtre. Chaque immersion dure cinq minutes. La première immersion permet de classer l'agrégat dans les trois premières classes. S'il reste plus de 50% de l'agrégat, alors il est nécessaire de faire quatre autres immersions pour pouvoir le classer dans les trois dernières classes de stabilité (Table 4). Sur base de réflexions de Nicolas Biot dans son mémoire, deux classes ont été ajoutées à la classification de départ afin d'affiner davantage les résultats et mieux distinguer les différents sols (BIOT, 2020).

Table 4 – Scores de stabilité des agrégats obtenus après immersion dans l'eau distillée (PROSENSOLS, 2012).

Classes	Critères
0	Sol trop instable pour récolter un agrégat (tout le sol passe à travers le filtre)
1	50% de l'échantillon est dissous en 5 secondes lors de l'immersion dans l'eau.
2	50% de l'échantillon est dissous entre 5 à 30 secondes après immersion.
3	50% de l'échantillon est dissous entre 30 sec et 5 min après immersion ou Il reste moins de 10 % de l'agrégat de départ après 5 cycles d'immersion.
4	Il reste entre 10 et 25 % de l'agrégat de départ après 5 cycles d'immersion.
5	Il reste entre 25 et 50 % de l'agrégat de départ après 5 cycles d'immersion.
6	Il reste entre 50 et 75 % de l'agrégat de départ après 5 cycles d'immersion.
7	Il reste entre 75 et 90 % de l'agrégat de départ après 5 cycles d'immersion.
8	Il reste entre 90 et 100 % de l'agrégat de départ après 5 cycles d'immersion.

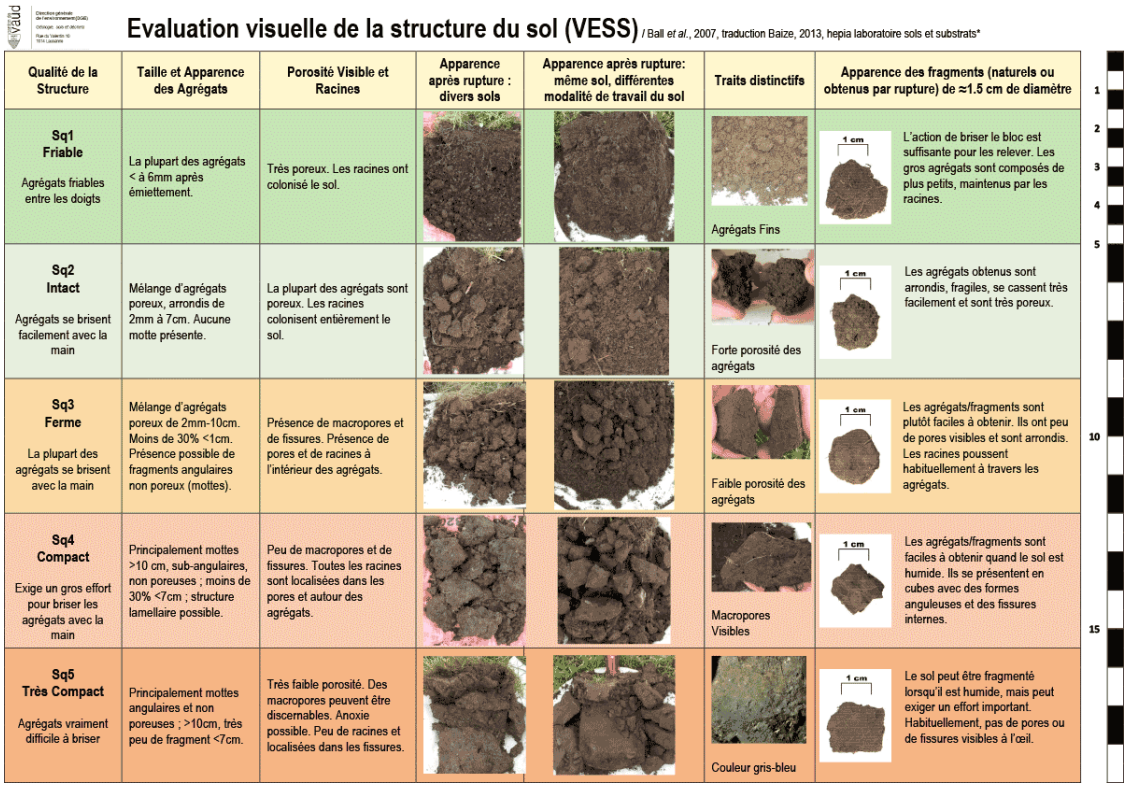
Les échantillons ont été récoltés le 10 mars 2022. Sur chaque parcelle de la *Date de conversion 1* et de la *Date de conversion 2*, dix répétitions ont été réalisées sur toute la longueur de la bande, ce qui fait un total de 140 agrégats récoltés sur l'ensemble de l'essai.

4.3.3 Mesure de la structure du sol par la méthode VESS

La méthode VESS (Visual Evaluation of Soil Structure) est un test dont le but est d'évaluer la qualité structurale des 30 premiers centimètres d'un sol (BALL et al., 2007 ; GUIMARÃES et al., 2011). Cette méthode consiste à extraire un bloc de sol à l'aide d'une bêche et d'identifier ensuite les couches de structure différente par une analyse visuelle guidée par le tableau visible sur la Figure 17. Cette observation prend en compte l'aspect global du bloc de sol mais également la taille, la forme et la résistance des agrégats ainsi que la couleur et l'humidité du sol.

Un score est attribué à chacune des couches observables dans le bloc en examinant les différents critères cités précédemment et aussi la présence de racines. Un score global est ensuite attribué au bloc en multipliant le score de chaque couche par son épaisseur. Ce produit est ensuite divisé par l'épaisseur totale du bloc. Chaque bloc est ainsi noté sur une échelle de 1 à 5 où le score de 1 est synonyme de bonne qualité structurale tandis que le score de 5 désigne une pauvre qualité structurale.

Concrètement, un bloc de sol de 20 cm de coté en surface et 30 cm de profondeur a été extrait avec une bêche et disposé de manière à pouvoir observer et évaluer la compaction du sol, la présence de pores, d'agrégats et de mottes. Pour chaque bande de traitement, la mesure VESS a été réalisée trois fois, dans des zones éloignées des travées de passage. De plus, face à la réalité du terrain, la décision a été prise d'assigner des demi-classes lorsqu'un sol était difficilement classable. Cette mesure a été réalisée le 17 mars 2022.



Evaluation visuelle de la structure du sol (VESS) / Ball *et al.*, 2007, traduction Baize, 2013, hepia laboratoire sols et substrats*

Qualité de la Structure	Taille et Apparence des Agrégats	Porosité Visible et Racines	Apparence après rupture : divers sols	Apparence après rupture: même sol, différentes modalité de travail du sol	Traits distinctifs	Apparence des fragments (naturels ou obtenus par rupture) de ≈1.5 cm de diamètre
Sq1 Friable Agrégats friables entre les doigts	La plupart des agrégats < à 6mm après émiettement.	Très poreux. Les racines ont colonisé le sol.			Agrégats Fins	L'action de briser le bloc est suffisante pour les relever. Les gros agrégats sont composés de plus petits, maintenus par les racines.
Sq2 Intact Agrégats se brisent facilement avec la main	Mélange d'agrégats poreux, arrondis de 2mm à 7cm. Aucune motte présente.	La plupart des agrégats sont poreux. Les racines colonisent entièrement le sol.			Forte porosité des agrégats	Les agrégats obtenus sont arrondis, fragiles, se cassent très facilement et sont très poreux.
Sq3 Ferme La plupart des agrégats se brisent avec la main	Mélange d'agrégats poreux de 2mm-10cm. Moins de 30% <1cm. Présence possible de fragments angulaires non poreux (mottes).	Présence de macropores et de fissures. Présence de pores et de racines à l'intérieur des agrégats.			Faible porosité des agrégats	Les agrégats/fragments sont plutôt faciles à obtenir. Ils ont peu de pores visibles et sont arrondis. Les racines poussent habituellement à travers les agrégats.
Sq4 Compact Exige un gros effort pour briser les agrégats avec la main	Principalement mottes >10 cm, sub-angulaires, non poreuses ; moins de 30% <7cm ; structure lamellaire possible.	Peu de macropores et de fissures. Toutes les racines sont localisées dans les pores et autour des agrégats.			Macropores Visibles	Les agrégats/fragments sont faciles à obtenir quand le sol est humide. Ils se présentent en cubes avec des formes anguleuses et des fissures internes.
Sq5 Très Compact Agrégats vraiment difficile à briser	Principalement mottes angulaires et non poreuses ; >10cm, très peu de fragment <7cm.	Très faible porosité. Des macropores peuvent être discernables. Anoxie possible. Peu de racines et localisées dans les fissures.			Couleur gris-bleu	Le sol peut être fragmenté lorsqu'il est humide, mais peut exiger un effort important. Habituellement, pas de pores ou de fissures visibles à l'œil.

Figure 17 – Tableau VESS (Guimarães et al., 2011).

4.3.4 Mesure de la capacité d'infiltration par la méthode Ariane Chabert

La méthode Ariane Chabert fait référence à la méthode utilisée par Ariane Chabert pour sa thèse (Chabert, 2017). Cette méthode permet de mesurer la vitesse d'infiltration d'un volume d'eau connu dans des conditions de saturation en eau du sol.

Le protocole utilisé est celui décrit dans le mémoire de Biot, 2020. Concrètement, un tube en PVC de 12 cm de diamètre a été enfoncé dans le sol à une profondeur de 5 cm, afin de s'assurer que l'eau s'écoule vers le sol et ne remonte pas en surface. Ensuite, 1,25 L d'eau ont été versés dans le tube pour saturer le sol en eau afin de standardiser les mesures et de pouvoir les comparer entre elles. Après 15 min ($t_0 =$ 15 min), la hauteur d'eau restant dans le tube a été mesurée avec un mètre. Après 5 min ($t_1 = 20$ min), la hauteur d'eau a, à nouveau, été mesurée. Si après les 15 premières minutes, l'eau versée s'était entièrement infiltrée dans le sol, une nouvelle dose de 1,25 L d'eau était versée dans le sol. La hauteur d'eau a alors été mesurée après avoir versé la deuxième dose d'eau ($t_0 = 0$ min) et après 5 min ($t_1 = 5$ min). La mesure a été répétée trois fois sur chaque parcelle et réalisée le 24 mars 2022.

4.4 Relevé des adventices

Pour le relevé des adventices, deux méthodes ont été utilisées. La première méthode, la plus simple, a permis d'élaborer une courbe d'évolution du développement des adventices. La deuxième méthode, plus élaborée, a été utilisée une seule fois avant le semis d'épinards afin d'obtenir des données plus précises sur l'infestation des parcelles par les adventices en fin de destruction.

Pour la première méthode, pendant toute la durée de l'essai, les adventices ont régulièrement été comptées sur les parcelles *Couverts végétaux* et *Labours* à l'aide d'un cadre carré de 70 cm de côté (0,5 m^2). L'espèce et le nombre d'individus ont été relevés. Cette méthode donne donc une indication de la densité et du type d'adventices présentes.

Ce relevé d'adventices a été réalisé sept fois pour la *Date de conversion 1*, le 13 octobre, 4 novembre, 19 novembre, 9 décembre, 2 janvier, 21 janvier et le 23 février et pour la *Date de conversion 2* lors des trois dernières dates.

La deuxième méthode est réalisée une seule fois avant la préparation du sol pour le semis d'épinards, le 11 avril 2022, et suit un protocole issu du projet CASIMIR de l'INRA (Cellier et al., 2017 ; INRA, 2017a,b) et adapté dans le mémoire de Belin et Fockedey (2021). Il consiste en l'attribution de classes de densité et de stades phénologiques aux différentes espèces observées afin de déterminer un indicateur de la compétition que ces adventices représentent, *via* l'équation :

$$\text{Compétitivité} = \text{Densité} \times \text{Coefficient Phénologique} \times 2 \tag{11}$$

Des coefficients de compétitivité ont été choisis par Belin et Fockedey (2021), à la suite de discussions avec P. Van Thorre, technicien à l'unité PEPA (ELI-A), en attribuant un poids plus élevé aux plantes davantage développées (isques d'ensemencer la parcelle) et un poids nul aux jeunes plantules.

Table 5 – Classes de densité et de phénologie utilisées pour les relevés d'adventices avec le protocole CASIMIR (INRA, 2017a).

Classe de densité	Densité [plt/0,5m^2]
/	Absence
1	1-5
2	6-10
3	11-15
4	16-20
5	>20

Classe phénologique	Stade phénologique	Coefficient pour générer l'indicateur de compétition
A	Plantule	0
B	Plante jeune	0
C	Plante adulte	0,5
D	Floraison	1
E	Grenaison	1

4.5 Observations sur les *Couverts végétaux*

Pour obtenir des informations sur le développement des *Couverts végétaux*, plusieurs mesures ont été réalisées. Le pourcentage de levée a été mesuré et calculé une fois pour chaque couvert végétal. Ensuite, un suivi de la couverture foliaire a été établi avec des mesures prises prises plus ou moins tous les 10 jours. Pour finir, la récolte et la pesée de la biomasse aérienne ont été exécutées à deux reprises. Cette dernière mesure étant destructive, l'échantillonnage a été effectué sur deux zones différentes.

4.5.1 Pourcentage de levée

Pour calculer le pourcentage de levée, le nombre de pousses pour chaque espèce a été compté au sein d'un cadre de 70 cm de côté. Le poids de mille grains a aussi été mesuré en comptant 300 graines de chaque

type. La densité de semis théorique (cfr. Tableau 1) a donc pu être calculée à partir de l'équation 12 afin de déterminer le pourcentage de levée réel.

$$\text{Pourcentage de levée (\%)} = \frac{\text{Nombre des pousses comptées } (\frac{pousses}{m^2})}{\text{Nombre de graines semées } (\frac{graines}{m^2})} \tag{12}$$

Cette mesure a été réalisé le 13 octobre 2021 sur les parcelles de la *Date de conversion 1* (19 jours après semis) et le 7 janvier 2022 pour la *Date de conversion 2* (53 jours après semis).

4.5.2 Couverture foliaire

Afin de mesurer la couverture foliaire, et en particulier la cinétique de développement, la méthode du cadre quadrillé a été utilisée en même temps que l'application Canopeo. Une mesure cadre et une mesure Canopeo ont donc été réalisées à chaque fois dans une zone aléatoire autour de chaque travée.

Pour la méthode du cadre quadrillé, un cadre rigide de 70 cm de côté (0,5 m^2) divisé en 100 carrés égaux est placé sur les couverts végétaux (Figure 18). Si un carré du cadre est rempli à minimum 50% par de la végétation, il est considéré comme rempli. On obtient donc, lors de chaque mesure, un résultat sur 100 du nombre de carrés remplis à minimum 50% par de la végétation.

L'application Canopeo a également été utilisée en parallèle des mesures avec le cadre. Cette application, développée par l'Oklahoma State University (Patrignani et Ochsner, 2015), reconnaît les pixels verts et peut donc déterminer le pourcentage de couverture végétale présente au sol à partir d'une photo faite avec l'appareil photo d'un smartphone (Figure 19).

Figure 18 – Cadre de 70 × 70 cm divisé en cent carrés égaux posé dans le *Couvert végétal 1*, travée 5, le 11.11.2021.

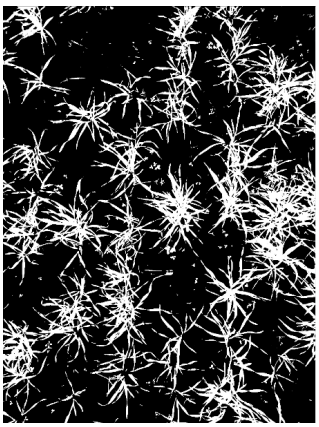


Figure 19 – Sortie Canopeo du *Couvert végétal 1*, travée 5, le 11.11.2021.

La couverture foliaire des *Couverts végétaux* a été mesurée, pour la *Date de conversion 1*, 16 fois sur la durée totale de l'essai : Le 6 octobre, le 18 octobre , le 28 octobre, le 4 novembre, le 11 novembre, le 19 novembre, le 24 novembre, le 9 décembre, le 17 décembre, le 26 décembre, le 7 janvier, le 21 janvier, le 4 février, le 17 février, le 10 mars et le 11 avril. Pour la *Date de conversion 2*, elle a été fait six fois aux mêmes dates à partir du 7 janvier 2022.

4.5.3 Biomasse aérienne

L'analyse de la biomasse consiste d'abord à récolter, sur chaque parcelle, un mètre carré de biomasse aérienne à l'aide d'un cadre rigide de 1×1 m et d'une cisaille. Les *Couverts végétaux* ont ensuite été pesés quand ils étaient encore frais, puis placés à l'étuve à 70 °C pendant trois jours. Pour finir, chaque échantillon a été pesé à nouveau pour déterminer le poids de matière sèche qui est ensuite converti en tonne de matière sèche par hectare. Deux mesures de biomasse aérienne ont été réalisées sur les *Couverts végétaux* de la *Date de conversion 1* : une première fois au début de l'hiver (14 décembre 2021) et une deuxième fois à la fin de l'hiver (3 mars 2022). Un échantillon par travée est récolté, ce qui fait 15 échantillons pour chaque mesure.

5 Récolte des données météorologiques

Les informations météorologiques intéressantes à relever dans le cadre de cet essai sont la température et la pluviométrie journalière. En effet, les résultats de cet essai sont fortement liés à ces deux paramètres. Ils influencent la croissance des couverts végétaux, des adventices et la *minéralisation* du sol. Les précipitations ont également un impact particulier sur la lixiviation du nitrate.

Selon l'aperçu climatologique du Livre Blanc Céréales de Gembloux, l'automne 2021 a été globalement plus sec qu'une année moyenne. Un déficit de précipitations de 68 mm a été mesuré en Région limoneuse (Rosillon et al., 2022). Des données météorologiques ont également été récoltées grâce à la station météo présente sur le site de la ferme de Lauzelle. Une pluviométrie cumulée totale de 220 mm a été mesurée.

L'hiver 2022 dans son ensemble a été très doux, totalisant très peu de jours avec une température en dessous de 0 °C relevés et un minima à -3 °C. Globalement, l'hiver 2022 a été plus chaud qu'une année moyenne d'environ $+1{,}2$°C, et des précipitations légèrement excédentaires mais toujours dans la norme (Mievis, 2022a ; Rosillon et al., 2022). La station météorologique de Lauzelle a mesuré 266 mm de précipitations cumulées.

Le printemps 2022 est caractérisé par des températures anormalement élevées (en moyenne $+0{,}7$°C) avec des précipitations anormalement faibles (Mievis, 2022b) : avec 115 mm de précipitation cumulée mesurée par à Lauzelle, ce qui représente un déficit de 51 mm.

Des figures reprenant un récapitulatif de la saison 2021-2022 pour la température et pluviométrie, avec les écarts par rapport aux moyennes historiques du Livre Blanc et les relevés météorologiques de la Ferme de Lauzelle, sont disponibles en annexe 2.

6 Analyse statistique

Le traitement des données récoltées, au départ des mesures effectuées, et leur analyse statistique ont été réalisés *via* les logiciels Excel (Microsoft) et R (libre). Cette analyse a été rendue possible grâce à l'aide précieuse des professeurs Bernadette Govaerts et Xavier Draye, que ce soit à travers leurs cours, *LBIRA2110A* - Biométrie et *LBRAI2222* - Compléments de biométrie et plans expérimentaux (UCLouvain, faculté des Bioingénieurs) ou au détour de réunions complémentaires.

6.1 Plan en blocs aléatoires complets

Le plan d'expérience, visible à la Figure 20, est conçu pour que chaque traitement soit répété cinq fois.

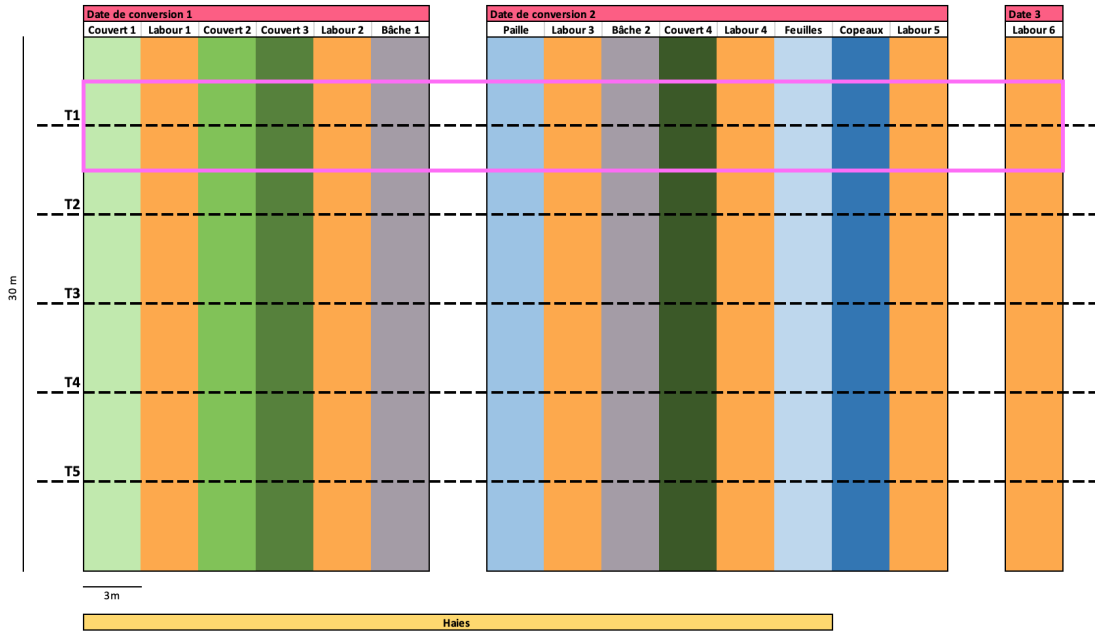


Figure 20 – Plan d'expérience avec la disposition des traitements. Le cadre rose représente le premier bloc du plan RCBD. Les couleurs de traitements représentent les différentes catégories. Vert : *Couverts végétaux*, Orange : *Labours*, Gris : *Bâches*, Bleu : *Occultation organique*. Les pointillés représentent les travées, chemins utilisés pour marcher à travers les parcelles dans le but d'y réaliser des mesures.

En effet, ce plan est constitué de cinq blocs. Chaque bloc complet (en rose sur la Figure 20) correspond à une répétition de chaque traitement et on y retrouve l'ensemble des quinze traitements. Ce type de plan est appelé plan en blocs aléatoires complets (*Randomized complete block design* (RCBD)). Il est préférable statistiquement d'assigner les traitements aux différentes unités expérimentales de manière aléatoire. Dans ce cas, la contrainte de l'utilisation de machines agricoles a rendu impossible la randomisation des unités. Les traitements ont donc été placés sur des bandes continues.

Cette répétition par bloc réduit la variance résiduelle comparé à un plan sans bloc. En effet, un plan sans bloc va aboutir à un modèle avec un certaine variance résiduelle. Cette variance résiduelle représente alors la variation (entre les données pratiques et les données qu'on aurait du avoir théoriquement) inexpliquée par le modèle. Le *blocking* va alors permettre d'expliquer une partie de cette variation inexpliqué puisqu'elle va se répéter entre les blocs. C'est la variance inter-bloc. Ce qui n'est ni expliqué par le modèle ni par les blocs, constitue la variance au sein d'un même bloc, c'est la variance intra-bloc, la "nouvelle" variance résiduelle. La variance résiduelle est donc plus faible, rendant notre modèle de meilleure qualité car plus précis.

6.2 Modèle linéaire mixte

Les données tirées d'un plan en RCBD s'analysent au départ d'un modèle mixte puisqu'il comporte deux types de facteurs : fixe et aléatoire. En effet, dans notre cas, le facteur "bloc" est considéré comme

aléatoire puisqu'il n'est qu'un échantillon pris aléatoirement dans l'ensemble du champ. Le facteur fixe est le facteur traitement (par exemple : *Couvert végétal 1* correspond à un traitement et *Labour 3* à un autre). En fonction de la mesure effectuée et de l'analyse souhaitée, un facteur fixe peut parfois être ajouté.

Sinon, généralement, le modèle statistique utilisé est le suivant :

$$y_{ij} = \mu + b_i + \alpha_j + e_{ij} \tag{13}$$

$$e_{ij} \sim iN(0, \sigma^2) \quad b_i \sim iN(0, \sigma_b^2) \quad i = 1,...,n \quad j = 1,...,t \quad N = n.t$$

Où :

y_{ij} : la réponse de la variable quantitative dans le bloc i ayant reçu le traitement j

μ : la moyenne générale de la population des échantillons

b_i : l'effet du bloc i, exprimé en différence de la moyenne générale

α_j : l'effet du traitement j, exprimé en différence de la moyenne générale

e_{ij} : la déviation (erreur résiduelle) entre la valeur observée y_{ij} et la valeur attendue

6.3 Vérification de l'homogénéité par le test d'uniformité

Avant de vérifier les hypothèses liées au modèle, pour chaque jeu de données, il faut d'abord s'assurer de l'homogénéité de la parcelle étudiée. Pour ce faire, comme on peut le voir dans la Figure 20, à côté de chaque traitement est réparti un traitement *Labour*, considéré comme le témoin. Ces derniers permettent de réaliser un test d'uniformité, confirmant (ou non) l'homogénéité de la parcelle (Williams et Luckett, 1988).

6.3.1 Plan carré latin

Concrètement, une analyse statistique est effectuée mais uniquement sur les données des *Labour*, formant alors un plan en carré latin (Latin square design). En comparaison avec le RCBD, le carré latin a comme particularité d'avoir les colonnes constituant également des blocs, comme les lignes. Ainsi, chaque ligne comprend des unités expérimentales de l'ensemble des colonnes et chaque colonne comprend des unités expérimentales de l'ensemble des lignes ; les lignes et colonnes sont donc en blocs croisés.

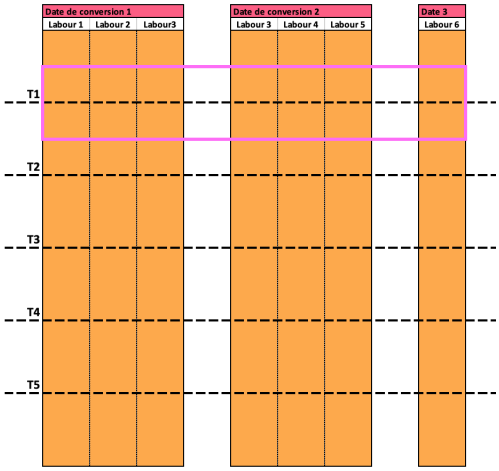


Figure 21 – Design en carré latin pour vérifier l'homogénéité du terrain. Le cadre rose représente le bloc-ligne 1 et chaque bande de labour constitue un bloc-colonne. Les pointillés représentent les travées, chemins utilisés pour marcher à travers les parcelles dans le but d'y réaliser des mesures.

6.3.2 Modèle linéaire

Pour le test d'uniformité, le modèle utilisé est un modèle linéaire classique avec uniquement deux facteurs fixes : les lignes et les colonnes. Ainsi, et vu qu'il n'y a qu'un seul traitement (*Labour*), l'analyse se fait à partir de l'équation suivante :

$$y_{ij} = \mu + r_i + c_j + e_{ij} \tag{14}$$

$$e_{ij} \sim iN(0, \sigma^2) \quad i,j,k = 1,...,t \quad N = t^2$$

Où :

y_{ij} : la réponse de la variable quantitative en ligne i et colonne j

μ : la moyenne générale de la population des échantillons

r_i : l'effet du bloc-ligne i, exprimé en différence de la moyenne générale

c_j : l'effet du bloc-colonne j, exprimé en différence de la moyenne générale

e_{ij} : la déviation (erreur résiduelle) entre la valeur observée y_{ij} et la valeur attendue

6.3.3 Le test d'uniformité

Un test d'uniformité a été réalisé sur le jeu de données de chaque mesure expérimentale. Ce test consiste en la réalisation d'une analyse de la variance (ANOVA) (cfr. section 6.5.1) sur les deux facteurs fixes (bloc-ligne et bloc-colonne). Si les p-valeurs des deux facteurs sont supérieures à $\alpha = 0.05$, alors la parcelle est considérée comme homogène pour la mesure expérimentale correspondante.

6.4 Vérification des hypothèses

Après avoir vérifié l'homogénéité de la parcelle et avant d'utiliser un modèle linéaire mixte, quelques hypothèses concernant les données doivent être vérifiées dans le but de pouvoir y opérer des analyses ANOVA :

1. **L'indépendance des échantillons** est assurée par le design du plan expérimental qui permet de considérer les observations indépendantes.
2. **La normalité des résidus** est validée graphiquement par la visualisation des résidus *via* la réalisation d'un QQ plot qui assure la distribution de l'échantillon comme suivant une loi normale.
3. **L'égalité des variances (homoscédasticité)** peut être vérifiée par le test de Levene mais est souvent considérée comme correcte pour des résultats classiques. Par contre pour certains types de résultats, il peut être utile d'utiliser une autre méthode. Cette exception est détaillée dans la section 6.6.

6.5 Tests réalisés

Une fois l'ensemble des conditions ci-dessus vérifiées et remplies, les tests suivants sont réalisés. Ces tests permettent d'établir si une différence significative existe entre les différents traitements.

6.5.1 Analyse de la variance (ANOVA)

L'ANOVA est réalisée sur un ou deux facteurs fixes, en fonction de ce qui est mesuré. Concrètement cela revient à décomposer la variance totale en deux parties : la variance due aux facteurs (variance entre traitements, expliquée par le modèle) et la variance résiduelle aléatoire (la variance au sein d'un traitement, non-expliquée par le modèle). L'objectif étant de vérifier si chaque facteur a un effet significatif sur la réponse Y. Pour cela, un test F teste l'égalité des moyennes des différents niveaux de chaque facteur au travers de deux hypothèses :

$$H_0 = \mu_1 = \mu_2 = ... = \mu_k = \mu$$
$$H_1 = \text{au moins une des} \, \mu_k \, \text{est} \neq \text{des autres}$$

Ainsi, si la p-valeur du test est inférieure à $\alpha = 0.05$ alors l'hypothèse H_0 est rejetée et donc le facteur a bien un effet significatif sur Y. C'est-à-dire qu'il ressort qu'au moins une des moyennes est différente des autres. Pour pouvoir en tirer des conclusion plus précises, des tests de contraste peuvent être appliqués à l'ensemble.

6.5.2 Tests de contraste

Les tests de contraste se basent sur une comparaison de moyennes deux à deux, dans le but de confirmer l'une des deux hypothèses suivantes :

$$H_0 = \text{les moyennes des deux niveaux du facteur testés sont égales}$$
$$H_1 = \text{les moyennes des deux niveaux du facteur ne sont pas égales}$$

De nouveau, si la p-valeur du test est inférieur à $\alpha = 0.05$ alors l'hypothèse H_0 est rejetée et donc les moyennes ne sont pas égales et sont donc considérées comme différentes.

Cette méthode permet d'examiner l'ensemble des moyennes pour, ensuite, regrouper les traitements avec le même effet autour d'une ou plusieurs lettres. Ainsi, les traitements possédant une lettre en commun sont considérés comme non-différents ; les autres étant différents.

6.6 Hétéroscédasticité pour les données de comptage et les scores

Certaines de nos mesures résultent de données de comptage (relevé des adventices et pourcentage de levée) et des scores (USDA et VESS). Ces données contiennent de l'hétéroscédasticité, ce qui veut dire que leurs variances sont différentes. Cette hétéroscédasticité est, dans cette situation, due au biais de comptage pour les données de comptage (plus les nombres sont élevés plus les variances ont tendance à être grandes) ou au biais de l'observateur pour les données scores. Ces résultats ne remplissent donc pas toutes les conditions pour être analysés à partir d'un modèle linéaire mixte. Un autre type de modèle a donc été utilisé.

Modèle linéaire généralisé à effets mixtes et test de Wald

Au vu de la sur-dispersion de ces données de comptage ou en scores, l'analyse se fait *via* un modèle binomial négatif au départ d'un modèle linéaire généralisé à effets mixtes. L'effet (ou non) des facteurs fixes est calculé *via* le test de Wald qui réalise un test F pour binomiales négatives (Marchand, 2020).

Résultats

Dans cette partie sont présentées les analyses descriptives et statistiques des données récoltées sur le terrain et en laboratoire. Ces résultats sont présentés un à un pour chaque mesure. Une synthèse des corrélations entre les variables expérimentées conclut ce chapitre Résultats.

Comme expliqué dans la section 6 du chapitre Matériel et méthodes, des tests sur l'hétérogénéité du terrain ont été réalisés *via* le test d'uniformité. Ainsi, pour chaque mesure, l'homogénéité du terrain a été vérifiée dans le sens des parcelles et des travées. Si l'homogénéité est confirmée, ces tests ne sont pas évoqués dans les résultats.

Pour chaque résultat, plusieurs outils de présentation sont utilisés :

— Représentation graphique des données et observation de leurs comportements.
— Vérification de la significativité de chaque facteur fixe du modèle avec le test adéquat.
— Présentation des moyennes et écart-types pour chaque traitement, associés avec le groupe dans un tableau.

Dans les graphiques et les tableaux, sont mis en avant les groupes formés à partir de contraste réalisés entre chaque traitement, représentés par une ou plusieurs lettres qui regroupe les traitements avec un effet similaire. Pour rappel, les traitements possédant une lettre en commun sont considérés comme non-différent ; les autres étant différents les uns des autres.

Afin de guider le lecteur, un petit lexique des termes utilisés pour décrire les résultats est repris dans le Tableau 6 et sous celui-ci.

Table 6 – Récapitulatif des noms du traitement/de la parcelle avec le type et la date de conversion correspondants.

Nom du traitement/ de la parcelle	Type de Conversion	Date de conversion
Couvert 1	Couvert 1	Date 1
Labour 1	Labour	Date 1
Couvert 2	Couvert 2	Date 1
Couvert 3	Couvert 3	Date 1
Labour 2	Labour	Date 1
Bâche 1	Bâche	Date 1
Paille	Occultation organique - Paille	Date 2
Labour 3	Labour	Date 2
Bâche 2	Bâche	Date 2
Couvert 4	Couvert 4	Date 2
Labour 4	Labour	Date 2
Feuilles	Occultation organique - Feuilles	Date 2
Copeaux	Occultation organique - Copeaux	Date 2
Labour 5	Labour	Date 2
Labour 6	Labour	Date 3

— Traitement = Combinaison de plusieurs niveaux des facteurs étudiés. Ici, il s'agit de la combinaison d'un type et d'une date de conversion de la prairie. Les noms des traitements sont toujours *en italique* dans le texte.
— Parcelle = Portion de terrain de même culture. Ici, une parcelle correspond à la zone de terrain de 3×30 m sur laquelle un traitement a été appliqué. Ainsi, les termes "traitement" et "parcelle" sont synonymes mais vont être employés préférentiellement en fonction du contexte.

Ce tableau sert aussi d'exemple puisque certains tableaux de groupes seront coupés en deux comme celui-ci. Si c'est le cas, cela veut dire que les calculs de contraste ont été réalisé sur l'ensemble du tableau et que les lettres peuvent être comparées entre elles. Le code couleur sera toujours le même pour différencier les dates de conversions. Un contre-exemple est le Tableau 7, qui a deux facteurs et donc deux tableaux différents

1 Mesures sur les Couverts végétaux

Pour rappel, les parcelles *Couverts végétaux 1*, *2* et *3* ont été labourées le 23 septembre 2021 et semées le 24 septembre 2021 sur la parcelle convertie en *Date de conversion 1* et le *Couvert végétal 4* a été semé le 15 novembre sur la parcelle convertie en *Date de conversion 2*.

1.1 Pourcentage de levée

Le pourcentage de levée exprime la faculté de germination des espèces selon les conditions dans lesquelles elles ont été semées. Ce pourcentage est calculé au départ d'un comptage du nombre de pousses, ce qui explique l'hétéroscédasticité présente dans les données.

La Figure 22 affiche clairement cette hétéroscédasticité au niveau des écart-types. D'ailleurs, certains écart-types dépassent les 100% de germination, du à un biais de comptage. On observe également que le *radis fourrager* n'a pas du tout germé. Sinon, la *phacélie* est l'espèce avec le plus faible taux de germination (environ 20%) suivie par l'*avoine blanche d'hiver* et la *moutarde* (plus de 50%). Le *seigle fourrager* du *Couvert végétal 4* est légèrement en dessous des deux autres *seigles*, qui ont un pourcentage germinatif semblable à l'*avoine brésilienne* (environ 80%). L'espèce avec le pourcentage le plus élevé est l'*avoine blanche* de printemps avec presque 100% de germination en moyenne.

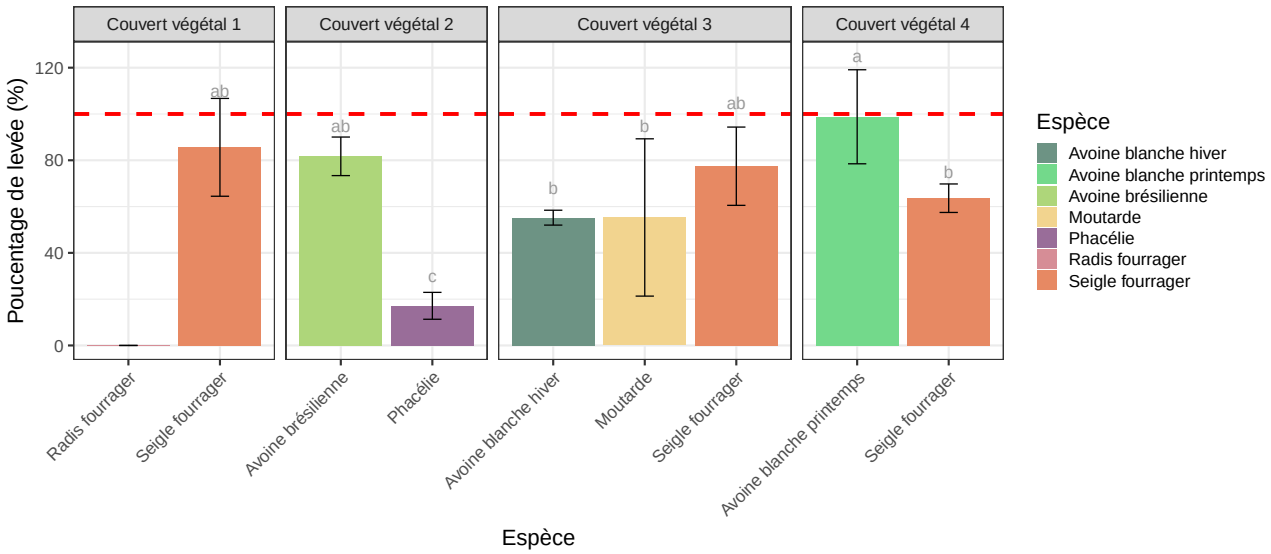


Figure 22 – Pourcentage de germination en fonction de l'espèce et du couvert. La ligne rouge en pointillée représente 100% de germination.

Le test de Wald sur le facteur fixe "Espèce" du modèle prouve qu'il est significatif (p-val $< 2{,}2 \times 10^{-16}$). Les tests de contraste confirment les observations faites à partir de la Figure 22.

On voit également dans le Tableau 7 qu'aucun groupe ne peut être formé en comparant les couverts végétaux. Ces moyennes ont été calculées en prenant en compte le ratio du nombre de grains par espèce par rapport à la totalité de grains du mélange. Le test de Wald sur le facteur fixe "Couvert végétal" confirme qu'il n'a pas d'effet significatif sur le modèle (pval $= 0{,}3616$).

Table 7 – Moyennes, écart-types et groupes formés à partir de contraste sur les facteurs fixes "Espèce" et "Couvert végétal" du pourcentage de levée.

Niveau de facteur	Moyenne	Écart-type	Groupe
Seigle fourrager CV1	85,592	21,130	AB
Avoine brésilienne CV2	81,708	8,330	AB
Phacélie CV2	17,127	5,809	C
Avoine blanche hiver CV3	54,992	2,926	B
Moutarde CV3	55,296	33,979	B
Seigle fourrager CV3	83,315	12,268	AB
Avoine blanche printemps CV4	98,793	20,312	A
Seigle fourrager CV4	63,615	6,156	B

Traitement	Moyenne	Écart-type	Groupe
Couvert végétal 1	76,177	18,806	A
Couvert végétal 2	70,729	6,582	A
Couvert végétal 3	68,552	10,751	A
Couvert végétal 4	80,148	11,081	A

1.2 Couverture foliaire

La couverture foliaire des couverts végétaux représente la proportion de surface recouverte par la partie aérienne de la végétation. L'évolution du taux de couverture à travers le temps, obtenue pour chaque méthode de mesure, a été modélisée à partir de ces données *via* l'Équation 15 de Demotes-Mainard et al. (2013) :

$$L_{(i,t)} = \frac{L_{max}}{1+e^{(4*\frac{V_{(i)}}{L_{max}}*(t_{0(i)}-t))}} \tag{15}$$

Où :

$L_{(i,t)}$: taux de couverture du sol prédit en fonction du temps et du couvert observé (%)

i : niveau du facteur "Couvert végétal"

t : nombre de jours après semis

L_{max} : taux de couverture maximal (100%)

$V(i)$: taux d'expansion au point d'inflexion (%/jours)

$t_{0(i)}$: nombre de jours après semis au point d'inflexion (jours)

Ainsi, ce sont les deux derniers paramètres qui ont été calculés et qui ont fait l'objet d'une analyse statistique. Pour rappel, le point d'inflexion correspond à une couverture du sol de 50%.

La Figure 23 affiche une similitude globale entre les deux méthodes utilisées, même si l'application Canopeo semble atténuer les contrastes entre les *Couverts végétaux* de la *Date de conversion 1*. Le *Couvert végétal 1* est celui qui s'est étendu le plus rapidement suivi par le *Couvert végétal 3* au début de son développement. En effet, en fin d'hiver ce dernier stagne alors que le *Couvert végétal 2* continue son expansion pour, au final, avoir un taux de couverture plus élevé que le *Couvert végétal 3*. Le *Couvert végétal 4*, semé peu avant l'hiver, a eu une

croissance lente les premiers mois mais qui s'est accélérée à la sortie de l'hiver pour n'atteindre cependant que les 30-35% de couverture, contrairement aux *Couverts végétaux* de la *Date de conversion 1* qui se rapprochent tous des 90%, voir qui les dépassent avec le *Couvert végétal 1* qui atteint 100% avec la méthode du cadre quadrillé.

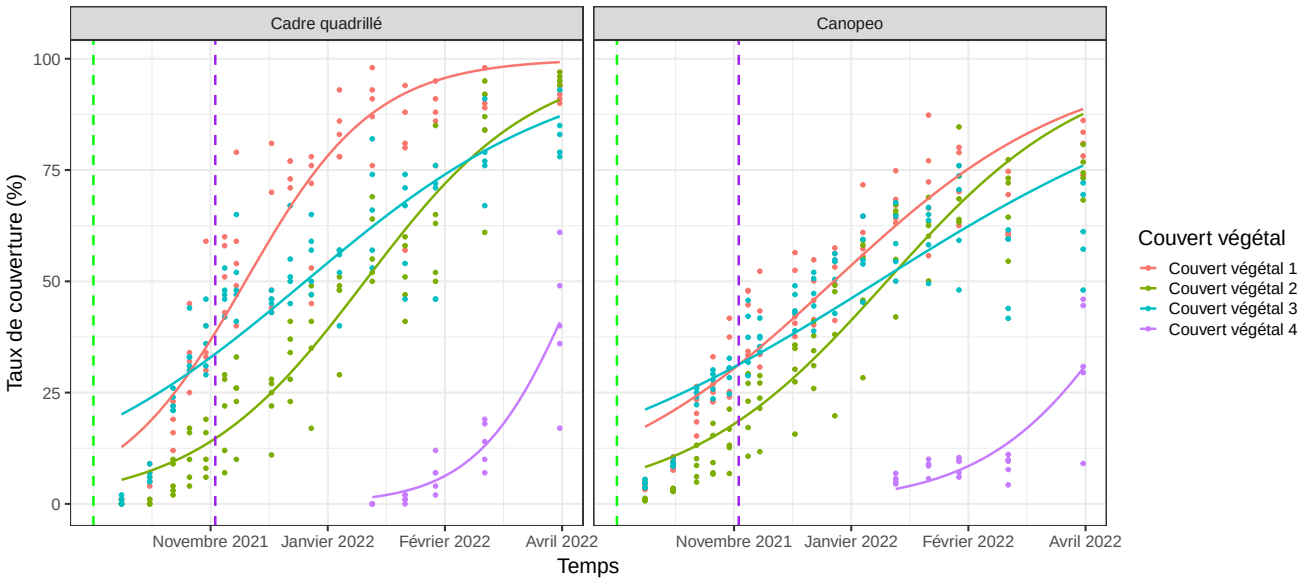


Figure 23 – Taux de couverture foliaire des Couverts végétaux en fonction de la date et de la méthode utilisée : le cadre quadrillé à gauche et l'application Canapeo à droite. Chaque point représente une observation de la couverture foliaire. Le trait discontinu vert indique la date de semis des *Couverts végétaux 1*, *2* et *3* et le trait discontinu mauve indique la date de semis du *Couvert végétal 4*.

Le test F sur le facteur fixe "Méthode de mesure" indique qu'il n'a d'effet ni sur $V(i)$ (p-val $= 0{,}05978$) ni sur $t_{0(i)}$ (p-val $= 0{,}072361$). Dans le cas du facteur fixe "Couvert végétal", le test F démontre qu'il a un effet significatif sur la variable $t_{0(i)}$ (p-val $= 0{,}007776$) mais pas sur $V(i)$ (p-val $= 0{,}06016$).

Le Tableau 8, permet la visualisation des groupes identiques en fonction de la méthode de mesure. En effet, pour la variable $V(i)$ tous les *Couverts végétaux* forment un seul groupe, ce qui n'est pas le cas pour $t_{0(i)}$ mais les groupes sont bien les mêmes d'une mesure à l'autre.

Table 8 – Moyennes, écart-types et groupes formés à partir de contraste sur le facteur fixe "Couvert végétal" du taux d'expansion au point d'inflexion (v) et du nombre de jours après semis au point d'inflexion (t).

Cadre				Canopeo			
Couvert végétal	Moyenne (v)	Écart-type	Groupe	Couvert végétal	Moyenne (v)	Écart-type	Groupe
Couvert végétal 1	0,91	0,067	A	Couvert végétal 1	0,485	0,03138	A
Couvert végétal 2	0,69	0,491	A	Couvert végétal 2	0,5831	0,03641	A
Couvert végétal 3	0,44	0,037	A	Couvert végétal 3	0,3298	0,02527	A
Couvert végétal 4	1,19	0,263	A	Couvert végétal 4	0,792	0,1877	A
Couvert végétal	Moyenne (t)	Écart-type	Groupe	Couvert végétal	Moyenne (t)	Écart-type	Groupe
Couvert végétal 1	64,88	1,93	C	Couvert végétal 1	92,6	2,69	C
Couvert végétal 2	115,85	2,71	AB	Couvert végétal 2	115,17	2,64	AB
Couvert végétal 3	90,5	3,27	B	Couvert végétal 3	111,63	3,94	B
Couvert végétal 4	154,83	5,08	A	Couvert végétal 4	173,01	10,81	A

1.3 Biomasse aérienne

Cette mesure consiste en la comparaison entre les *Couverts végétaux* de la *Date de conversion 1* de la biomasse sèche prélevée sur 1 m^2 à deux reprises : début hiver (14 décembre 2021) et fin hiver (3 mars 2022). La biomasse du *Couvert végétal 4* n'a pas été mesurée car elle était presque nulle au début de l'hiver et très minime à la fin de l'hiver.

Sur la Figure 24, on observe une différence notable pour la récolte de début d'hiver. Le *Couvert végétal 2* possède la biomasse la plus faible suivi du *Couvert végétal 3* ; la biomasse du *Couvert végétal 1* est la plus élevée. Pour la récolte de fin d'hiver, les biomasses des trois Couverts végétaux sont semblables.

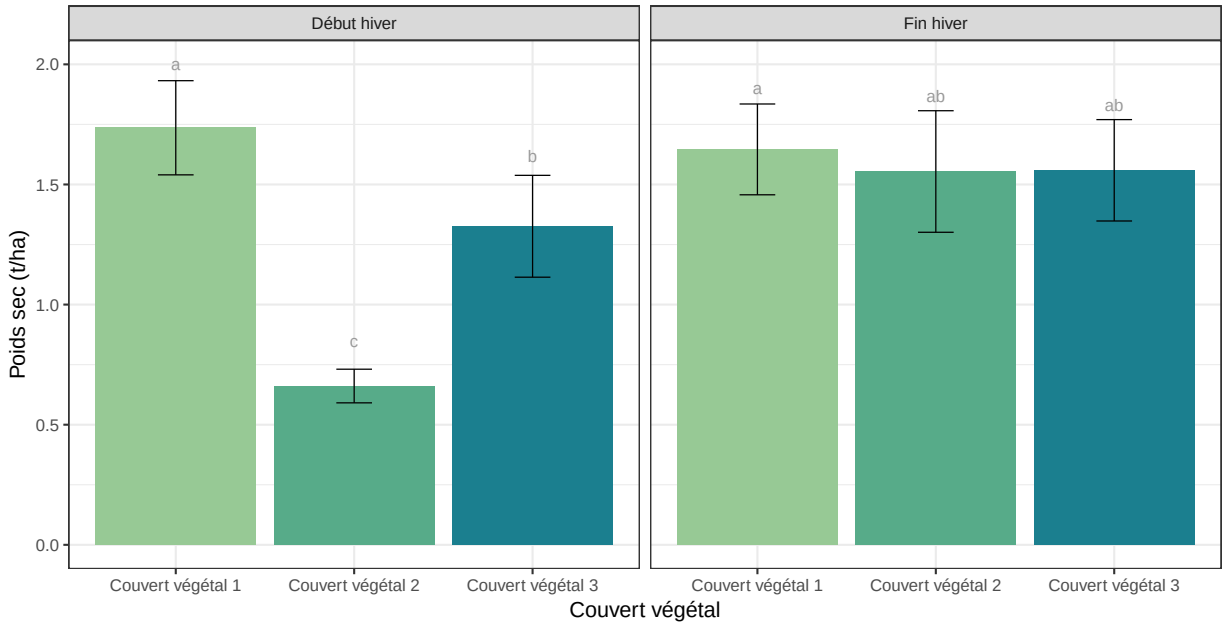


Figure 24 – Poids de biomasse sèche en tonne par hectare d'échantillons de biomasse récoltés sur 1 m^2 en fonction du type de couvert et de la date de récolte.

Le test F sur les facteurs fixes "Couvert végétal" (p-val $= 1{,}539 \times 10^{-6}$) et "Date de récolte" (p-val $= 1{,}079 \times 10^{-4}$) confirme que les deux facteurs fixes ont un effet significatif sur le modèle. L'interaction de ces deux facteurs a, elle aussi, un effet significatif (p-val $= 6{,}468 \times 10^{-5}$). Les groupes, formés à partir de contraste entre les Couverts végétaux et entre les deux dates de récolte, sont révélés dans le Tableau 9. Les deux dates de récolte du *Couvert végétal 1* forment un groupe avec la biomasse la plus élevée. Ce qui veut dire que sa biomasse n'a ni augmenté ni diminué pendant l'hiver, contrairement au *Couvert végétal 2* qui avait la biomasse la plus faible en début d'hiver et se retrouve à la fin de l'hiver avec une biomasse identique aux *Couverts végétaux 1* et *3* à la même période. La biomasse du *Couvert végétal 3* n'a que légèrement augmenté entre les deux dates de récolte. Ainsi, alors qu'au début de l'hiver, il y avait une différence marquée entre les trois *Couverts végétaux*, celle-ci n'est plus perceptible à la fin de l'hiver.

Table 9 – Moyennes, écart-types et groupes formés à partir de contraste sur le facteur fixe "Couverts végétaux" du poids sec en tonne par hectare d'échantillons de biomasse récoltés sur 1 m^2 au début et à la fin de l'hiver.

Date de récolte	Parcelle	Moyenne	Écart-type	Groupe
14.12.21	Couvert végétal 1	1,736	0,196	A
14.12.21	Couvert végétal 2	0,661	0,07	C
14.12.21	Couvert végétal 3	1,326	0,212	B
03.03.22	Couvert végétal 1	1,646	0,189	A
03.03.22	Couvert végétal 2	1,554	0,253	AB
03.03.22	Couvert végétal 3	1,559	0,211	AB

2 Dynamique carbone-azote

2.1 Prélèvements Azote Potentiellement Lessivable (APL)

Pour rappel, les prélèvements ont été réalisées à cinq dates différentes. Sur la Figure 25, on peut voir l'évolution de la présence d'azote potentiellement lessivable dans les trois horizons de 0 à 90 cm.

2.1.1 Analyses du total de N-NO_3^- dans les trois horizons

Analyse par date de conversion

Premièrement, en se concentrant sur le traitement *Prairie permanente* (non convertie), on remarque que la quantité de N-NO_3^- par hectare varie entre les trois dates de prélèvements (octobre, novembre et mi-mars) même si elle reste faible, avec respectivement environs 30, 11 et 2,5 kg. Ceci s'explique en partie par une différence dans le nombre de répétitions effectuées, avec respectivement 1, 3 et 5 répétitions. Graphiquement, la mesure de mi-mars, la plus précise, parait plus basse que celle de toutes les autres parcelles, toutes dates de prélèvements confondues.

Deuxièmement, l'évolution des parcelles de la *Date de conversion 1* est globalement homogène. Entre le premier prélèvement fin décembre et le deuxième mi-mars, les taux de N-NO_3^- diminuent tous similairement, excepté pour la *Bâche 1* dont le taux augmente. Ce dernier dépasse alors les 100 kg N-NO_3^-/ha à la mi-mars. Pour les résultats du dernier prélèvement, fin juin, la quantité de nitrate double ou triple par rapport au précédent. La quantité de N-NO_3^- pour la *Bâche 1* crève le plafond, atteignant en moyenne 376 kg/ha. Alors globalement semblable jusque-là, on mesure une différence entre les deux *Labours*. La quantité de N-NO_3^- est plus élevée pour *Labour 2* que pour le *Labour 1* avec respectivement en moyenne 175 et 265 kg/ha. Il est important de noter que ces quantités d'azote nitrique sont très élevées, après seulement quelques mois de conversion. Les *Couverts végétaux*, toujours inférieurs aux *Labours* pour les deux premiers prélèvements, sont similaires au *Labour 1*.

Troisièmement, pour le premier prélèvement de la *Date de conversion 2*, mi-mars, la différence entre les types de conversion est moins contrastée que pour la *Date de conversion 1* à la même période. La quantité de N-NO_3^- de la *Bâche 2* est plus élevée que pour toutes les autres parcelles. Les parcelles avec les taux les plus faibles sont le *Labour 5* et les *Copeaux*. Entre ces extrêmes, on retrouve le reste des parcelles avec des quantités

d'azote nitrique équivalentes. Lors du dernier prélèvement, fin juin, les taux de N-NO_3^- ont quadruplé pour la plupart des parcelles, excepté pour les *Copeaux* dont la quantité d'azote nitrique, nettement inférieure aux autres parcelles, n'a été multipliée que par 2,5 entre les deux prélèvements (mi-mars et fin juin) pour atteindre en moyenne 51 kg/ha. Les teneurs en nitrate sont les plus élevées pour la *Bâche 2* et le *Couvert végétal 4*.

Pour finir, le *Labour 6*, unique parcelle détruite en *Date de conversion 3* et uniquement prélevée fin juin, obtient des quantités d'azote nitrique semblables à celles des autres parcelles, sauf pour ce qui conerne les *Bâches*, le *Labour 2*, le *Couvert végétal 4* et les *Copeaux*. Pour rappel, le *Labour 6* est la seule parcelle pour laquelle la législation concernant la date de conversion de prairies permanentes a été respectée (cfr. section 8.2.1 du chapitre État de l'art). Malgré cela, la parcelle obtient en moyenne 155 kg N-NO_3^-/ha, égalant ainsi les quantités d'azote nitrique des conversions précédentes, en seulement deux mois.

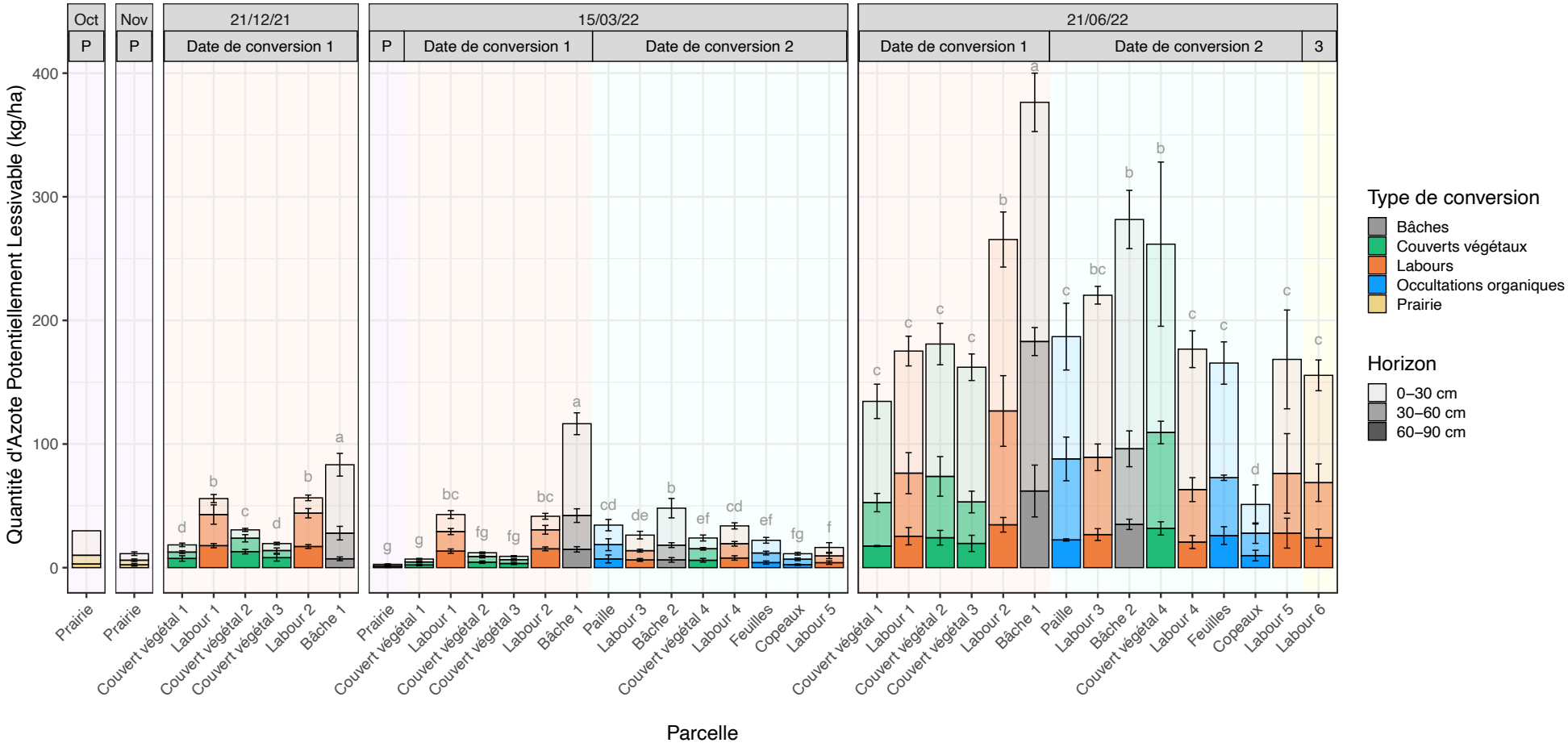


Figure 25 – Évolution dans le temps de la quantité de N-NO_3^- (kg/ha) dans les horizons 0-30, 30-60 et 60-90 cm en fonction du type et de la date de conversion. Pour rappel, la *Date de conversion 1* est le 23.09.21 pour les *Labours* et le 04.10.21 pour la *Bâche*. La *Date de conversion 2* est le 15.11.21 pour les *Labours*, le 30.11.21 pour les *Occultations organiques* et le 01.12.21 pour la *Bâche*. La *Date de conversion 3* est le 13.04.22. La prairie permanente est non convertie.

Analyse du prélèvement mi-mars

Pour le prélèvement de la mi-mars, la comparaison entre la *Date de conversion 1* et de la *Date de conversion 2*, permet de mettre en lumière que les *Labours* de la *Date de conversion 2* sont plus pauvres en N-NO_3^- que ceux de la *Date de conversion 1*. De même que la *Bâche 2* comparée avec la *Bâche 1*, qui n'en contient que la moitié.

Analyse du prélèvement fin juin

Pour le dernier prélèvement, les *Labours*, excepté le *Labour 2*, sont tous au même niveau, peu importe la date de conversion. Les *Couverts végétaux* sont aussi sur le même niveau, entre eux et avec la majorité des *Labours*, excepté le *Couvert végétal 4* avec une quantité d'azote nitrique qui se rapproche plus de celle de la *Bâche 2*. Pour les *Occultations organiques*, les parcelles *Feuilles* et *Paille* sont au même niveau que les *Labours* et les *Couverts végétaux*. La parcelle *Copeaux* a un taux de N-NO_3^- bien plus bas que les autres parcelles, toutes dates de conversion confondues. En effet, sa quantité d'azote nitrique est inférieure aux autres d'un facteur de plus de trois par rapport aux *Occultations organiques*, de plus de cinq pour la *Bâche 2*. Mais surtout, les *Copeaux* ont une teneur en N-NO_3^- trois fois inférieure à celle du *Labour 6* alors que, contrairement à ce dernier, il est hors délai et hors méthode au regard de la législation concernant les conversions de prairies permanentes.

Pour chacune des trois dernières dates de prélèvements, comme le montre le Tableau 10, les tests F sur le facteur fixe "Traitement" confirment qu'il a bien un effet significatif sur le modèle, et ce pour les trois dates de prélèvements.

Table 10 – P-valeurs pour le facteur fixe "Traitements" pour les trois dates de prélèvements.

Date de prélèvement	p-valeur
21.12.21	$2{,}182^{-11}$
15.03.22	$2{,}2^{-16}$
21.06.22	$1{,}5^{-8}$

Pour finir, des groupes ont été formés à partir de contraste entre chaque traitement. Les moyennes pour chaque traitement et leur écart-type ont aussi été ajoutés dans les tableaux ci-dessous. Le Tableau 11 pour le prélèvement fin décembre, le Tableau 12 pour le prélèvement mi-mars et le Tableau 13 pour le prélèvement fin juin.

Pour le prélèvement du 21 décembre 2021, le Tableau 11 confirme que la *Bâche* a le taux le plus élevé, suivi des deux *Labours* qui forment un groupe à deux. Ensuite le *Couvert végétal 2* a un taux plus élevé que les *Couverts végétaux 1* et *3* qui forment le groupe avec le moins d'azote nitrique.

Table 11 – Moyennes, écart-types et groupes formés à partir de contraste sur le facteur fixe "Traitements" du N-NO_3^- total de 0 à 90 cm de profondeur pour les prélèvements du 21.12.21.

Traitement	Moyenne	Écart-type	Groupes
Couvert végétal 1	18,393	2,940	D
Labour 1	55,853	11,903	B
Couvert végétal 2	30,547	5,036	C
Couvert végétal 3	19,455	4,271	D
Labour 2	56,443	7,423	B
Bâche 1	83,231	11,952	A

Les groupes du Tableau 12 pour les prélèvements du 15 mars 2022 confirment les différences entre traitements observées à la Figure 25. On retiendra donc surtout que les *Labours* de la *Date de conversion 2* contiennent moins d'azote nitrique que ceux de la *Date de conversion 1*. Le *Labour 5* est particulièrement bas. Les *Couverts végétaux* de la *Date de conversion 1* et la parcelle *Copeaux*, ainsi que la *Prairie*, ont les taux les plus bas de tous les traitements. Les deux *Bâches* sont les deux parcelles avec le plus d'azote nitrique, la *Bâche 2* possédant un taux similaire aux *Labours* de la *Date de conversion 1*. Pour les *Occultations organiques*, les résultats de la *Paille* s'apparentent à ceux des deux *Labours* de la *Date de conversion 2* et ceux des *Feuilles* sont plus bas comme le *Couvert végétal 4*. La parcelle *Copeaux* a le taux le plus bas des *Occultations organiques*.

Table 12 – Moyennes, écart-types et groupes formés à partir de contraste sur le facteur fixe "Traitements" du total de 0 à 90 cm de profondeur pour les prélèvements du 15.03.22.

Traitement	Moyenne	Écart-type	Groupe
Prairie permanente	2,675	0,946	G
Couvert végétal 1	6,933	0,819	G
Labour 1	42,942	6,214	BC
Couvert végétal 2	12,046	2,399	FG
Couvert végétal 3	9,139	1,850	FG
Labour 2	41,548	7,020	BC
Bâche 1	116,414	14,239	A
Paille	34,391	12,311	CD
Labour 3	26,307	4,527	DE
Bâche 2	48,104	10,418	B
Couvert végétal 4	23,966	3,086	EF
Labour 4	33,773	5,202	CD
Feuilles	22,112	3,644	FG
Copeaux	11,264	2,534	EF
Labour 5	16,305	2,534	F

Pour finir, le prélèvement du 21 juin 2022 est séparé en cinq groupes visibles dans le Tableau 13. La *Bâche 1* a un taux considérablement plus élevé d'azote nitrique que toutes les autres parcelles avec une moyenne de 376 kg N-NO_3^-/ha. Ensuite, le deuxième groupe, B, est formé des parcelles *Bâche 2*, *Couverts végétaux 4* et *Labour 2*. Le troisième groupe, se situant entre 150 et 200 kg N-NO_3^-/ha, contient les *Labours 1*, *4*, *5* et *6*, les *Feuilles* et la *Paille*, ainsi que les trois *Couverts végétaux* de la *Date de conversion 1*. Le *Labour 3* se situe dans le deuxième et le troisième groupe. Pour finir, la parcelle *Copeaux* forme le dernier groupe avec, pour rappel, seulement en moyenne 51 kg N-NO_3^-/ha, ce qui est significativement inférieur à tous les autres traitements.

Table 13 – Moyennes, écart-types et groupes formés à partir de contraste sur le facteur fixe "Traitements" du NO_3^- total de 0 à 90 cm de profondeur pour les prélèvements du 21.06.22.

Traitement	Moyenne	Écart-type	Groupe
Couvert végétal 1	134,505	21,302	C
Labour 1	175,196	15,313	C
Couvert végétal 2	180,893	36,750	C
Couvert végétal 3	162,119	22,531	C
Labour 2	265,424	44,866	B
Bâche 1	376,389	46,543	A
Paille	186,874	40,661	C
Labour 3	220,362	9,482	BC
Bâche 2	281,626	31,766	B
Couvert végétal 4	261,669	76,526	B
Labour 4	176,727	23,743	C
Feuilles	165,498	20,611	C
Copeaux	51,127	27,951	D
Labour 5	168,451	63,339	C
Labour 6	155,547	29,209	C

2.1.2 Comparaison des trois horizons

Il peut également être intéressant d'analyser la répartition de N-NO_3^- au sein des trois horizons. Pour le dernier prélèvement, se dégage une tendance générale avec au moins la moitié de l'azote nitrique se localisant dans l'horizon 0-30 cm. La répartition entre les deux autres couches est approximativement de $2/6$ pour 30-60 cm et $1/6$ pour 60-90 cm. Pour les deux autres dates de prélèvement, ces mêmes tendances ne sont pas toujours observées. En effet, par exemple pour les *Labours 1* et *2*, la quantité d'azote nitrique en surface est plus faible que celle que l'on trouve dans les couches les plus profondes en décembre et mi-mars. Également, lorsque le taux de N-NO_3^- est en deçà de 50 kg/ha, la répartition est équivalente entre les couches.

2.2 Matière organique et carbone

Pour rappel, comme expliqué dans la section 4.1.2 du chapitre Matériel et méthodes, les quantités de MO mesurées par la méthode de perte au feu permet d'obtenir, grâce à l'Équation 4, les teneurs en COS des différents traitements, visibles sur la Figure 26.

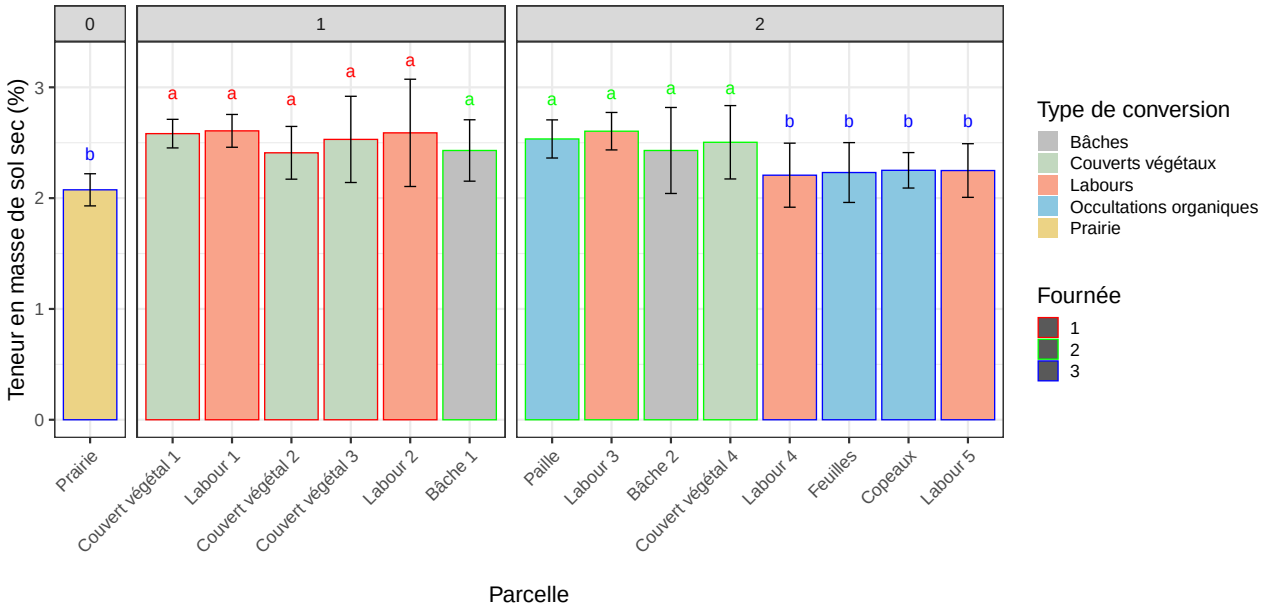


Figure 26 – Carbone total dans l'horizon 0-30 cm en fonction du type et de la date de conversion. Les groupes A et B sont causés par un biais expérimental et non l'effet du facteur fixe "Traitement".

Les teneurs en carbone organique du sol des parcelles *Labour 4*, *Feuilles*, *Copeaux*, *Labour 5* et *Prairie* sont plus faibles que pour le reste des traitements. Ce sont donc les quatre dernières parcelles de l'essai (spatialement) et la *Prairie* qui sont différentes du reste. Pour rappel, l'hétérogénéité du terrain est testée préalablement comme pour toutes les mesures. Pour la *Date de conversion 1*, le terrain est considéré comme homogène et pour la *Date de conversion 2*, l'effet de l'emplacement est aussi considéré comme non-significatif si on utilise un seuil de sécurité de $\alpha = 0{,}05$, même si la p-valeur de 0,06 en est proche. D'autres tests ont donc été réalisés pour déterminer la probabilité d'un biais expérimental.

Les groupes du Tableau 14 formés à partir de contraste confirment cette séparation. Un premier test F a été réalisé sur l'effet du facteur fixe "Traitement" et celui-ci est significatif avec une p-val de $0{,}0187$. Le second test F a été réalisé en remplaçant le facteur "Traitement" par un facteur "Fournée". En effet, les échantillons de sol ont été traités en trois fournées de 25 échantillons et les cinq traitements qui forment le groupe B forment une fournée complète. Ce test F démontre que le facteur fixe "Fournée" est significatif avec une p-val de $6{,}268 \times 10^{-6}$. Les calculs de contraste ont confirmé une différence pour la troisième fournée qui est plus basse que les deux autres. Malheureusement, le facteur "Traitement" se confond avec le traitement "Fournée" et il est donc difficile de conclure si un des deux ou les deux facteurs sont significatifs. Il a donc été décidé de traiter les résultats des 50 premiers échantillons indépendamment des 25 derniers, dans le but de mesurer l'effet "Traitement" sans l'influence de l'effet "Fournée". Pour les deux tests F, l'effet "Traitement" est non-significatif (p-val $= 0{,}953$ pour les 50 premiers et p-val $= 0{,}615$ pour les 25 derniers).

Table 14 – Moyennes, écart-types et groupes formés à partir de contraste entre traitements de la teneur en carbone total dans l'horizon 0-30 cm. Les couleurs correspondent aux différentes fournées. Les groupes A et B sont causés par un biais expérimental et non l'effet du facteur fixe "Traitement".

Traitement	Moyenne	Écart-type	Groupe
Prairie permanente	2,075	0,145	B
Couvert végétal 1	2,582	0,129	A
Labour 1	2,607	0,148	A
Couvert végétal 2	2,409	0,238	A
Couvert végétal 3	2,530	0,389	A
Labour 2	2,589	0,484	A
Bâche 1	2,430	0,277	A
Paille	2,534	0,172	A
Labour 3	2,604	0,169	A
Bâche 2	2,430	0,388	A
Couvert végétal 4	2,504	0,331	A
Labour 4	2,207	0,289	B
Feuilles	2,231	0,270	B
Copeaux	2,251	0,160	B
Labour 5	2,249	0,242	B

Table 15 – Moyennes, écart-types et groupes formés à partir de contraste entre fournées de la teneur en carbone total dans l'horizon 0-30 cm. Les couleurs correspondent aux différentes fournées.

Fournée	Moyenne	Écart-Type	Groupe
Fournée 1	2.543	0.292	A
Fournée 2	2.500	0.265	A
Fournée 3	2.203	0.219	B

Au vu du biais expérimental important et de l'absence de variabilité au sein des fournées, il a été décidé de ne pas inclure les résultats de la mesure de perte au feu dans les matrices de corrélation et ACP qui reprennent l'ensemble des résultats de cet essai dans la section 6. On peut toutefois déjà noter que les teneurs en COS (et donc en MO) sont équivalentes à celles d'autres études.

3 Biodiversité dans le sol

3.1 Décomposition de la matière organique par les micro-organismes

Les résultats bruts obtenus sont les poids des sachets de thé vert et Rooibos. Ces poids ont permis, grâce aux Équations 6, 7, 8, 9 et 10, de calculer le facteur de stabilisation de la litière S et le taux de décomposition k qui sont présentés ci-dessous.

3.1.1 Facteur de stabilisation S de la litière

La Figure 27, affiche une différence entre le type de conversion *Occultations organiques* qui a un facteur de stabilisation plus bas que les autres types de conversion. Le *Couvert végétal 4* se dégage aussi du reste avec un S plus élevé. Les groupes, exposés dans le Tableau 16, formés à partir de contraste, confirment ces différences.

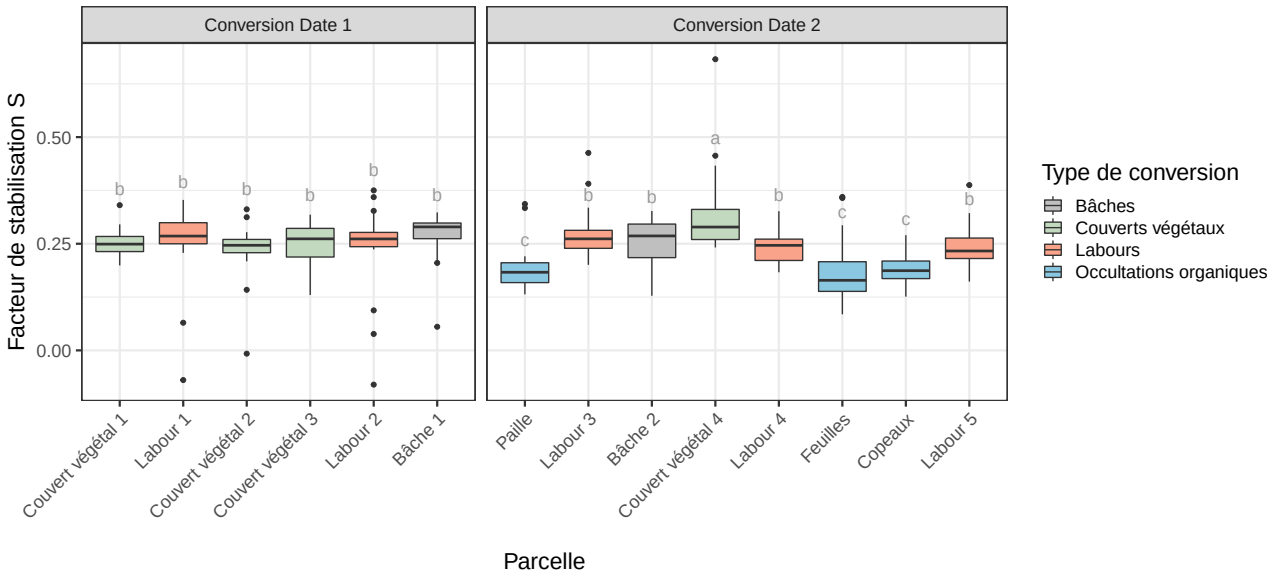


Figure 27 – Facteur de stabilisation S en fonction du traitement et de la date de conversion.

Le test F sur le facteur fixe "Traitement" indique qu'il a un effet significatif sur le modèle (p-val $= 2{,}95 \times 10^{-12}$).

Table 16 – Moyennes, écart-types et groupes formés à partir de contraste sur le facteur fixe "Traitement" du facteur de stabilisation S.

Traitement	Moyenne	Écart-type	Groupe
Couvert végétal 1	0,254	0,033	B
Labour 1	0,257	0,089	B
Couvert végétal 2	0,235	0,069	B
Couvert végétal 3	0,253	0,043	B
Labour 2	0,243	0,103	B
Bâche 1	0,269	0,056	B
Paille	0,191	0,051	C
Labour 3	0,273	0,059	B
Bâche 2	0,254	0,058	B
Couvert végétal 4	0,324	0,104	A
Labour 4	0,244	0,041	B
Feuilles	0,184	0,073	C
Copeaux	0,192	0,184	C
Labour 5	0,244	0,050	B

3.1.2 Taux de décomposition k de la matière organique

La Figure 28 révèle une certaine concordance au sein des types de conversion suivants : *Occultations organiques*, *Labours* et *Couverts végétaux*, le premier avec un S plus élevé que les deux derniers. Par contre, les traitements *Bâches* sont différents avec un taux de décomposition plus élevé pour la *Bâche 1* que pour la *Bâche 2*, se rapprochant plus des *Occultations organiques*.

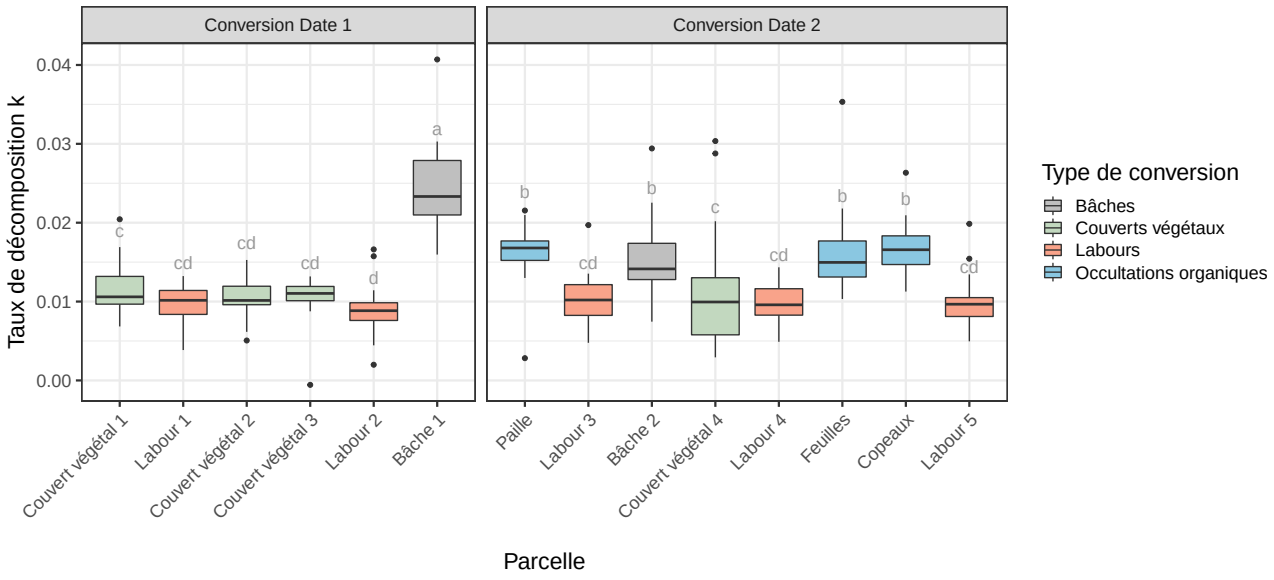


Figure 28 – Taux de décomposition k en fonction du traitement et de la date de conversion.

Le test F sur le facteur fixe "Traitement" indique un effet significatif sur le modèle (p-val $= 2{,}2 \times 10^{-16}$). Les groupes visibles dans le Tableau 17 confirment les observations tout en nuançant : les *Labours* et les *Couverts végétaux* ont des effets proches mais on ne peut pas les considérer comme à chaque fois identiques.

Table 17 – Moyennes, écart-types et groupes formés à partir de contraste sur le facteur fixe "Traitement" du taux de décomposition k.

Traitement	Moyenne	Écart-type	Groupe
Couvert végétal 1	0,012	0,003	C
Labour 1	0,010	0,003	CD
Couvert végétal 2	0,010	0,002	CD
Couvert végétal 3	0,010	0,003	CD
Labour 2	0,009	0,003	D
Bâche 1	0,025	0,006	A
Paille	0,016	0,004	B
Labour 3	0,010	0,003	CD
Bâche 2	0,016	0,004	B
Couvert végétal 4	0,011	0,007	C
Labour 4	0,010	0,003	CD
Feuilles	0,016	0,005	B
Copeaux	0,017	0,003	B
Labour 5	0,010	0,003	CD

3.2 Détermination de l'incorporation de la matière organique par les lombrics

3.2.1 Poids de la paille

Pour rappel, la paille a été pesée une première fois avant son installation dans les paniers et une deuxième fois après environ 115 jours. La différence entre ces deux poids a ensuite été calculée afin de déterminer

la quantité de paille qui a disparu des paniers. Cette dernière a, en théorie, été entièrement incorporée par les lombrics dans le sol pour être transformée en MO. Ce qui implique que plus la quantité perdue est élevée plus l'activité des lombrics sur la parcelle est considérée comme élevée. Sur la Figure 29, on peut observer que certaines parcelles ont une quantité perdue négative ce qui n'est pas possible. Comme expliqué dans la section 4.2.2 du chapitre Matériel et méthodes, ces résultats aberrants sont probablement dus à l'accumulation de terre sur les brins de paille et celle-ci, pesée avec la paille, a rendu le poids final plus élevé que le poids initial.

Grâce à la Figure 29 et au Tableau 18 on remarque premièrement qu'une majorité des noms de groupes se composent de deux lettres, ce qui veut dire que les différences entre ces groupes sont peu marquées.

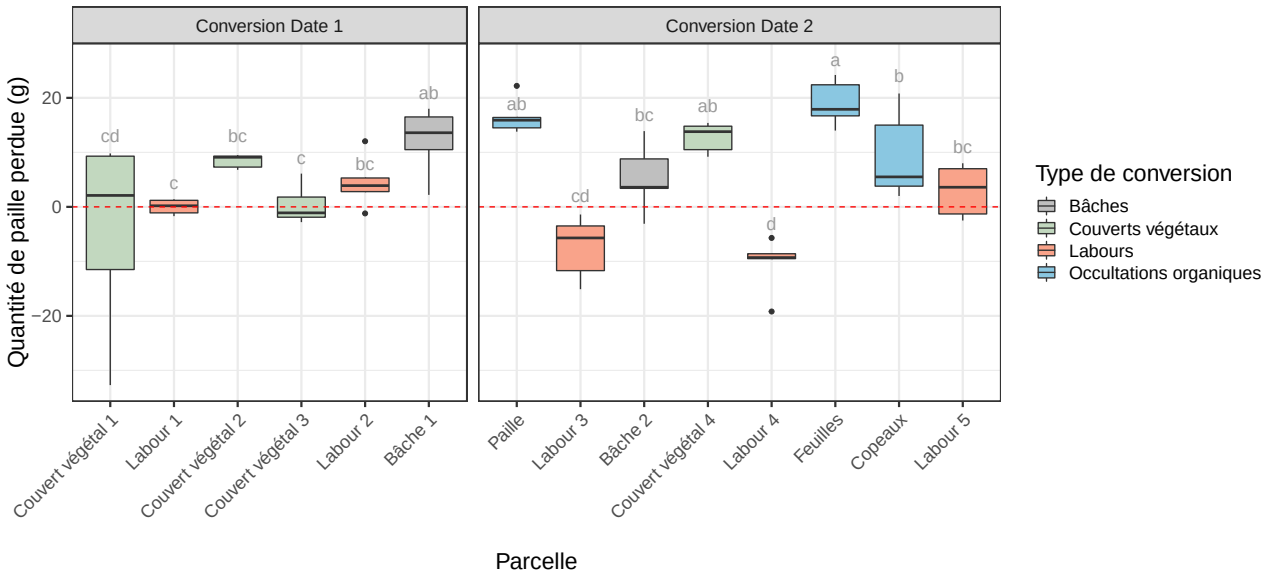


Figure 29 – Quantité de paille en fonction du type et de la date de conversion.

Le test F confirme que l'effet du facteur fixe "Traitement" est significatif avec une p-valeur de 2.044×10^{-9}.

Table 18 – Moyennes, écart-types et groupes formés à partir de contraste sur le facteur fixe "Traitement" de la quantité de paille perdue des paniers à lombrics.

Traitement	Moyenne	Écart-type	Groupe
Couvert végétal 1	-4,6	17,91	CD
Labour 1	0	1,373	C
Couvert végétal 2	8,4	1,253	BC
Couvert végétal 3	0,42	3,613	C
Labour 2	4,57	4,827	BC
Bâche 1	12,16	6,264	AB
Paille	16,56	3,322	AB
Labour 3	-7,48	5,741	CD
Bâche 2	5,32	6,389	BC
Couvert végétal 4	12,74	2,738	AB
Labour 4	-10,46	5,118	D
Feuilles	19,04	4,186	A
Copeaux	9,42	8,103	B
Labour 5	2,96	4,746	BC

Les groupes A, AB et B contiennent les traitements dans lesquels l'activité des lombrics a été la plus forte. On y retrouve les *Occultations organiques*, la *Bâche 1* et le *Couvert végétal 4*. Ensuite, les groupes BC et C, forment une catégorie intermédiaire, on y retrouve les *Labours 1, 2* et *5* ainsi que la *Bâche 2* et les *Couverts végétaux 2* et *3*. Pour finir, la dernière catégorie qui comprend les groupes CD et D qui ont

tous des valeurs négatives. On y retrouve le *Couvert végétal 1*, les *Labours 3* et *4*. Les traitements *Couvert végétal 1, Labour 3* et *Labour 4* ont une moyenne négative et sont donc considérés comme aberrants. Il est a noter également une importante variabilité au sein des variances. Par exemple, l'écart-type de la parcelle *Couvert végétal 1* est très grand comparé à celui du *Labour 4* qui est très petit.

3.2.2 Surface de paille

Pour rappel, la surface de paille est une estimation visuelle du pourcentage du panier recouvert par de la paille en fin d'expérience. Plus celle-ci est élevée, plus on estime que l'activité des lombrics en surface a été élevée.

Comme pour la quantité de paille, les différences entre les groupes visibles sur la Figure 30 et dans le Tableau 19 ne sont pas très contrastés. Les *Labours* ont tout de même tendance à avoir une surface plus importante que les autres et le *Couvert végétal 1* est celui avec la plus petite couverture.

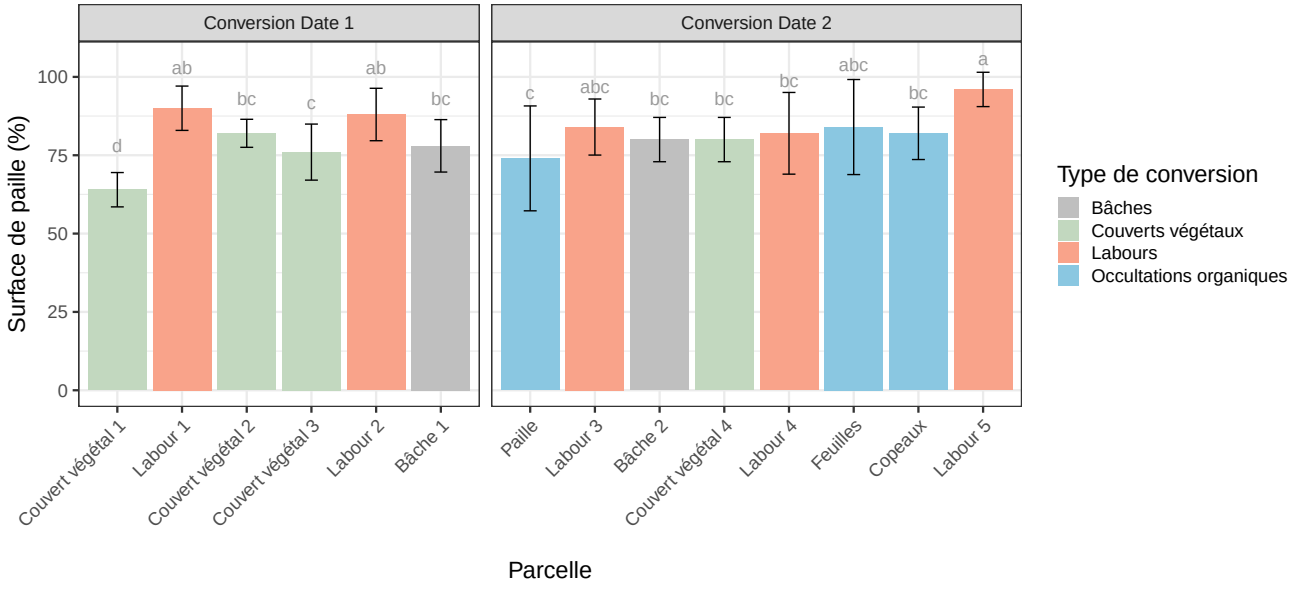


Figure 30 – Surface du panier à lombrics recouvert par de la paille en fin d'expérience en fonction du type et de la date de conversion.

Le test F conclut que l'effet du facteur fixe "Traitement" est significatif (p-val $= 0{,}001429$).

Table 19 – Moyennes, écart-types et groupes formés à partir de contraste sur le facteur fixe "Traitement" de la surface des paniers à lombrics recouverte par de la paille en fin d'expérience.

Traitement	Moyenne	Écart-type	Groupe
Couvert végétal 1	64	5,477	D
Labour 1	90	7,071	AB
Couvert végétal 2	82	4,472	BC
Couvert végétal 3	76	8,944	C
Labour 2	88	8,367	AB
Bâche 1	78	8,367	BC
Paille	74	16,733	C
Labour 3	84	8,944	ABC
Bâche 2	80	7,071	BC
Couvert végétal 4	80	7,071	BC
Labour 4	82	13,038	BC
Feuilles	84	15,166	ABC
Copeaux	82	8,367	BC
Labour 5	96	5,477	A

3.2.3 Nombre de cabanes

Le nombre de cabanes est un indicateur de l'activité des lombrics en surface du sol ; il se déduit visuellement à partir de photos, comme la surface de paille. Plus celui-ci est élevé, plus l'activité est considéré comme élevée. Sur la Figure 31 et grâce aux données du Tableau 20, des groupes peuvent être élaborés. Le groupe avec le nombre de cabanes le plus élevé reprend les traitement *Paille*, *Couvert végétal 4* et *Labour 4*. Ensuite, le deuxième le plus élevé sont tous les autres *Labours*, les *Bâches* et le *Couvert végétal 2*. Ensuite, les groupes B, BC et C avec le plus petit nombre de cabanes contiennent les *Couverts végétaux 1* et *3* ainsi que *Feuilles* et *Copeaux*.

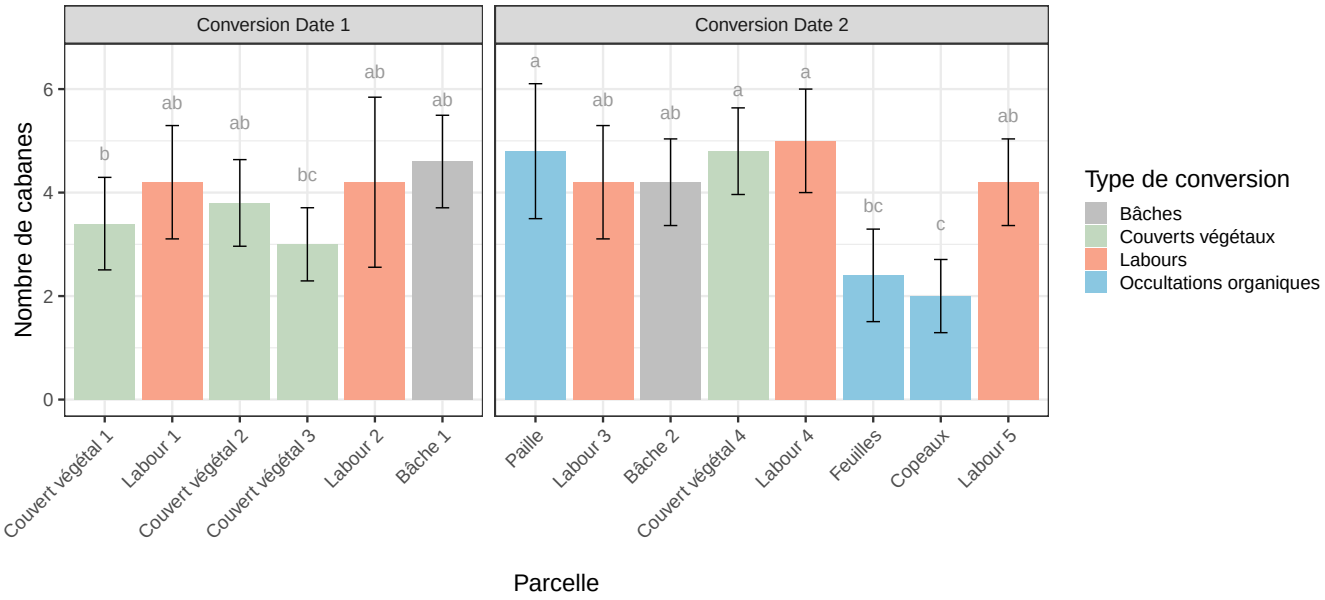


Figure 31 – Nombre de cabanes de lombrics à la fin de l'expérience en fonction du type et de la date de conversion.

Le test F confirme que l'effet du facteur fixe "Traitement" est significatif (p-val $= 9{,}701^{-5}$).

Table 20 – Moyennes, écart-types et groupes formés à partir de contraste sur le facteur fixe "Traitement" du nombre de cabanes à lombrics en fin d'expérience.

Traitement	Moyenne	Écart-type	Groupe
Couvert végétal 1	3,4	0,894	B
Labour 1	4,2	1,095	AB
Couvert végétal 2	3,8	0,837	AB
Couvert végétal 3	3,0	0,707	BC
Labour 2	4,2	1,643	AB
Bâche 1	4,6	0,894	AB
Paille	4,8	1,304	A
Labour 3	4,2	1,095	AB
Bâche 2	4,2	0,837	AB
Couvert végétal 4	4,8	0,837	A
Labour 4	5,0	1,000	A
Feuilles	2,4	0,894	BC
Copeaux	2,0	0,707	C
Labour 5	4,2	0,837	AB

Comme les résultats des trois différentes variables mesurées semblaient inconsistants, une matrice de corrélation a été réalisée. La Figure 58 de l'Annexe 5 démontre qu'il n'y a aucune corrélation significative entre les trois variables. Il a donc été décidé de ne pas inclure les résultats des paniers à lombrics dans les

matrices de corrélations et ACP qui regroupent tous les résultats. Cette décision sera davantage détaillée dans le chapitre Discussion (cfr. section 1.3.2)

4 Physique du sol

Pour rappel, les résultats des mesures sur la physique du sol sont l'aboutissement du travail de quatre étudiants du Master *Bioingénieur en sciences agronomiques* de la faculté des bioingénieurs à l'UCLouvain. Firmin Lépine, Balthazar Van Cottom, Alexis Fanchon et Noé Wuidart ont réalisé ces mesures dans le cadre du cours *Projet Disciplinaire*.

4.1 Mesure de la résistance à la pénétration

Pour mesurer la résistance à la pénétrométrie, deux méthodes ont été utilisées. Selon les conclusions des quatre étudiants en charge de ces mesures, les résultats du Penetrologger Eijkelkamp® sont de meilleure qualité et plus fiables. Il a donc été décidé de ne présenter que ces résultats et pas ceux du pénétromètre manuel.

Selon la Figure 32, les différences entre les traitements sont peu contrastées et les calculs de contraste confirment que tous les traitements sont dans le même groupe, comme on peut le voir dans le Tableau 21.

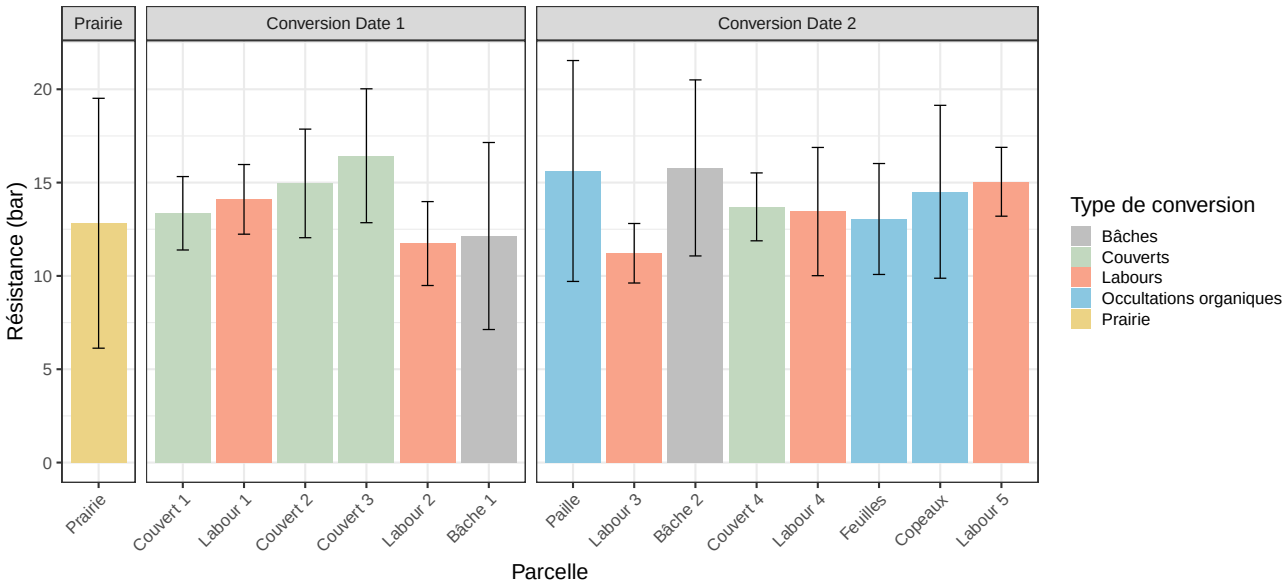


Figure 32 – Résistance à la pénétration en fonction du type et de la date de conversion.

Le test F confirme que le facteur fixe "Traitement" n'a pas d'effet significatif (p-val $= 0.5214$).

Table 21 – Moyennes, écart-types et groupes formés à partir de contraste sur le facteur fixe "Traitement" de la résistance à la pénétrométrie.

Traitement	Moyenne	Écart-type	Groupe
Prairie permanente	12,822	6,694	A
Couvert végétal 1	13,356	1,967	A
Labour 1	14,102	1,866	A
Couvert végétal 2	14,956	2,909	A
Couvert végétal 3	16,438	3,587	A
Labour 2	11,734	2,248	A
Bâche 1	12,138	5,010	A
Paille	15,622	5,918	A
Labour 3	11,214	1,594	A
Bâche 2	15,786	4,716	A
Couvert végétal 4	13,700	1,819	A
Labour 4	13,448	3,435	A
Feuilles	13,050	2,972	A
Copeaux	14,508	4,632	A
Labour 5	15,044	1,844	A

4.2 Mesure de la stabilité des agrégats du sol - USDA

La méthode USDA permet de déterminer la stabilité des agrégats du sol en les immergeant dans l'eau. Dix répétitions ont été réalisées sur chaque parcelle. Ces scores, même s'ils sont numériques, représentent des catégories, ils ont été traités comme des données catégorielles ordinales. Le type de représentation graphique de la Figure 33 a été choisi afin de représenter plus fidèlement ce type de données, en exposant la fréquence du score.

Trois groupes se forment. Celui avec le score le plus élevé et donc une plus grande stabilité de l'agrégat se compose des deux parcelles *Bâches* et de la parcelle *Paille*. Ensuite, le groupe intermédiaire regroupe les deux autres *Occultations organiques*, presque tous les *Couverts végétaux* et le *Labour 1*. Pour finir, les parcelles avec les agrégats les moins stables étaient les *Labours 2*, *3*, *4* et *5* et le *Couvert végétal 4*. Ces groupes sont visibles sur la Figure 33 et dans le Tableau 22 et ceux-ci sont confirmés par les calculs de contraste entre chaque traitement deux à deux.

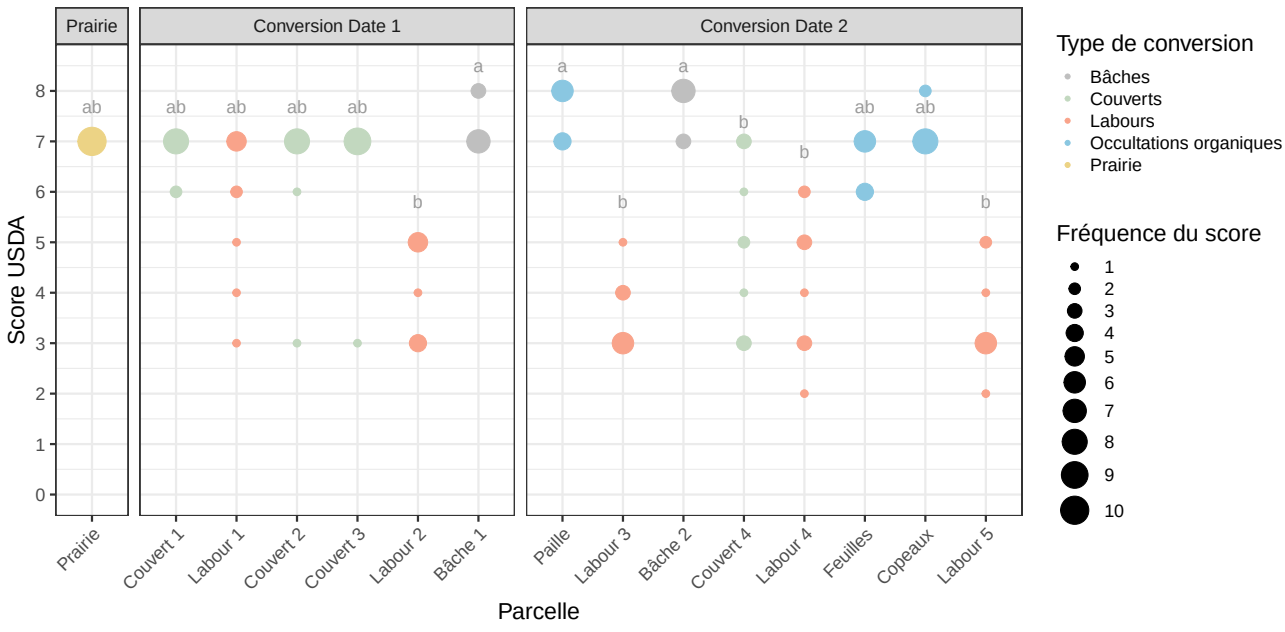


Figure 33 – Fréquence des score USDA en fonction du type et de la date de conversion.

Le test de Wald sur le facteur fixe "Traitement" du modèle démontre que celui-ci est significatif (p-val

$= 1{,}685 \times 10^{-6}$).

Table 22 – Moyennes, écart-types et groupes formés à partir de contraste sur le facteur fixe "Traitement" du score USDA.

Traitement	Moyenne	Écart-type	Groupe
Prairie permanente	7,00	0,00	AB
Couvert végétal 1	6,80	0,42	AB
Labour 1	5,90	1,45	AB
Couvert végétal 2	6,50	1,27	AB
Couvert végétal 3	6,60	1,27	AB
Labour 2	4,10	0,99	B
Bâche 1	7,30	0,48	A
Paille	7,60	0,52	A
Labour 3	3,50	0,71	B
Bâche 2	7,70	0,48	A
Couvert végétal 4	5,00	1,70	B
Labour 4	4,20	1,40	B
Feuilles	7,20	0,42	AB
Copeaux	6,60	0,52	AB
Labour 5	3,40	0,97	B

4.3 Mesure de la structure du sol - VESS

La méthode VESS permet d'évaluer la qualité structurale des 30 premiers centimètres du sol *via* une analyse visuelle de cet horizon. Ceci se réalise également sous forme de scores, ainsi le même type de graphe que pour le score USDA a été utilisé. Sur la Figure 34, on peut observer que les *Bâches* et les *Occultations organiques* sont sur le dessus du graphe et ont donc une structure plus compacte que les autres. Ensuite, on observe une tendance des *Labours* avec un score intermédiaire. Les parcelles avec les scores les plus bas et qui ont donc le sol le plus friable sont la *Prairie* et les *Couverts végétaux*.

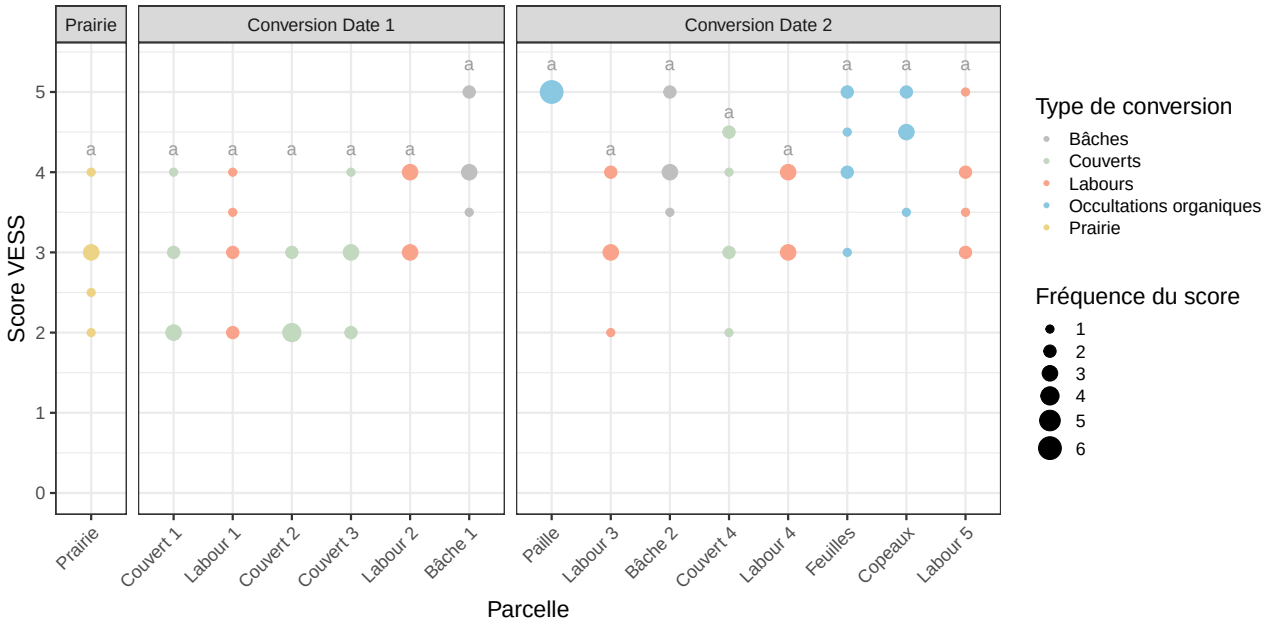


Figure 34 – Fréquence des scores VESS en fonction du type et de la date de conversion.

Par contre, le test de Wald ne permet pas de prouver que l'effet du facteur fixe "Traitement" est significatif (p-val $= 0{,}3614$). Ce qui veut dire qu'on ne peut pas confirmer que les résultats de score VESS diffèrent entre les traitements. Les calculs de contraste entre les traitements qui forment les groupes du Tableau 23 confirment qu'il n'y a pas de différence entre les traitements.

Table 23 – Moyennes, écart-types et groupes formés à partir de contraste sur le facteur fixe "Traitement" du score VESS.

Traitement	Moyenne	Écart-type	Groupe
Prairie permanente	2,917	0,665	A
Couvert végétal 1	2,667	0,816	A
Labour 1	2,917	0,801	A
Couvert végétal 2	2,333	0,516	A
Couvert végétal 3	2,833	0,753	A
Labour 2	3,500	0,548	A
Bâche 1	4,250	0,612	A
Paille	5,000	0,000	A
Labour 3	3,167	0,753	A
Bâche 2	4,250	0,612	A
Couvert végétal 4	3,500	1,000	A
Labour 4	3,500	0,548	A
Feuilles	4,500	0,548	A
Copeaux	4,250	0,758	A
Labour 5	3,750	0,758	A

4.4 Mesure de la capacité d'infiltration - Méthode d'Ariane Chabert

Pour rappel, la méthode d'Ariane Chabert permet de mesurer la vitesse d'infiltration d'un volume d'eau dans des conditions de saturation en eau du sol.

La Figure 35 représente les résultats d'infiltration d'eau dans le sol. Plus la vitesse d'écoulement est élevée plus la capacité d'infiltration est élevée. On observe une grande disparité des résultats sur la figure, notamment au niveau des variances. Pour rappel, trois répétitions ont été réalisées par parcelle. Par contre, en réalisant les calculs de contraste entre chaque traitement, il n'en ressort aucune différence, tous appartenant ainsi au même groupe.

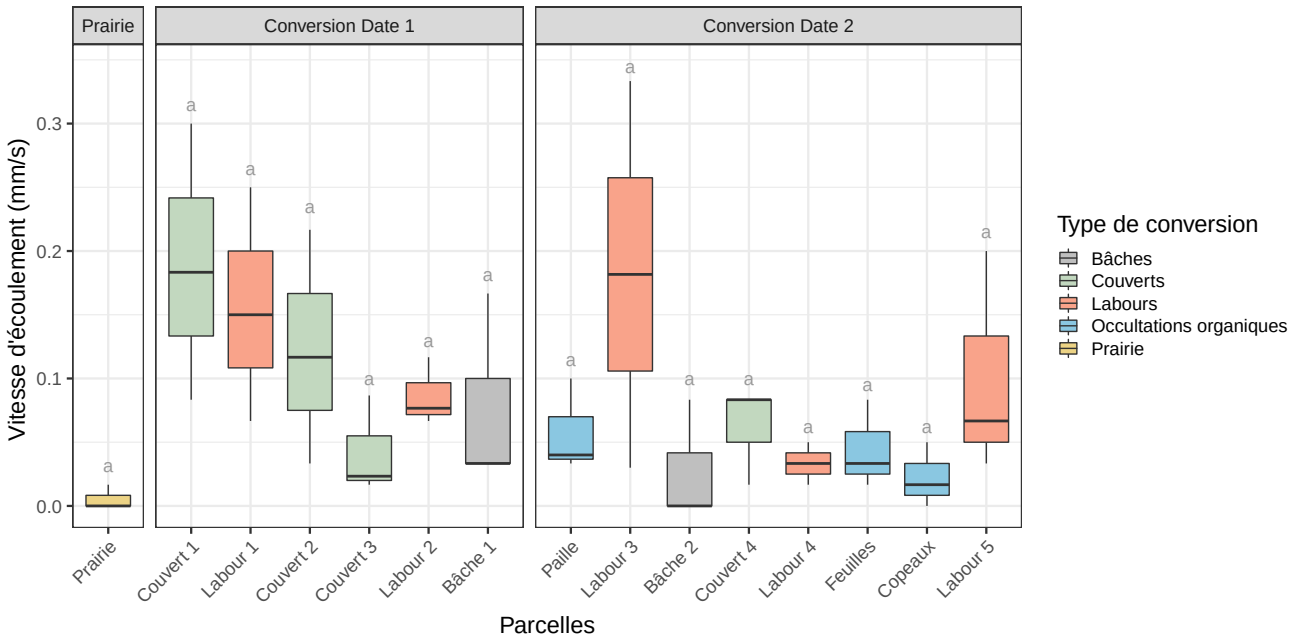


Figure 35 – Capacité d'infiltration d'eau en fonction du type et de la date de conversion.

Le test F confirme que le facteur fixe "Traitement" n'est pas significatif (p-val $= 0{,}08357$) en ce qui concerne la capacité d'infiltration d'eau dans le sol. Comme le témoigne également le Tableau 24.

Table 24 – Moyennes, écart-types et groupes formés à partir de contraste sur le facteur fixe "Traitement" de la capacité d'infiltration d'eau.

Traitement	Moyenne	Écart-type	Groupe
Prairie permanente	0,006	0,01	A
Couvert végétal 1	0,189	0,108	A
Labour 1	0,156	0,092	A
Couvert végétal 2	0,122	0,092	A
Couvert végétal 3	0,042	0,039	A
Labour 2	0,087	0,026	A
Bâche 1	0,078	0,077	A
Paille	0,058	0,037	A
Labour 3	0,182	0,214	A
Bâche 2	0,028	0,048	A
Couvert végétal 4	0,061	0,038	A
Labour 4	0,033	0,017	A
Feuilles	0,022	0,025	A
Copeaux	0,044	0,035	A
Labour 5	0,100	0,088	A

5 Relevé des adventices

5.1 Évolution - Comptage simple des adventices

La Figure 36 permet de mettre en évidence que, dans les parcelles de la *Date de conversion 1*, le nombre d'adventices montre une tendance toujours plus basse sur les parcelles *Couverts végétaux* que sur les parcelles *Labours*. Pour la *Date de conversion 2*, le nombre d'adventices est globalement plus faible et il est encore difficile d'observer une tendance. Il est également visible pour la *Date de conversion 1* que le nombre d'adventices a eu tendance à diminuer avec le temps. Pour plus de détails, sur les variances et les espèces d'adventices qui se sont développées, une figure par parcelle représentant le nombre d'individus pour chaque espèce par date d'observation est reprise en Annexe 4. Cependant, aucune tendance significative n'a pu être observée sur l'impact du type de conversion sur les espèces d'adventices.

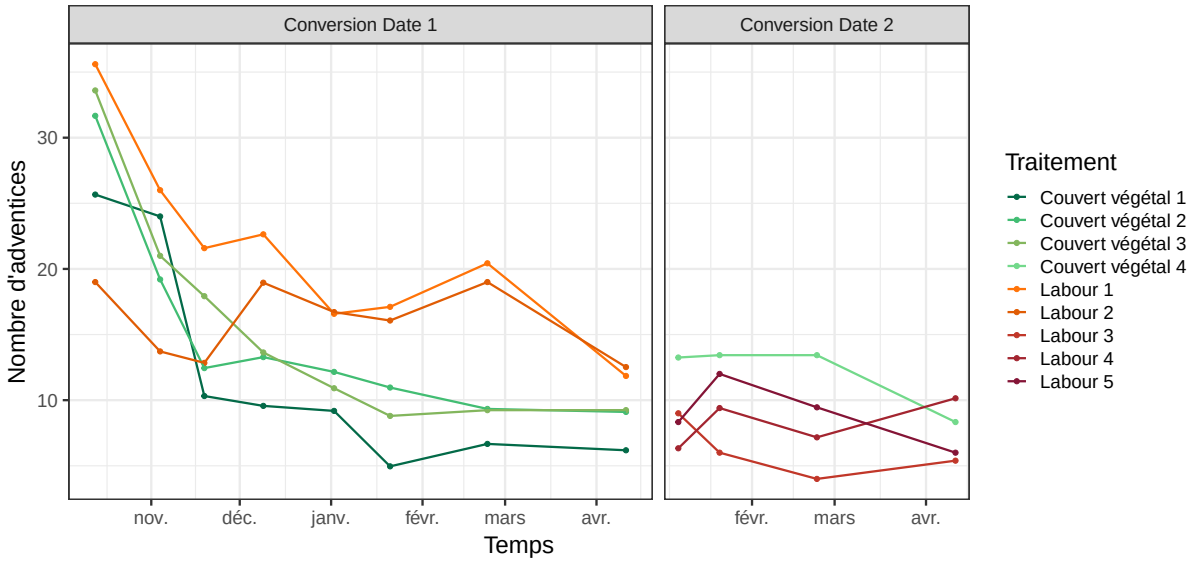


Figure 36 – Évolution du nombre des adventices en fonction du traitement et de la date de conversion.

5.2 Coefficient de compétitivité - Méthode CASIMIR

Pour cette mesure, le comptage des adventices, en prenant en compte l'espèce ainsi que le niveau de développement, a permis l'élaboration d'un coefficient de compétitivité. Celui-ci a été calculé pour chaque

espèce à partir de l'Équation 11 et des coefficients de compétitivité repris dans le Tableau 5 de la section 4.4 du chapitre Matériel et méthodes. Les indicateurs de compétitivité de chaque espèce ont pour finir été additionnés au sein de chaque travée afin d'obtenir un indicateur total par travée. Sur la Figure 37, et grâce aux groupes formés à partir de contraste également affichés dans le Tableau 25, on observe que les deux *Labours* de la *Date de conversion 1* ont les indicateurs de compétitivité les plus élevés. Suivie par les *Couverts végétaux* qui ont des effets proches des *Labours* de la *Date de conversion 2* qui ont eux-mêmes des effets proches des *Occultations organiques*. Les *Bâches* sont considérés comme détenant un indicateur à 0.

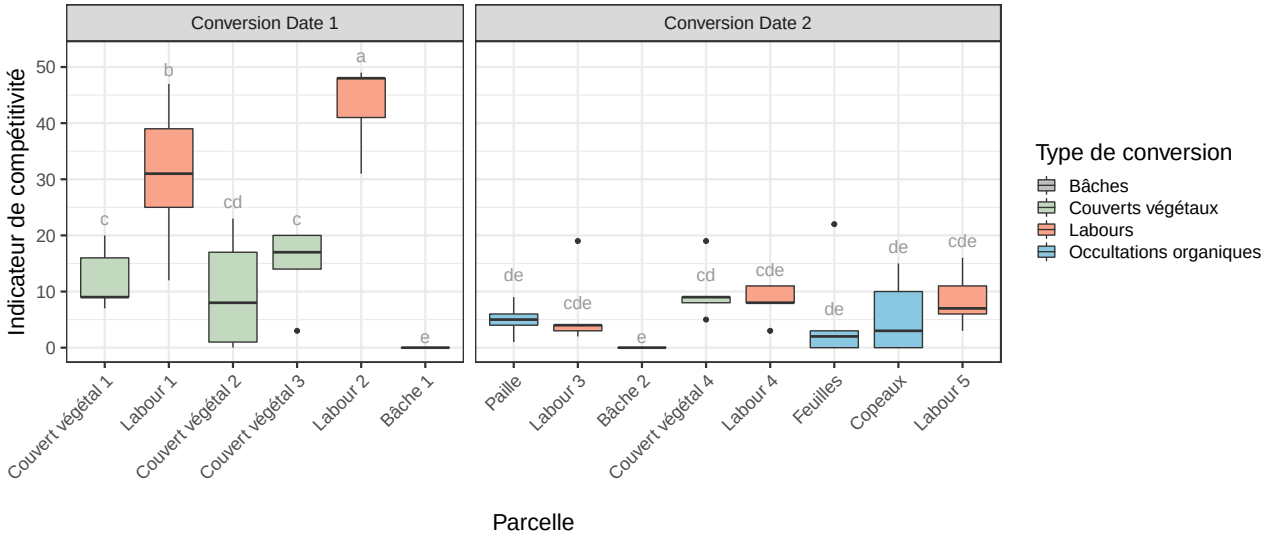


Figure 37 – Indicateur de compétitivité en fonction du type et de la date de conversion.

Le test F réalisé pour déterminer de l'effet du facteur fixe "Traitement" confirme que celui ci est significatif (p-val= $1{,}438 \times 10^{-13}$).

Table 25 – Moyennes, écart-types et groupes formés à partir de contraste sur le facteur fixe "Traitement" de l'indicateur de compétitivité.

Traitement	Moyenne	Écart-type	Groupe
Couvert végétal 1	12,2	5,541	C
Labour 1	30,8	13,387	B
Couvert végétal 2	9,8	10,035	CD
Couvert végétal 3	14,8	7,050	C
Labour 2	43,4	7,635	A
Bâche 1	0,0	0,000	E
Paille	5,0	2,915	DE
Labour 3	6,4	7,092	CDE
Bâche 2	0,0	0,000	E
Couvert végétal 4	10,0	5,292	CD
Labour 4	8,2	3,271	CDE
Feuilles	5,4	9,370	DE
Copeaux	5,6	6,656	DE
Labour 5	8,6	5,030	CDE

6 Relations entre variables

Dans les sections suivantes, des analyses en composantes principales (ACP) et des matrices de corrélations sont présentées. Celles-ci sont réalisées dans le but de mettre en avant les relations entre les variables analysées ainsi qu'entre les facteurs étudiés.

Pour rappel, la mesure de la teneur en carbone du sol a été victime d'un biais expérimental et toutes les

variables liées aux cages à lombrics ont été démontrées comme inconstantes. Pour ces raisons, ces variables ne sont jamais reprises dans ces analyses multivariées.

6.1 Relations entre variables sur l'ensemble des traitements

À partir de la compilation de l'ensemble des variables mesurées sur l'ensemble des traitements, une première analyse a été effectuée. En plus des variables citées ci-dessus qui ne sont jamais présentes dans ces analyses, les variables concernant uniquement les *Couverts végétaux* ont également été écartées. En effet, puisqu'elles sont liées à des mesures exclusivement réalisées sur les couverts, elles font l'objet d'une analyse dans la section suivante, consacrée aux *Couverts végétaux* de la *Date de conversion 1*.

La Figure 38 représente la première ACP (Analyse en Composantes Principales) effectuée. Dans celle-ci, les quatre premières composantes permettent d'expliquer 85,5% de la variance des données (voir Figure 59, Annexe 5). La première en explique 37,1%. Cette ACP permet notamment la mise en avant de la corrélation positive entre la stabilité des agrégats du sol, la structure du sol et le taux de décomposition k de la matière organique, elles-mêmes corrélées négativement avec le coefficient de compétitivité des adventices et la capacité d'infiltration dans le sol. Toutes ces variables sont assez représentatives de la première dimension. La deuxième étant représentée par la pénétrométrie et les APL relevés mi-mars et fin juin. Cette ACP représentée avec uniquement les variables en fonction de leur contribution aux composantes 1 et 2 dans le cercle de corrélation est visible à la Figure 60 de l'Annexe 5.

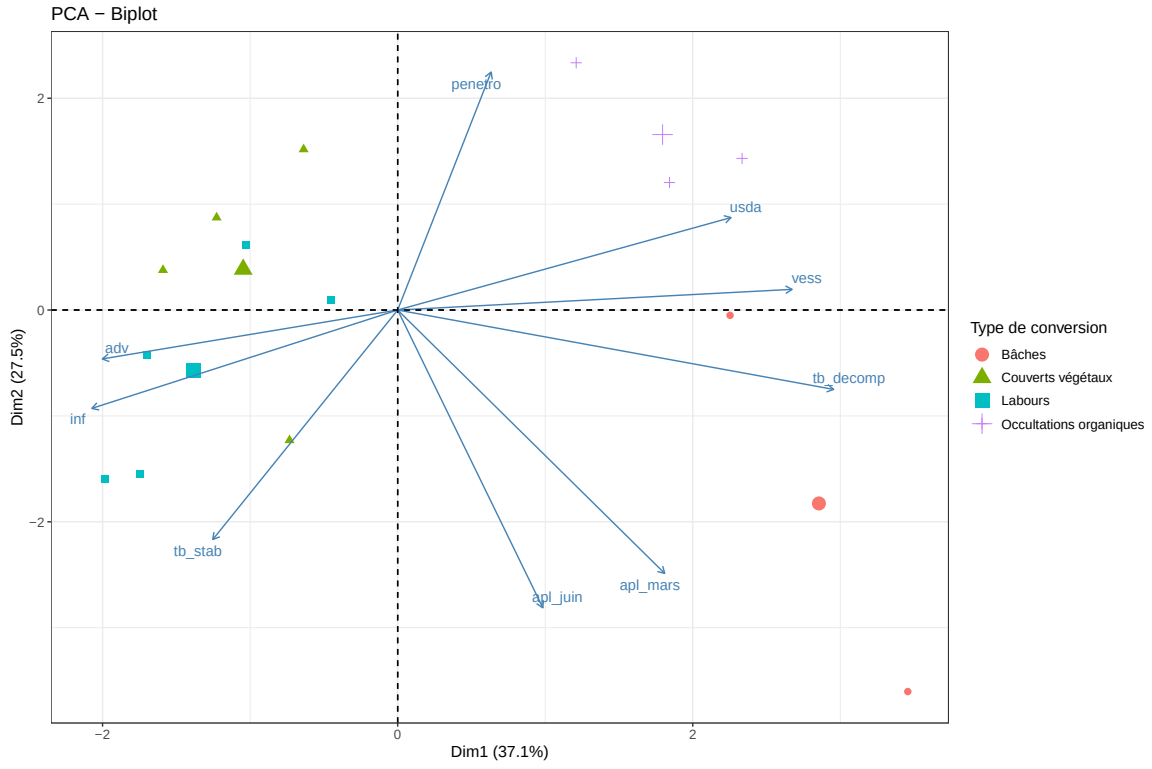


Figure 38 – Biplot des deux premières composantes de l'analyse en composantes principales pour l'ensemble des variables mesurées sur l'ensemble des traitements regroupés par type de conversion. Les grandes formes géométriques représentent la moyenne des traitements par type de conversion. adv = coefficient de compétitivité ; aplmars = teneur en azote nitrique lors du relevé mi-mars ; apljuin = teneur en azote nitrique lors du relevé fin juin ; inf = capacité d'infiltration du sol ; penetro = résistance à la pénétration ; tbstab = taux de stabilisation de la litière ; tbdecomp = taux de décomposition de la MO ; usda = stabilité des agrégats du sol ; vess = structure du sol.

De manière plus formelle et pour plus de clarté, voici les équations des axes :

$$\begin{aligned}\text{CP1} = &-0{,}336\text{adv} + 0{,}3038\text{aplmars} + 0{,}1651\text{apljuin} - 0{,}3479\text{inf} + 0{,}1063\text{penetro} \\ &- 0{,}2103\text{tbstab} + 0{,}496\text{tbdecomp} + 0{,}3792\text{usda} + 0{,}4487\text{vess}\end{aligned} \tag{16}$$

$$\begin{aligned}\text{CP2} = &-0{,}0901\text{adv} - 0{,}4851\text{aplmars} - 0{,}5486\text{apljuin} - 0{,}1812\text{inf} + 0{,}4384\text{penetro} \\ &- 0{,}4227\text{tbstab} - 0{,}1462\text{tbdecomp} + 0{,}1703\text{usda} + 0{,}038\text{vess}\end{aligned} \tag{17}$$

Il est très intéressant d'observer que les parcelles se retrouvent relativement regroupées par type de conversion sur la figure. Les quatre groupes sont aussi écartés dans des coins opposés de la figure ACP.

On peut premièrement y observer que les *Occultations organiques* se concentrent dans le coin supérieur droit. C'est-à-dire qu'elles ont globalement, par rapport aux autres types de conversion, des quantités d'azote nitrique plutôt faibles, mais aussi une bonne stabilité des agrégats et une structure du sol friable, ainsi qu'une faible capacité de l'environnement du sol à stabiliser la litière et un taux de composition de la MO élevé.

Deuxièmement, les *Bâches* se situent également plutôt à droite mais dans le coin inférieur. Cela signifie qu'elles vont avoir globalement les mêmes caractéristiques que les *Occultations organiques* si ce n'est que les *Bâches* ont tendance à avoir des quantités d'azote nitrique importantes et plutôt une bonne capacité de l'environnement du sol à stabiliser la litière.

Pour finir, les *Labours* et les *Couverts végétaux* se localisent essentiellement au milieu gauche, cela informe sur leur taux élevé de compétitivité des adventices et la capacité plus importante d'infiltration d'eau dans leur sol, par rapport aux autres types de conversion. Néanmoins, les *Labours*, plus bas que les *Couverts végétaux*, vont avoir tendance à produire des sols plus riches en nitrate.

La Figure 39 reprend les corrélations entre variables, deux à deux, sur l'ensemble des résultats. Elle confirme les corrélations négatives entre la structure du sol (VESS) et sa capacité d'infiltration, et entre le taux de décomposition de la MO et le nombre d'adventices rencontrées. Elle met aussi en lumière les corrélations positives entre les relevés APL mi-mars et fin juin, le taux de décomposition et les APL de mars, le taux de stabilisation de la litière et les APL de juin, le taux de décomposition et la stabilité des agrégats ainsi que la structure du sol.

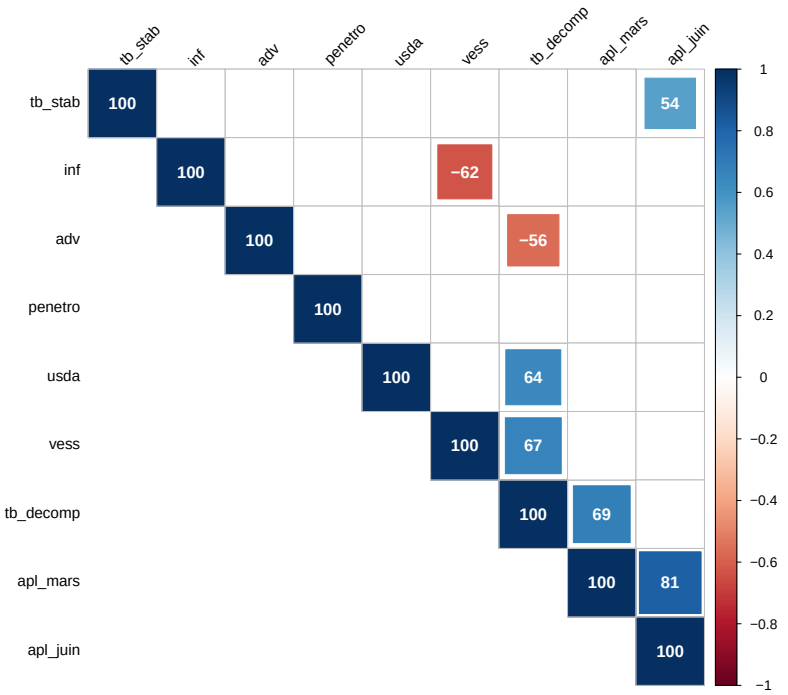


Figure 39 – Heatmap des variables de l'analyse multivariée sur l'ensemble des traitements. adv = coefficient de compétitivité ; aplmars = teneur en azote nitrique lors du relevé mi-mars ; apljuin = teneur en azote nitrique lors du relevé fin juin ; inf = capacité d'infiltration du sol ; penetro = résistance à la pénétration ; tbstab = taux de stabilisation de la litière ; tbdecomp = taux de décomposition de la MO ; usda = stabilité des agrégats du sol ; vess = structure du sol.

6.2 Relations entre variables sur les *Couverts végétaux* de la *Date de conversion1*

Cette deuxième analyse se base sur l'ensemble des variables mesurées sur les *Couverts végétaux* de la *Date de conversion 1*, dans le but de pouvoir comparer ces *Couverts végétaux* entre-eux et de confirmer les variables qui les affectent. Le *Couvert végétal 4*, semé lors de *Date de conversion 2*, est très différent, ainsi la comparaison avec les autres *Couverts végétaux* est donc plus aisée. De plus, la biomasse n'y a pas été mesurée. Pour ces deux raisons, il a été décidé de ne pas l'inclure dans ces analyses.

Ainsi, la Figure 40 indique que les deux premières composantes permettent d'expliquer 100% de la variance des données (voir Figure 61, Annexe 5). La première en explique 65,6%. Ces pourcentages élevés s'expliquent sûrement par le fait qu'il n'y a que trois individus relativement similaires dans cette analyse. On y distingue la corrélation positive entre le nombre de jours après semis au point d'inflexion ainsi que les relevées APL mi-mars et fin juin. Ces variables sont négativement corrélées avec la quantité de biomasse en début et en fin d'hiver, la stabilité des agrégats, le taux de décomposition de la MO et le taux de stabilisation de la litière. Toutes ces variables sus-nommées sont assez représentatives de la première dimension. La deuxième dimension est représentée par la capacité d'infiltration du sol et la vitesse de couverture du sol au point d'inflexion, qui sont négativement corrélées avec la structure du sol, le nombre d'adventices et la résistance du sol à la pénétrométrie. Cette ACP représentée avec uniquement les variables en fonction de leur contribution aux composante 1 et 2 dans le cercle de corrélation est visible à la Figure 62 de l'Annexe 5.

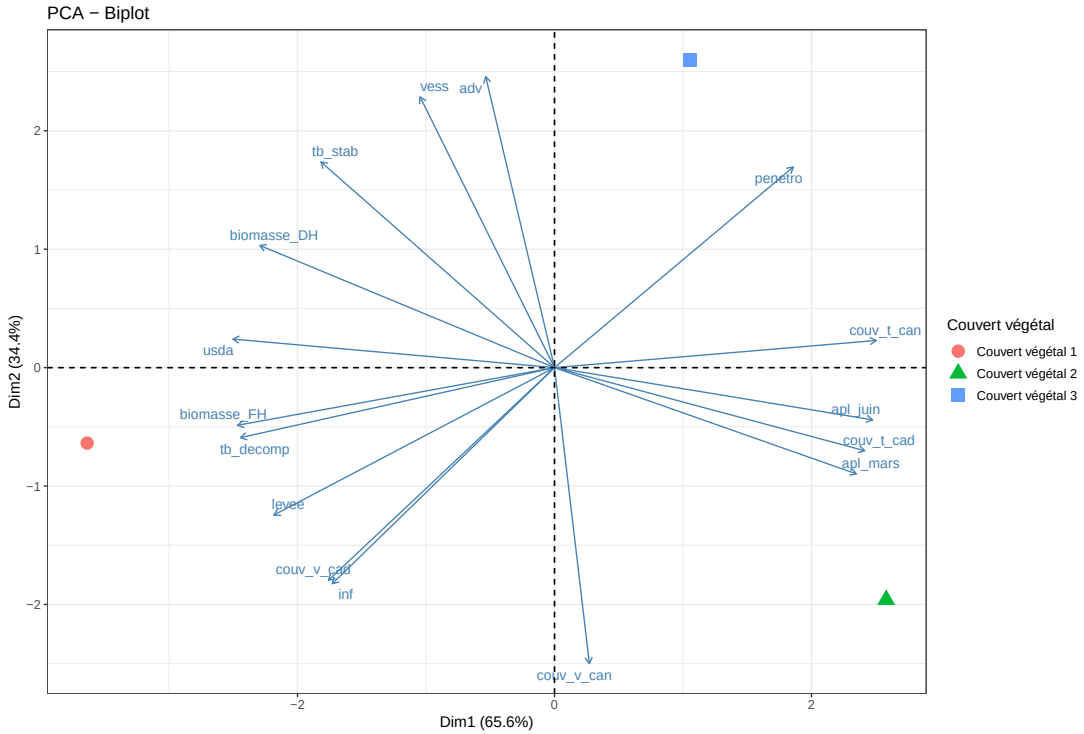


Figure 40 – Biplot des deux premières composantes de l'analyse en composantes principales pour l'ensemble des variables mesurées sur les *Couverts végétaux* de la *Date de conversion 1*. levee = pourcentage de levée ; biomasseDH = biomasse aérienne récoltée début hiver ; biomasseFH = biomasse aérienne récoltée fin hiver ; couvVcan = taux d'expansion au point d'inflexion avec Canopeo ; couvTcan = nombre de jours après semis au point d'inflexion avec Canopeo ; couvVcad = taux d'expansion au point d'inflexion avec le cadre quadrillé ; couvTcad = nombre de jours après semis au point d'inflexion avec le cadre quadrillé ; adv = coefficient de compétitivité ; aplmars = teneur en azote nitrique lors du relevé mi-mars ; apljuin = teneur en azote nitrique lors du relevé fin juin ; inf = capacité d'infiltration du sol ; penetro = résistance à la pénétration ; tbstab = taux de stabilisation de la litière ; tbdecomp = taux de décomposition de la MO ; usda = stabilité des agrégats du sol ; vess = structure du sol.

De manière plus formelle et pour plus de clarté, voici les équations des axes :

$$\begin{aligned} \text{CP1} = &-0{,}268\text{levee} - 0{,}2814\text{biomasseDH} - 0{,}3027\text{biomasseFH} + 0{,}0333\text{couvVcan} + 0{,}3073\text{couvTcan} \\ &-0{,}216\text{couvVcad} + 0{,}2963\text{couvTcad} - 0{,}0657\text{adv} + 0{,}2883\text{aplmars} + 0{,}3038\text{apljuin} \\ &-0{,}2123\text{inf} + 0{,}228\text{penetro} - 0{,}2231\text{tbstab} - 0{,}3\text{tbdecomp} - 0{,}3072\text{usda} + 0{,}1284\text{vess} \end{aligned} \tag{18}$$

$$\begin{aligned} \text{CP2} = &-0{,}2113\text{levee} + 0{,}1749\text{biomasseDH} - 0{,}0826\text{biomasseFH} - 0{,}424\text{couvVcan} + 0{,}0389\text{couvTcan} \\ &-0{,}3047\text{couvVcad} - 0{,}1191\text{couvTcad} + 0{,}4167\text{adv} - 0{,}1522\text{aplmars} - 0{,}0749\text{apljuin} \\ &-0{,}3095\text{inf} + 0{,}2873\text{penetro} + 0{,}2947\text{tbstab} - 0{,}1004\text{tbdecomp} + 0{,}0408\text{usda} + 0{,}3878\text{vess} \end{aligned} \tag{19}$$

Toujours sur cette figure, il est possible d'observer que le *Couvert végétal 1*, se situant au milieu à gauche, est celui avec les quantités de nitrate les plus faibles, la biomasse la plus élevée en fin d'hiver, le plus haut pourcentage de levée, le taux de décomposition de la MO le plus élevé ainsi que la couverture du sol qui s'est la plus rapidement étendue, par rapport aux autres *Couverts végétaux*.

Le *Couvert végétal 2*, se situant dans le coin inférieur droit, est tout le contraire du *Couvert végétal 1*. De plus, il a un taux de stabilisation relativement faible ainsi qu'une bonne structure du sol. Cependant on y mesure un coefficient de compétitivité légèrement plus faible que pour les autres *Couverts végétaux*.

Le *Couvert végétal 3*, se situant plus haut que les autres, a surtout une vitesse de couverture du sol au point d'inflexion élevée ainsi qu'une haute résistance à la pénétrométrie et un faible pourcentage de levée comparé aux autres *Couverts végétaux*.

La Figure 41 représentant les corrélations entre les *Couverts végétaux* de la *Date de conversion 1* confirme les différentes corrélations explicitées juste au dessus. On y retrouve certaines corrélations positives présentes dans la matrice de corrélation sur l'ensemble des traitements (Figure 39) comme entre les relevés APL et entre la stabilité des agrégats et le taux de décomposition de la MO. Certaines corrélations positives sont devenues négatives comme celle entre le taux de décomposition de la MO et les APL mi-mars, ainsi qu'entre le taux de stabilisation de la litière et les APL mi-mars.

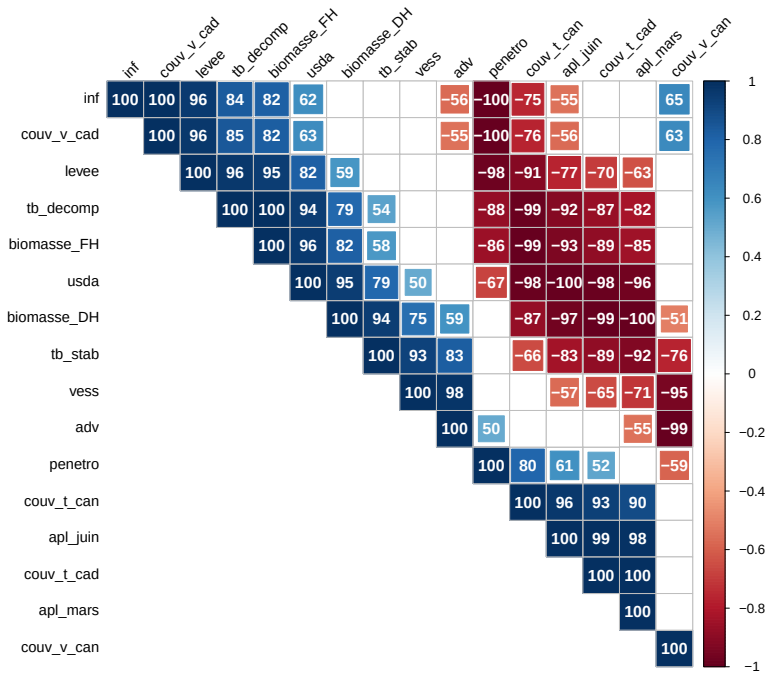


Figure 41 – Heatmap des variables de l'analyse multivariée sur les *Couverts végétaux* de la *Date de conversion 1*. levee = pourcentage de levée ; biomasseDH = biomasse aérienne récoltée début hiver ; biomasseFH = biomasse aérienne récoltée fin hiver ; couvVcan = taux d'expansion au point d'inflexion avec Canopeo ; couvTcan = nombre de jours après semis au point d'inflexion avec Canopeo ; couvVcad = taux d'expansion au point d'inflexion avec le cadre quadrillé ; couvTcad = nombre de jours après semis au point d'inflexion avec le cadre quadrillé ; adv = coefficient de compétitivité ; aplmars = teneur en azote nitrique lors du relevé mi-mars ; apljuin = teneur en azote nitrique lors du relevé fin juin ; inf = capacité d'infiltration du sol ; penetro = résistance à la pénétration ; tbstab = taux de stabilisation de la litière ; tbdecomp = taux de décomposition de la MO ; usda = stabilité des agrégats du sol ; vess = structure du sol.

6.3 Relations entre variables sur les *Occultations organiques*

Cette troisième et dernière analyse s'établit sur l'ensemble des variables mesurées sur les *Occultations organiques* dans le même but que pour les *Couvert végétaux* de la *Date de conversion 1*.

La Figure 42 représente l'ACP sur les *Occultations organiques*. Cette dernière spécifie que 100% de la variance des données est expliqué par les deux premières composantes, la première en expliquant 65,5% (voir Figure 63, Annexe 5). Ces pourcentages élevés s'expliquent sûrement par le fait qu'il n'y a que trois individus relativement similaires dans cette analyse. On y voit la corrélation positive entre la structure du sol, les relevées

APL mi-mars et juin et la stabilité des agrégats. Ces variables étant négativement corrélées avec le taux de décomposition de la MO et le coefficient de compétitivité relatif aux adventices. Les variables sus-nommées représentent assez bien la première dimension. Le taux de stabilité de la litière corrélé positivement avec la capacité d'infiltration du sol et la pénétrométrie, représentent ensemble la deuxième dimension. Cette ACP représentée avec uniquement les variables en fonction de leur contribution aux composantes 1 et 2 dans le cercle de corrélation est visible à la Figure 64 de l'Annexe 5.

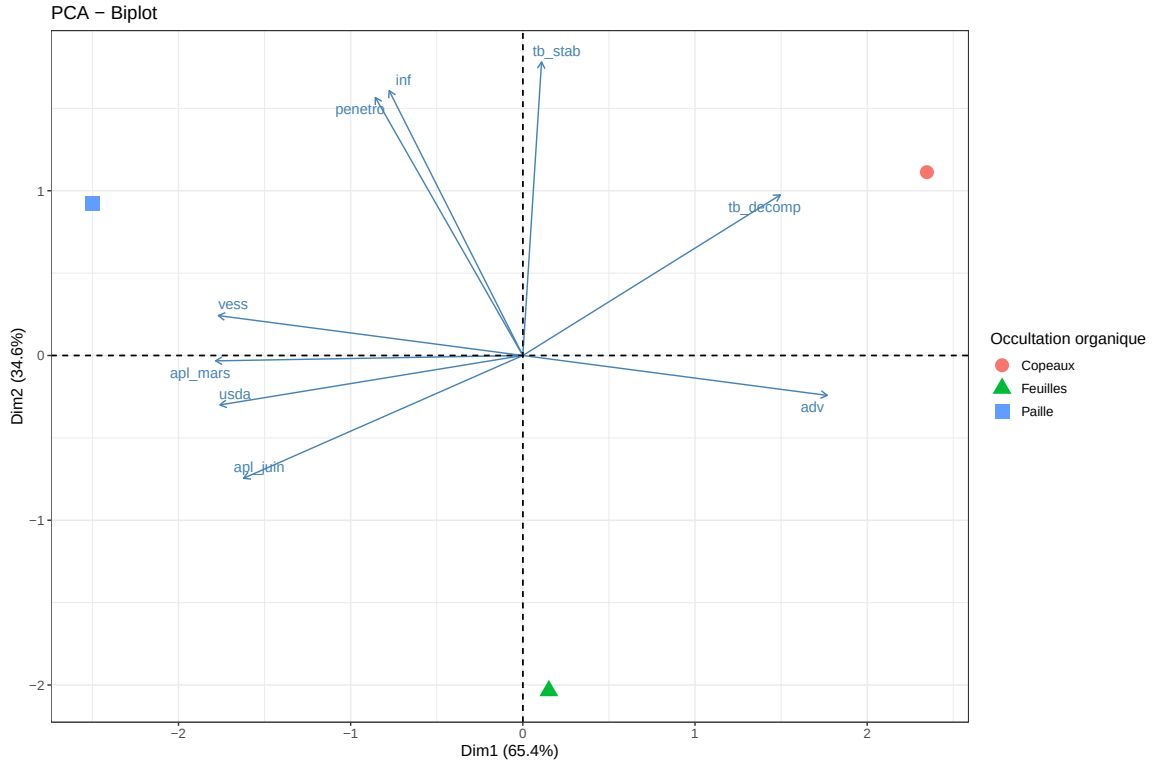


Figure 42 – Biplot des deux premières composantes de l'analyse en composantes principales pour l'ensemble des variables mesurées sur *Occultations organiques*. adv = coefficient de compétitivité ; aplmars = teneur en azote nitrique lors du relevé mi-mars ; apljuin = teneur en azote nitrique lors du relevé fin juin ; inf = capacité d'infiltration du sol ; penetro = résistance à la pénétration ; tbstab = taux de stabilisation de la litière ; tbdecomp = taux de décomposition de la MO ; usda = stabilité des agrégats du sol ; vess = structure du sol.

De manière plus formelle et pour plus de clarté, voici les équations des axes :

$$\begin{aligned}\text{CP1} = {} & 0{,}4084\text{adv} - 0{,}4121\text{aplmars} - 0{,}3746\text{apljuin} - 0{,}1793\text{inf} - 0{,}1978\text{penetro} \\ & + 0{,}0251\text{tbstab} + 0{,}3453\text{tbdecomp} - 0{,}4063\text{usda} - 0{,}4084\text{vess}\end{aligned} \tag{20}$$

$$\begin{aligned}\text{CP2} = {} & -0{,}0769\text{adv} - 0{,}0104\text{aplmars} - 0{,}2365\text{apljuin} + 0{,}5102\text{inf} + 0{,}4971\text{penetro} \\ & + 0{,}5656\text{tbstab} + 0{,}3094\text{tbdecomp} - 0{,}0953\text{usda} + 0{,}0769\text{vess}\end{aligned} \tag{21}$$

Cette ACP informe également que les *Copeaux*, localisés dans le coin supérieur droit, ont une quantité d'APL relativement faible, une faible stabilité des agrégats, un sol plutôt déstructuré avec un taux de décomposition de la MO élevé comparé aux autres *Occultations organiques*.

La *Paille*, se situant dans le coin supérieur gauche, produit des conséquences contraires à celles des *Copeaux* pour les APL, agrégats et pour la MO. Cependant, son sol a une capacité d'infiltration et une

résistance à la pénétration élevées. On y rencontre également un faible coefficient de compétitivité relatif aux adventices par rapport aux autres.

Les *Feuilles*, se situant tout en bas au milieu, se trouvent entre les *Copeaux* et la *Paille* pour la majorité des variables explicitées ci-dessus. Elles ont aussi un taux de stabilisation de la litière relativement faible, ainsi qu'une capacité d'infiltration et une résistance à la pénétration faibles.

La Figure 43, confirme les corrélations citées plus haut dans cette section. Comparée à la matrice de corrélations sur l'ensemble des traitements (Figure 39), la corrélation négative entre la capacité d'infiltration du sol et de sa structure est devenue positive. La corrélation négative entre le taux de décomposition de la MO et le coefficient de compétitivité des adventices est devenue positive. Les corrélations positives entre le taux de décomposition de la MO avec la stabilité des agrégats, avec la structure du sol et avec les APL mi-mars sont devenues négatives. Les relevés APL de mi-mars et mi-juin restant toujours bien corrélés positivement.

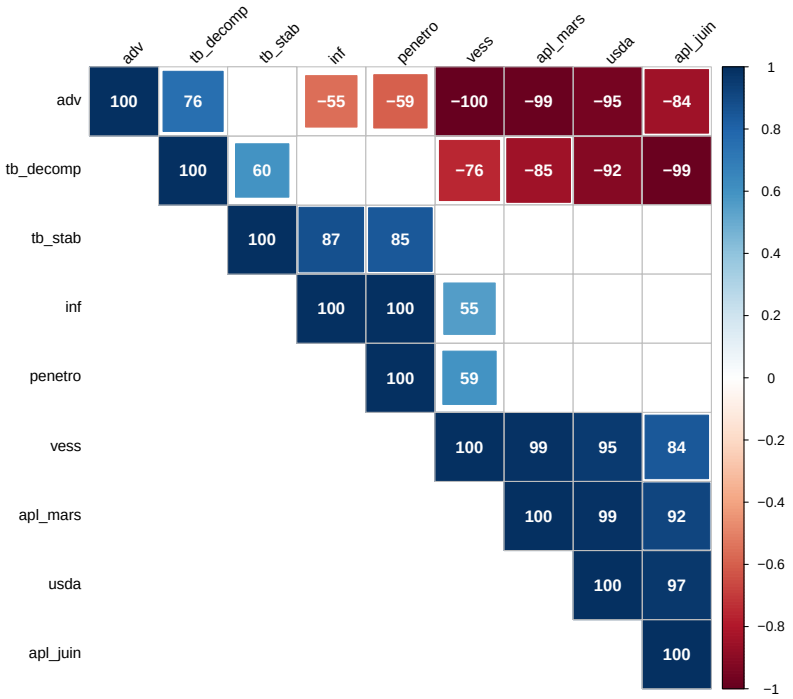


Figure 43 – Heatmap des variables de l'analyse multivariée sur les *Occultations organiques*. adv = coefficient de compétitivité ; aplmars = teneur en azote nitrique lors du relevé mi-mars ; apljuin = teneur en azote nitrique lors du relevé fin juin ; inf = capacité d'infiltration du sol ; penetro = résistance à la pénétration ; tbstab = taux de stabilisation de la litière ; tbdecomp = taux de décomposition de la MO ; usda = stabilité des agrégats du sol ; vess = structure du sol.

Discussion

La première partie de ce chapitre contient une discussion et une mise en lien avec la littérature des résultats par mesures. Les protocoles et potentielles améliorations de ceux-ci y sont également examinés. En deuxième et troisième lieu, le plan expérimental et les corrélations sont critiqués. Ensuite, une discussion plus en lien avec la réalité des agriculteurs est réalisée. Ce chapitre se termine par un résumé des améliorations possibles liées à cette étude mais aussi avec une projection sur les futurs sujets d'études intéressants liés à la conversion de prairie permanente.

1 Discussion des résultats par mesures et critique des protocoles

1.1 Mesures sur les *Couverts végétaux*

Trois mesures différentes et complémentaires ont été réalisées uniquement sur les *Couverts végétaux* : le pourcentage de levée, l'évolution de la couverture foliaire et la biomasse en début et en fin d'hiver. Pour rappel, le mélange du *Couvert végétal 1* se compose de deux espèces : le seigle fourrager et le radis fourrager. Cette dernière n'a jamais levé. Le *Couvert végétal 2* se compose d'avoine brésilienne et de phacélie et le *Couvert végétal 3* de seigle fourrager, d'avoine blanche et de moutarde. Ces trois premiers couverts végétaux ont été semés le 24 septembre 2021, en *Date de conversion 1*. Le *Couvert végétal 4* qui a été semé le 15 novembre 2021, en *Date de Conversion 2*, se compose d'avoine de printemps et de seigle fourrager. Les proportions précises sont reprises dans le Tableau 1 du chapitre Matériel et méthodes.

1.1.1 Discussion sur le pourcentage de levée

Grâce à cette mesure, la capacité à lever des couverts végétaux choisis, dans les conditions de cette étude, a été déterminée. Un haut pourcentage de levée influence positivement la suite du développement du couvert végétal. Si, dès le début, les semis ont bien levé, il y a plus de chance que la biomasse et la couverture foliaire soient rapidement élevées. Pour un couvert végétal, il est également important d'éviter un mauvais pourcentage de levée car le sol ne serait pas protégé sur certaines zones, à cause de la formation de trous dans la végétation.

Dans le *Couvert végétal 1*, le radis fourrager n'a jamais levé. L'échec de la germination est probablement du à la profondeur du semis. En effet, la qualité d'un semis dépend en partie de la profondeur avec laquelle la graine a été enterrée dans le sol. Cette profondeur doit être choisie en fonction de la taille de la graine. Dans le cas d'un mélange d'espèces, un compromis est pris entre la taille des différentes graines. Comme le grain du radis fourrager est très petit, il n'a probablement pas levé parce qu'il a été enterré trop profondément dans la terre. Le pouvoir germinatif du radis fourrager n'a pas été testé dans le cadre de cet essai.

Dans la section 1.1 des Résultats, on peut voir que les *Couverts végétaux* ne sont pas différents entre eux. La moyenne par parcelle du pourcentage de levée varie entre 68 et 80%. Ce qui n'est pas excellent mais reste correct. Selon Tribouillois et al. (2016), la température optimale de germination des semis utilisés se situe entre

21 et 35°C. Pour rappel, les *Couverts végétaux 1*, 2 et *3* ont été semés le 24 septembre 2021 et le *Couvert végétal 4* le 15 novembre 2021. Les températures moyennes des mois d'octobre, novembre et décembre étaient respectivement de 11,4, 6,1 et 5,4°C. La température a peut-être joué un rôle dans les résultats moyens de levée. Malgré tout, une levée moyenne n'est pas forcément une catastrophe. Contrairement à certaines cultures comme le maïs ou la betterave qui ne tallent ou ne se ramifient pas et où le rendement est le but premier, un couvert végétal peut tout de même donner de très bons résultats de couverture du sol et de production de biomasse sans une levée parfaite.

Pour conclure, cette méthode de mesure semble assez fiable. Il est important de bien surveiller les semis et de ne pas compter trop tôt pour ne pas manquer des levées ou trop tard quand les plantes sont trop développées pour faire un comptage de qualité. La différenciation des espèces fut parfois difficile dans les mélanges où l'avoine et le seigle se côtoyaient.

1.1.2 Discussion sur la couverture foliaire

La couverture foliaire représente le taux de couverture du sol par le matériel végétal. Avec un bon taux de couverture, un couvert végétal protège davantage le sol de l'érosion éolienne et hydrique (Bodner et al., 2010). Selon Quinton et al. (1997), les couverts végétaux permettent de limiter l'érosion à partir de 30% de couverture et leur effet maximal est atteint quand ils couvrent minimum 70% de la surface du sol. La lutte et la compétitivité contre les adventices s'améliore également avec une couverture foliaire élevée (Bodner et al., 2010 ; Kruidhof et al., 2008).

Globalement, les résultats montrent que le *Couvert végétal 1* s'est mieux développé que les *Couverts végétaux 2* et *3*. Cependant, tous les trois restent relativement bien développés avec une couverture au dessus de 75% lors de la dernière mesure en avril, six mois après le semis. A l'inverse, le *Couvert végétal 4* qui a été semé un mois et demi plus tard s'est très mal développé et n'atteint que 30% au maximum, quelques semaines avant sa destruction.

Les deux outils utilisés en parallèle pour prendre ces mesures sont un cadre quadrillé et l'application Canopeo. Les analyses statistiques n'ont pas pu démontrer qu'il y a eu un effet de la méthode de mesure sur les résultats. Ceci est est confirmé par une autre étude (Avramovic et Meuris, 2022). Par contre, les contraintes liées à la méthode diffèrent. Canopeo est davantage à la portée de tout le monde, puisqu'il suffit d'avoir un smartphone basique pour installer l'application. La méthode du cadre nécessite d'utiliser un cadre quadrillé, donc du matériel spécialisé, qui est, en plus, compliqué à transporter. La méthode du cadre est également fort influencée par le biais de l'observateur et nous semble parfois subjective. Cette méthode est donc moins pratique pour des mesures réalisées par différentes personnes. De plus, la méthode du cadre est moins précise surtout quand on travaille avec des pourcentages très bas ou très élevés. En effet, quand Canopeo mesure des pourcentages entre 0 et 10%, la méthode du cadre donne des résultats nuls. Le même phénomène se produit à des taux de couverture élevés. La méthode du cadre arrive plus rapidement à une couverture de 100% même si le sol est toujours visible à travers la couverture végétale. Les différences entres les *Couverts végétaux* de la *Date 1* étaient également plus marquées avec la méthode du cadre qu'avec la méthode Canopeo. Selon nous, ce serait du à un biais de l'observateur, qui considérerait différemment le taux de couverture en fonction du type de plante. L'application

Canopeo n'est évidemment pas une méthode parfaite. Son gros défaut est de fonctionner en repérant la couleur verte. Elle ne peut donc pas être utilisée pour caractériser une couverture foliaire qui n'est pas uniquement verte et surtout elle risque de comptabiliser les adventices dans la mesure. La méthode du cadre peut donc être une alternative pour mesurer le taux de couverture de plantes qui ne sont pas vertes ou pour ne pas prendre la couverture des adventices en compte. Bien qu'en théorie, déterminer la couverture foliaire sans comptabiliser les adventices avec un cadre soit faisable, en pratique cela devient un travail de précision beaucoup plus chronophage. Pour conclure, nous considérons l'utilisation de l'application Canopeo plus aisée, plus rapide et plus précise pour des valeurs extrêmes. Elle convenait bien à notre étude dans laquelle nous n'avons, par exemple, pas du faire face à beaucoup d'adventices. Comme les résultats ne permettent pas de prouver une différence entre ces deux méthodes, le choix revient à l'utilisateur et devrait être pris en fonction des circonstances de l'étude.

1.1.3 Discussion sur la biomasse

La mesure biomasse consiste à peser la quantité de masse végétale produite par le couvert. Cet outil donne une information complémentaire aux deux autres quant au développement d'un couvert végétal. Plus la quantité de biomasse produite est élevée, plus les couverts végétaux sont efficaces. Ils vont davantage protéger le sol, capter les nutriments, être un apport de matière organique et d'éléments nutritifs, lutter contre les adventices ou encore prévenir la lixiviation de certains constituants du sol (Chu et al., 2017, Wortman et al., 2012, Charles et al., 2013).

Dans les résultats, une différence entre les *Couverts végétaux 1*, *2* et *3* était visible au début de l'hiver avec la plus grande biomasse pour le *Couvert végétal 1*, suivi du *Couvert végétal 3*. Pour finir le *Couvert végétal 2* a la biomasse la plus faible qui est plus de deux fois plus basse que celle du *Couvert végétal 1*. A la fin de l'hiver, aucune différence n'est observable. Les *Couverts végétaux 2* et *3* ont rattrapé le *Couvert végétal 1* qui n'a pas pris en masse entre mi-décembre et début mars. Les *Couverts végétaux 1* et *3* ont donc probablement été plus efficaces en tant que couverts végétaux plus tôt dans l'arrière-saison que le *Couvert végétal 2*.

1.1.4 Discussion sur le développement général des couverts

Sur la Figure 41 du chapitre Résultats, on peut observer que toutes ces mesures sont corrélées entre elles. Ceci est discuté dans la section 2 mais on peut déjà dire ici que ces relations entre variables renforcent l'hypothèse que ces résultats sont fiables et de qualité.

En conclusion, le *Couvert végétal 1* s'est légèrement mieux développé que les *Couverts végétaux 2* et *3*, malgré le fait que le radis fourrager n'a pas levé. Pour rappel, il se compose donc exclusivement de seigle fourrager. Ce mélange avait été choisi pour ses propriétés non-gélives ce qui pourrait expliquer son meilleur développement à cette période de l'année. Le *Couvert végétal 3*, qui a été choisi pour être un intermédiaire entre le gélif et le non gélif, s'est également développé plus rapidement au début. Comme l'hiver a été très doux, aucun *Couvert végétal* n'a souffert du gel, les hypothèses initiales qui voulaient que certains couverts résistent mieux à l'hiver que d'autres n'ont pas pu être vérifiées.

1.2 Mesures sur la chimie du sol

1.2.1 Discussion sur les prélèvements APL

Rappels théoriques

La prairie est un réservoir d'azote. Se trouvant dans le sol principalement sous forme organique, l'azote est difficilement assimilable par les plantes sous cette forme. Les micro-organismes, avec des températures assez élevées et un sol aéré, permettent la transformation de cet azote en azote minéral sous plusieurs formes, le nitrate (NO_3^-) correspondant à sa forme inorganique ultime. C'est la *minéralisation*. Soluble dans l'eau, le nitrate est facilement absorbé par les plantes. Ainsi, celui-ci est indispensable pour la fertilité du sol. Le nitrate peut également être *immobilisé* par des micro-organismes qui vont l'utiliser afin de l'incorporer dans leur organisme par le processus inverse de la *minéralisation*. Si le sol a un rapport C/N faible, inférieur à 20-25, cela va entraîner une *minéralisation* nette tandis qu'avec un rapport plus élevé, cela va favoriser essentiellement l'*immobilisation* (Declerck, 2020 ; Delmelle, 2018 ; Valé, 2006). Cette dynamique est donc directement impactée par l'apport de MO dans le sol. Si la matière végétale possède un C/N supérieur à celui des micro-organismes, ceux-ci vont alors prélever de l'azote de leur environnement afin d'équilibrer leur propre rapport C/N. Ainsi, des feuilles mortes ont un rapport C/N de 20 à 60, la paille de 50 à 150 et le copeaux de 60 à 200 (Assandri et al., 2020). L'apport de ces matériaux a donc tendance à favoriser l'*immobilisation* nette du nitrate. Les conséquences de l'incorporation d'un couvert végétal comme engrais vert sur cette dynamique va dépendre de sa composition en espèces mais également du moment de récolte (rapport C/N faible si récolté suffisamment tôt) (Archambeaud et Thomas, 2016). Avant ça, le couvert végétal va absorber le nitrate, ce qui va également permettre d'éviter sa lixiviation. En effet, étant très mobile, le nitrate est sujet à la lixiviation car sa charge négative ne lui permet par de s'adsorber aux complexes argilo-humiques du sol. Pour rappel, la conversion de prairie permanente provoque une *minéralisation* accrue et donc des risques de lixiviation pouvant impacter négativement l'environnement mais également la santé humaine (McKague et al., 2005). Ainsi, un couvert végétal et/ou l'apport de MO avec un haut rapport C/N devrait diminuer ce risque. Celui-ci est suffisamment sérieux pour que la conversion de prairie soit contrôlée et régulée par la législation découlant de la Directive nitrates à l'échelle européenne. Ainsi, pour limiter ce risque, la conversion peut se faire, légalement, uniquement du 1er février au 31 mai (inclus) (Protect'eau, 2021a). Cette règle est une contrainte pour les maraichers et ce mémoire permet de vérifier si cette limitation est pertinente.

Méthode

Pour rappel, la mesure de la teneur en N-NO_3^- du sol s'effectue en plusieurs étapes. Le prélèvement des échantillons de sol en champ ainsi que l'extraction du nitrate au KCl dans les laboratoires de Protect'eau ont été réalisés par nos soins et le dosage du nitrate a été effectué par le Centre de Michamps. Pour la *Date de conversion 1*, trois prélèvements ont été effectués (fin décembre, mi-mars et fin juin), deux pour la *Date de conversion 2* (mi-mars et fin juin), un seul pour la *Date de conversion 3* (fin juin) et trois dans la prairie permanente non-convertie (octobre, novembre et mi-mars). Au total, cela représente 462 échantillons.

Discussion sur les prélèvements fin décembre et mi-mars de la *Date de conversion 1*

Concernant uniquement les résultats pour les *Labours* du premier prélèvement, fin décembre, de la *Date de conversion 1*, ceux-ci peuvent être comparés avec une étude similaire publiée par De Toffoli et al. en 2013 en partie sur la conversion fin septembre par labour d'une prairie permanente de plus de 20 ans, fertilisée avec des effluents d'élevage, en Ardenne. Ces résultats sont à analyser au regard des conditions météorologiques puisque des températures élevées favorisent la *minéralisation* et une pluviométrie abondante contribue à la lixiviation. Les conditions météorologiques sont globalement comparables, si ce n'est plus de pluie durant l'étude de 2013 et donc normalement plus de lixiviation. Pourtant, la quantité de N-NO_3^- mesurée en 2011 est quasiment trois fois supérieure à ce qui a été mesuré pour les *Labours* de la *Date de conversion 1* fin décembre. Cette différence s'explique par le fait que notre pairie n'est plus pâturée mais bien fauchée depuis 2017, contrairement à celle de l'étude de 2013. En effet, une prairie pâturée a un apport naturel d'azote, *via* les déjections des animaux s'y trouvant, et parfois également avec des effluents d'élevage, comme c'est le cas pour l'étude de De Toffoli (2013). Cet effet du mode d'exploitation de la prairie a également été mis en avant par Laurent (2004) et démontré auparavant par Eriksen (2001).

L'examen des deux premiers prélèvements fin décembre et mi-mars permet la mise en lumière des dynamiques de l'azote nitrique dans le sol lors d'une conversion. Pour rappel, quatre phénomènes vont majoritairement impacter la quantité de N-NO_3^- : la *minéralisation*, la lixiviation, l'absorption et l'*immobilisation*. La teneur en azote nitrique sous la *Bâche 1* est alors essentiellement due à la *minéralisation*. En effet, la lixiviation va être défavorisée sous la bâche car celle-ci protège de la pluie qui pourrait percoler jusqu'en profondeur. La teneur en azote nitrique sous les *Labours* est également régie par la *minéralisation* mais aussi par la *lixiviation*. En effet, il est intéressant de remarquer sur la Figure 25 que l'horizon 60-90 cm des *Labours* est plus riche en azote nitrique que celui de la bâche, preuve de cette lixiviation. Cependant, cette lixiviation se fait principalement *via* les pluies hivernales. Ainsi, lors du premier prélèvement, ces dernières n'ont pas encore eu lieu. La différence entre la *Bâche 1* et les *Labours 1* et *2* s'explique par des conditions de température et d'humidité du sol plus favorables à la *minéralisation* sous une bâche (Rylander et al., 2020). La lixiviation se remarque par contre à la différence de quantité d'azote nitrique des *Labours* de la *Date de conversion 1* entre les deux premiers prélèvements. Cependant, il est à noter que cette différence ne représente pas l'entièreté de ce qui a été perdu. En effet, avec les précipitations de cet hiver la quantité de N-NO_3^- lixiviée s'approche des 40 kg/ha. Ce calcul est possible à partir de valeurs référencées sur le site Arvalis qui propose de réajuster les valeurs de reliquats selon la lame drainante. Enfin, les *Couverts végétaux*, lorsqu'ils sont actifs, vont être gouvernés par la *minéralisation* et par l'absorption. Ceci explique que leur sol contienne moins d'azote nitrique que celui des *Labours* et des *Bâches*. D'ailleurs, il est intéressant de noter que l'azote nitrique du *Couvert végétal 2* est plus élevé que celui des autres *Couverts végétaux*. En effet, moins développé au début de l'hiver, sa capacité d'absorption des nutriments est plus faible.

Concernant l'évolution de l'azote nitrique, il est intéressant de noter qu'entre les deux premiers prélèvements de la *Date de conversion 1*, la quantité de N-NO_3^-/ha a globalement diminué d'une moyenne de 13 kg/ha. Sauf pour le taux d'azote nitrique sous la *Bâche 1*, qui a augmenté pour passer d'une moyenne de 83 à 116 kg N-NO_3^-/ha. Cette différence dans l'évolution des parcelles au cours du temps met en avant que, même si la quantité d'azote nitrique diminue globalement sur la parcelle par *lixiviation* et/ou absorption, ce n'est pas pour autant que la *minéralisation* n'a pas lieu.

Discussion sur le prélèvement mi-mars pour la *Date de conversion 2*

Concernant le premier prélèvement, mi-mars, de la *Date de conversion 2*, les comparaisons globales entre les différents types de conversions sont identiques que celles pour le premier prélèvement de la *Date de conversion 1*. Un nouveau type de conversion est testé : les *Occultations organiques*. Pour ces dernières, en plus de la *minéralisation* et de la *lixiviation*, la dynamique de l'azote nitrique est également régie par l'*immobilisation*. Ce phénomène est causé par le rapport C/N élevé de la matière organique apportée. Quelques nouvelles observations sont intéressantes. D'abord, le *Couvert végétal 4* possède une teneur en azote nitrique relativement élevée en comparaison aux autres *Couverts végétaux* de la *Date de conversion 1*. En effet, il est plus proche des *Labours* de la *Date de conversion 2*. Ceci pourrait s'expliquer par son développement tardif avant février. Également, la quantité de N-NO_3^- du *Labour 5*, relativement faible, pourrait être la conséquence de la présence non-désirée de copeaux sur une partie de la parcelle. Pour finir, à partir d'un dispositif similaire, Potvin (2020) obtient 58 kg N-NO_3^-/ha pour une conversion avec feuilles. Avec environ 22 kg N-NO_3^-/ha, nos résultats pour les *Feuilles* sont inférieurs d'un facteur de plus de deux. Cette différence est expliquée ci-après.

Discussion sur le prélèvement fin juin

Tout d'abord, les teneurs en azote nitrique de la *Bâche 2* peuvent être comparées à celles de l'étude de Potvin (2020) réalisée sur la conversion de prairie permanente sur le même site que le nôtre. D'autant plus que, entre les deux conversions, le mode d'exploitation de la prairie a changé. En effet, la prairie a été pâturée jusqu'en 2017 et Potvin (2020) a réalisé son étude de 2018 à 2019. On a donc, en comparant les résultats, un aperçu direct de l'effet du changement de mode d'exploitation pré-conversion sur la conversion. La *Bâche 2* atteint en moyenne 280 kg N-NO_3^-/ha contre 550 pour l'étude de Potvin (2020) avec une conversion fin décembre et un prélèvement début juillet.

Enfin, concernant la dynamique générale entre les prélèvements mi-mars et fin juin, les parcelles de la *Date de conversion 1* ont vu leur taux d'azote nitrique doubler, voir tripler. La *Bâche 1* atteint alors une quantité considérable d'azote nitrique avec en moyenne 376 kg N-NO_3^-/ha. Pour la *Date de conversion 2*, les teneurs en azote nitrique ont, en moyenne, quadruplé. Sauf pour les *Copeaux*, qui parviennent tout juste aux 50 kg N-NO_3^-/ha. Ce qui est significativement inférieur à tous les autres traitements, même au *Labour 6*. Pour rappel, labourée en avril, cette dernière est l'unique parcelle convertie en respectant la législation. Pourtant, elle obtient des valeurs dépassant les 150 kg N-NO_3^-/ha, le triple de la parcelle des *Copeaux*, convertie en décembre. Cependant, il est important de garder en tête que les maraichers ont besoin d'avoir un sol fertile et cela dépend en partie de la quantité de nitrate disponible. Celle-ci doit être suffisante pour le développement de la culture. Ainsi 150 kg N-NO_3^-/ha correspond davantage à leurs besoins que la quantité disponible avec les *Copeaux*, trop faible. Ce constat amène à se questionner quant à la pertinence de cette règle concernant la date de conversion d'une prairie permanente. Même s'il y a eu majoritairement de la *minéralisation*, on peut constater la lixiviation *via* l'enrichissement des horizons en profondeur. D'ailleurs, la parcelle *Copeaux* possède l'horizon 60-90cm le moins chargé en azote nitrique. Les teneurs faibles en azote nitrique pour les *Copeaux* sont probablement dues à son rapport C/N important et est donc le résultat de l'*immobilisation*. En effet, les micro-organismes ont prélevé une partie de l'azote *minéralisé* pour satisfaire leurs propres besoins en azote (Attard et al., 2016 ; Declerck, 2020). De plus, nous discutons dans la section ci-dessous d'autres éléments de réponse.

Point sur l'azote ammoniacal

Lorsque l'azote nitrique est dosé par le Centre de Michamps, celui-ci mesure également le taux d'azote ammoniacal présent dans les échantillons. Ceci permet notamment de s'assurer de la qualité de la mesure. En effet, lors de leur prélèvement au champ, les échantillons de sol doivent rester au frais afin d'éviter que la terre se réchauffe et qu'un pic de *minéralisation* ait lieu post-prélèvement à cause de l'élévation de température. Pour ce faire, ceux-ci sont conservés dans un frigo-box. Si l'échantillon de sol s'est réchauffé après le prélèvement et que la *minéralisation* a été favorisée, la teneur en azote ammoniacal sera plus élevée. Également, cette donnée est une information supplémentaire sur la dynamique de *minéralisation* dans le sol puisque la transformation de l'azote organique, provenant de la MO, en ammoniac/ammonium en constitue la première étape. Une teneur élevée pourrait être le signe que l'on se trouve en début de phase de *minéralisation*.

Les teneurs en azote ammoniacal sont visibles sur la Figure 44. Il est important de noter que nos valeurs sont élevées par rapport à la normale dans nos régions. Il est possible d'en retrouver des similaires en haute Belgique au printemps car les sols se réchauffent plus difficilement. La première étape de *minéralisation*, l'*ammonification*, s'effectuant à des températures plus basses que la seconde, la *nitrification*, il peut y avoir accumulation temporaire d'azote ammoniacal.

Les teneurs relativement élevées lors du prélèvement fin décembre s'expliquent par le fait que les échantillons, après prélèvements, ont du être congelés pour des raisons logistiques. En effet, lorsque le sol dégèle, on constate un pic de *minéralisation* intense de la matière organique (De Toffoli, communication personnel, 2022).

Les teneurs élevées pour la *Date de conversion 2*, hors bâche, pour le prélèvement mi-mars ne s'expliquent pas vraiment. Une erreur du laboratoire de Michamps nous semble exclue du fait des grandes variations entre les parcelles. Il n'est pas exclu que les échantillons aient eu chaud. Même si l'échantillonnage des *Copeaux*, du *Labour 5* et de la *Prairie* a été effectué le même jour dans des conditions de température fraîche.

Pour la dernière date de prélèvement, les résultats d'azote ammoniacal de la *Bâche 1* sont élevés mais par rapport à son taux extrêmement élevé en azote nitrique cela semble raisonnable. Par contre, au vu de la valeur élevée en azote ammoniacal par rapport à l'azote nitrique dans la parcelle *Copeaux*, il semble opportun de le prendre en compte dans la discussion sur l'azote dans cette parcelle. Puisque, une fois additionnés (voir Figure 48 dans l'Annexe 3), les teneurs en azote nitrique et les teneurs en azote ammoniacal des *Copeaux* atteignent en moyenne environ 125 kg/ha. Ce qui est reste plus faible que pour les *Feuilles* (environ 210 kg/ha) et la *Paille* (environ 215 kg/ha). Une dernière comparaison intéressante est avec le *Labour 6* qui obtient 175 kg d'azote minéral par hectare.

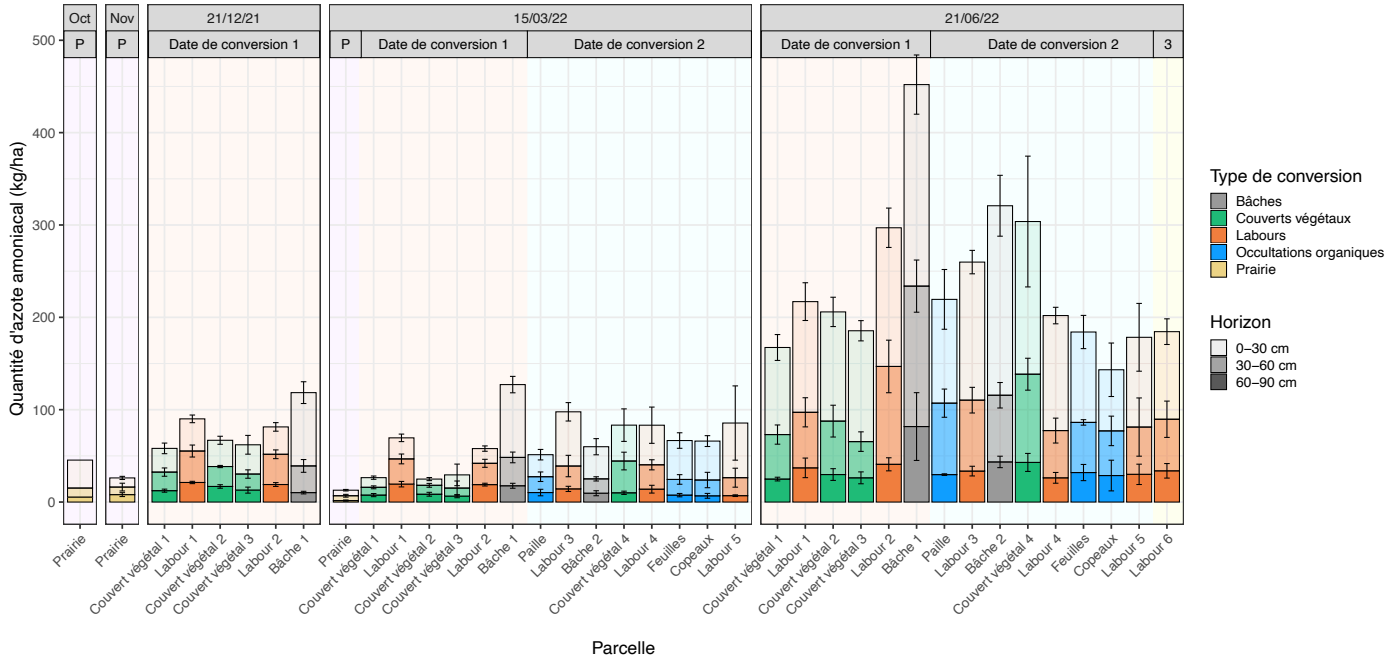


Figure 44 – Évolution dans le temps de la quantité de N-NH_4^+ (kg/ha) dans les horizons 0-30, 30-60 et 60-90 cm en fonction du type et de la date de conversion. Pour rappel, la *Date de conversion 1* est le 23.09.21. La *Date de conversion 2* est le 15.11.21 pour les *Labours*, le 30.11.21 pour les *Occultations organiques* et le 01.12.21 pour la *Bâche*. La *Date de conversion 3* est le 13.04.22. La prairie permanente est non convertie.

Ce qui étonne particulièrement dans ces résultats, c'est la proportion nettement plus élevée en azote ammoniacal qu'en azote nitrique pour la parcelle des *Copeaux*. Pour rappel, la nitrification qui transforme l'azote ammoniacal en azote nitrique se fait par l'intermédiaire de bactéries, les *Nitrosamonas* et les *Nitrobacters*. Si l'activité de ces bactéries est inhibée, il est possible qu'une accumulation de l'azote ammoniacal au détriment de la formation d'azote nitrique ait lieu. Cette inhibition pourrait expliquer le rapport NH_4^+/NO_3^- élevé. Deux hypothèses pourraient être étudiées pour comprendre ce phénomène. Premièrement, selon Boquel et al. (1970), les litières fraîches de hêtre contiennent des substances hydrosolubles présentant une forte activité antimicrobienne vis-à-vis des bactéries *Nitrobacter*. Cette activité va bloquer la nitrification et par conséquent arrêter les réactions de *minéralisation* de l'azote au stade ammoniacal. Deuxièmement, les tanins sont reconnus pour avoir un impact sur le cycle de l'azote et des protéines, notamment dans la digestion des ruminants, la volatilisation d'ammoniac du lisier ou, en ce qui nous concerne davantage, dans la nitrification dans le sol (Basaraba, 1964). On retrouve des tanins dans beaucoup de feuillus des régions tempérées comme le chêne, le merisier ou le châtaignier (Rodriguez, 2021). On retrouve toutes ces essences en plus du hêtre dans les forêts de Louvain-la-Neuve dont le Bois de Lauzelle d'où viennent les copeaux de bois utilisés sur la parcelle d'essai.

Critique du protocole

Cette mesure de l'azote nitrique permet de mettre en avant des différences entre méthodes de conversion après déjà une courte période, seulement quelques mois. Elle permet de faire des comparaisons avec ce qui a déjà été fait. En plus, elle peut se répéter à différents moments ce qui permet la mise en perspective de la teneur en azote nitrique en fonction du temps. D'ailleurs, réaliser les prélèvements à chaque fois en fin de saison est sûrement le plus intéressant pour les comprendre à travers les relevés météorologiques. Il est

également intéressant de faire cette mesure au moment des relevés APL, du 15 octobre au 30 novembre. Il serait évidemment encore mieux d'avoir des résultats à la mi-saison mais l'ensemble de ces manipulations prennent du temps. Par exemple, rien que pour les résultats mi-mars, cinq jours ont été nécessaires pour le prélèvement et l'extraction des 225 échantillons. De plus, le dosage de l'azote nitrique est effectué par un laboratoire indépendant et représente donc un budget à prendre en compte.

Impact du type et de la date de conversion sur la dynamique de l'azote

Pour conclure, au vu des quantités extrêmes de l'azote nitrique mesurées sous les *Bâches*, il semble opportun de continuer d'interdire cette méthode de conversion en arrière-saison.

De plus, étant donné les teneurs en azote nitrique élevées de certains *Labours* lors du prélèvement de fin juin, par exemple, le *Labour 2* qui dépasse les 250 kg N-NO_3^-/ha, il nous semble toujours d'actualité d'interdire cette pratique avant février. De plus, même si les autres *Labours* possèdent des teneurs en azote nitrique convenables, il est important de rappeler que ceux de la *Date 1* ont perdu l'équivalent de 40 kg N-NO_3^-/ha lors des pluies hivernales. De plus, l'année 2022 est une année peu sujette à la lixiviation. Ainsi il est possible que dans d'autres conditions les *Labours* obtiennent des taux au delà du raisonnable (De Toffoli, communication personnelle, 2022).

Ensuite, pour les prélèvements de fin décembre et mi-mars, les *Couverts végétaux* de la *Date de conversion 1* ont démontré leur capacité d'absorption. Finney et al. (2016) et Destain et al. (2010) ont prouvé que la quantité d'azote absorbée était proportionnelle à la production de biomasse du couvert végétal. Ceci est également vérifié par nos résultats. En effet, pour le prélèvement fin décembre, le *Couvert végétal 2* est moins développé et possède une quantité de N-NO_3^- significativement supérieure par rapport aux autres *Couverts végétaux*. Pour le prélèvement fin juin, les *Couverts végétaux* de la *Date de conversion 1* sont au même niveau que les *Labours* les plus bas et les *Occultations organiques*. Le *Couvert végétal 4*, semé plus tard, s'est développé plus lentement et n'a pas pu absorber autant d'azote nitrique. Au dernier prélèvement, il est au même niveau que le *Labour 2* et la *Bâche 2*. Ainsi, l'interdiction de convertir une prairie permanente en arrière-saison ne nous parait pas justifiée si le labour est accompagné d'un semis de couvert relativement tôt en en fin d'été ou en début d'automne pour lui permettre de se développer rapidement, avant l'hiver. En plus, l'incorporation du couvert végétal comme engrais a plusieurs avantages comme la libération d'autre éléments que l'azote, par exemple des métabolites secondaire utiles comme les glucosinolates ou encore la stimulation des lombrics et des micro-organismes (Mazollier, 2008 ; Michel et al., 2020).

Par la suite, pour les *Occultations organiques*, la *Paille* et les *Feuilles* sont assez similaires avec des teneurs entre 150 et 200 kg N-NO_3^-/ha, lors du dernier prélèvement. Ce sont des quantités proches de celles de certains *Labours*. Comme déjà évoqué, les *Copeaux* ont des mesures significativement inférieures à toutes les autres parcelles avec des teneurs aux environs de 50 kg N-NO_3^-/ha. La quantité en azote ammoniacal étant tout de même dangereusement élevé avec plus de 75 kg N-NH_4^+/ha, ce résultat est à utiliser avec prudence. Même si cette technique permet d'éviter la lixiviation de quantités élevées d'azote nitrique, la conversion avec *Copeaux* d'une prairie permanente fauchée ne permet pas d'obtenir des quantités d'azote nitrique suffisantes pour le bon développement d'une culture. Ainsi, dans nos conditions, la conversion par occultation à partir de feuilles ou de paille juste avant l'hiver est envisageable.

Enfin, la teneur en azote nitrique du *Labour 6* confirme la pertinence de la législation. D'ailleurs, même avec un labour relativement tard en avril, les teneurs en azote nitrique sont suffisantes pour un développement de culture de qualité.

1.2.2 Discussion sur la perte au feu : matière organique et carbone

Le carbone organique du sol (COS) est le principal constituant de la matière organique (MO). Il se forme principalement à partir de l'incorporation de débris végétaux et est essentiel à la formation d'agrégats et donc à la structure. La teneur en COS influence ainsi fortement la fertilité du sol. Cependant, la conversion de prairie par labour entraine une perte de ce dernier (Poeplau et Don, 2013). Celle-ci peut être compensée par l'incorporation d'un couvert végétal comme engrais vert (Maris et al., 2021 ; Mazzoncini et al., 2011). Également, la pose d'une couche organique comme les *Occultations organiques* apporte *de facto* du carbone organique dans le sol en se dégradant et devrait donc contrebalancer la perte de teneur en carbone.

Pour rappel, la teneur en COS a été approximée à partir de la teneur en MO mesurée sur des échantillons de sol *via* une analyse "perte au feu" (cfr. section 4.1.2 du chapitre Matériels et méthodes). Celle-ci est généralement calculée par d'autres méthodes dans le but d'obtenir une teneur en carbone organique total (COT) sans passer par la MO. Ainsi, les comparaisons entre nos résultats en COS et d'autres en COT sont à prendre avec un certain recul.

Les échantillons de sol ont été traités en trois fournées. L'analyse des résultats a démontré un biais expérimental produit par le facteur "Fournée". Il a d'ailleurs été décidé de ne pas inclure ces résultats dans les ACP et matrices de corrélations afin d'éviter de créer des corrélations à partir de données biaisées. Ces résultats sont donc à prendre avec des pincettes. Il est tout de même possible d'affirmer qu'il n'y a pas d'effet du facteur "Traitement". Les teneurs moyennes en COS calculées se situent entre 2 et 2,6%C. Ces valeurs sont comparables à la valeur en COT de référence pour un sol de prairie en région sablo-limoneuse pour la période 2020-2021, qui est de 2,48 $\pm$ 0,91%C.

Donc, six mois après la conversion d'une prairie permanente, le COS n'a pas varié, ni par rapport à la teneur d'une prairie permanente, ni en fonction du *Type de conversion* et de la *Date de conversion*. C'est aussi la conclusion de Goidts et van Wesemael (2007) qui précisent qu'il faut compter une dizaine d'années pour déceler une différence *via* la mesure du COT à la suite d'une conversion. Ces résultats ne concordent par contre pas avec ceux d'une autre étude réalisée sur le même site que le nôtre (Potvin, 2020). Dans cette étude, en réalisant une conversion mi-décembre, une différence de la teneur en COS entre le *Labour* et les autres types de conversion a été décelée après seulement 4 mois. La teneur en COS dans les parcelles labourées était plus faible que pour les autres types de conversion (bâche et occultations organiques). Cependant, cette analyse a été réalisée à partir d'échantillons de sol uniquement sur l'horizon 0-15 cm, contrairement aux nôtres qui ont été prélevés dans l'horizon 0-30 cm.

Nos résultats ont été obtenus à partir de la méthode "perte au feu". Cette méthode est relativement simple si ce n'est qu'il faut avoir à disposition un four atteignant les 550°C. Les autres méthodes permettant d'obtenir des teneurs en COT se basent sur une mesure de la quantité de carbone oxydé sous forme de CO_2, sans passer par la MO, et sont donc sûrement plus précises. En effet, le calcul de la teneur en COS à partir de la MO *via* un

coefficient de 2 reste une forte estimation. Ce coefficient dépend bien évidemment du sol et de ses propriétés. Par exemple, lors d'une perte au feu, il est possible d'avoir des interférences si le sol est principalement argileux puisque l'eau liée à cet argile ne s'évapore qu'après 100°C, ainsi l'étape de l'étuve ne remplit plus son rôle et la teneur en MO est surévaluée (Institut scientifique du service public, 2017).

Pour conclure, il aurait tout d'abord été sans doute plus précis d'utiliser des méthodes qui ne se basent pas sur la quantité de MO pour calculer le COS, au vu du coefficient imparfait utilisé dans l'équation 4, mais plutôt *via* des mesures du COT. Ces méthodes sont malheureusement plus compliquées car elles se font sur sol frais. Le matériel utilisé est également beaucoup plus sophistiqué et implique un coût pour les analyses. Il aurait aussi été intéressant de plutôt faire cette mesure après incorporation des couverts végétaux dans le sol, et non avant comme dans notre cas.

Par contre, il n'est pratiquement pas possible de détecter la perte de carbone organique liée à la conversion sur des laps de temps aussi courts. Ainsi, une autre mesure plus intéressante dans le temps imparti, aurait été une mesure de la teneur en COT dans l'horizon 0-15 cm, comme Potvin en (2020), mais également dans l'horizon 15-30 cm. En effet, le labour transporte de la MO de la couche superficielle du sol aux couches inférieures. Le labour a donc tendance à répartir de manière homogène le carbone dans le sol. En distinguant ces deux horizons, cette mesure permettrait alors de voir l'effet homogénéisant du labour comparé aux autres types de conversion. Enfin, pour éviter un biais expérimental, il aurait fallu randomiser les différents échantillons au sein des fournées. En cas de problème, cela permet de perdre seulement quelques travées réparties entre les traitements et non les résultats de traitements entiers.

1.3 Mesures sur la biodiversité du sol

1.3.1 Discussion sur le Tea Bag Index

Le protocole du Tea Bag Index nous a permis de mesurer le taux de décomposition de matière organique (MO) dans le sol et le facteur de stabilisation de la litière. La décomposition de la MO est induite par les micro-organismes ; les résultats du TBI nous permettent donc également d'estimer l'activité de ces micro-organismes dans le sol.

Dans la section 3.1 du chapitre Résultats, les traitements *Occultations organiques* sortent du lot. Leur facteur de stabilisation est plus bas que tous les autres traitements et leur taux de décomposition de la MO plus élevé. Ce qui veut dire que la MO est décomposée plus rapidement et moins stabilisée dans ces traitements. L'activité des micro-organismes y est donc plus élevée. Les traitements *Bâches* ont également un taux de décomposition de la MO plus élevé. Plusieurs hypothèses pourraient être élaborées pour expliquer cette différence. Premièrement, comme expliqué dans la section 6.4 du chapitre État de l'art, le travail du sol peut avoir un impact négatif sur l'activité microbienne. Cela pourrait donc justifier la différence entre les parcelles labourées (*Couverts végétaux* et *Labours*) et celles converties par occultation (*Occultations organiques* et *Bâche*). Une deuxième hypothèse est celle de la température. La décomposition de la matière organique est accélérée par une élévation de température (Conant et al., 2011). Il est démontré par Rylander (2020) que la température sous une bâche est plus élevée. Cela pourrait aussi être le cas pour les *Occultations organiques*. Cela pourrait expliquer les différences observées. Il est difficile de dire avec certitude ce qui a provoqué ces différences.

Il serait donc intéressant d'étudier avec plus d'attention les propriétés du sol sous différents types de conversion qui pourraient influencer la décomposition de la matière organique, comme la température et l'humidité relative.

Les valeurs obtenues dans cette étude pour le taux de décomposition k (entre 0,009 et 0,025) et le facteur de stabilisation S (entre 0,184 et 0,324) ne concordent pas vraiment avec les valeurs de l'étude de Keuskamp et al. (KEUSKAMP et al., 2013) pour un pâturage au Pays-Bas qui sont de $S = 0{,}13$ et $k = 0{,}011$. La première explication pourrait être que les conditions climatiques n'étaient pas les mêmes et que le sol n'était pas du même type. De plus, plusieurs études critiquent cette méthode expérimentale à cause de son manque de sensibilité et l'absence de significativité quand l'étude est établie sur une unique parcelle (AVRAMOVIC et MEURIS, 2022, WILMUS, 2021, MEES, 2021).

Le protocole du TBI est critiquable car il ne permet pas d'avoir des résultats très précis. Les études actuelles ayant utilisé cette méthode n'ont observé des différences significatives qu'entre des écosystèmes et des biômes contrastés. Au sein d'un même écosystème, le TBI est parfois sensible aux différences abiotiques telles que la température du sol et la teneur en eau (KEUSKAMP et al., 2013). Il est malgré tout intéressant de par sa simplicité d'utilisation même s'il reste très chronophage à cause du grand nombre de répétitions nécessaires. Nous pensons qu'il est utile de continuer à l'utiliser dans le cadre d'essais comme le nôtre qui visent à étudier la différence entre des parcelles qui ont des traitements très différents.

1.3.2 Discussion sur les paniers à lombrics

Le protocole des paniers à lombrics a été utilisé afin d'estimer la quantité de matière organique incorporée dans le sol et ainsi estimer l'activité des lombrics anéciques à la surface. Ces lombrics sont souvent utilisés comme bioindicateurs pour déterminer la qualité d'un sol.

Après presque quatre mois sur les parcelles, la paille a été pesée, la surface du panier recouverte par la paille et le nombre de cabanes en fin d'expérience ont été estimés. Les résultats sont très inconsistants et aucune des mesures ne sont corrélées. Nous avons donc décidé de ne pas les prendre en compte dans la corrélation générale car ils ne semblaient pas assez fiables et auraient pu rendre le jeu de données moins cohérent. En comparant avec d'autres études qui ont également utilisé ce protocole, on peut remarquer qu'il est possible d'obtenir des résultats plus cohérents (BELIN et FOCKEDEY, 2021), mais qu'il mériterait tout de même quelques améliorations. Des différences ont surtout été observées entre des parcelles avec des différences sur le long terme, par exemple un non-labour depuis 15 ans, un non-labour depuis trois ans et des parcelles labourées régulièrement dans l'étude de Avramovic et Meuris (2022). À notre connaissance, aucune étude ne traite le sujet de l'impact d'un seul labour dans une prairie permanente sur la vie des lombrics dans le sol. En général, les études sur l'impact du labour sur les lombrics dans le sol portent davantage sur l'impact du système agricole utilisé (agriculture de conservation, agriculture conventionnelle, non-labour, etc) comme dans le bilan de van Capelle (2012).

Pour améliorer la qualité des résultats, plusieurs changements ou précisions auraient pu être apportés au protocole que nous avons suivi. Premièrement, donner une attention plus grande à la taille des brins de paille pour qu'ils ne soient pas trop petits et ne passent pas à travers les quadrillages des paniers et surtout afin que la taille soit homogène pour tous les paniers. Deuxièmement, laver la paille avant de la sécher à la fin de l'expérience pourrait éviter un biais du à la terre ramassée et collée sur les brins. Troisièmement,

une mesure de la surface recouverte par la paille et du nombre de cabanes réalisée directement sur le terrain et non à l'aide de photos aurait peut-être permis des résultats plus précis. Pour finir, les paniers ont été placés de fin novembre à mars sur les parcelles alors que le protocole préconisait octobre à mars afin de mesurer l'activité automnale et printanière. Cela n'a pas été possible à cause des délais de livraison du treillis utilisé pour les paniers et le temps nécessaire pour construire ces paniers.

1.4 Mesures sur la physique du sol

Ces quatre mesures ont été prises par quatre étudiants dans le cadre du Projet Disciplinaire du master de bioingénieur à l'UCLouvain. Les protocoles et la réalité du terrain seront donc peu discutés.

1.4.1 Discussion sur la mesure de la résistance à la pénétration

La résistance à la pénétration est un moyen de déterminer la capacité de support de charge du sol et la facilité avec laquelle les racines vont se frayer un chemin en profondeur. Elle dépend, entre autres, du degré d'humidité, de la densité et de la force de "liaison" entre les particules minérales. Dans une étude comparant la résistance à la pénétration entre des prairies et des terres cultivées, l'utilisation du sol a légèrement affecté la résistance à la pénétration, mais les relations entre elles n'étaient pas significatives (Unger, 2015). Selon Chalise et al. (2019), les couverts végétaux diminuent la résistance à la pénétration sur le long terme. Le labour peut également avoir une influence sur cette propriété. Une augmentation de la résistance du sol est observée en non-labour dans les premières années après son introduction. Toutefois, cette augmentation n'affecte pas beaucoup la croissance des racines dans les sols bien structurés (Lampurlanés et Cantero-Martínez, 2003).

Pour cette mesure, les résultats de notre essai ne sont pas significatifs. La mesure n'a pas pu démontrer que le type de conversion a un effet significatif sur la résistance à la pénétration. Cependant, ce résultat est à prendre avec des pincettes. En effet, durant leur Projet Disciplinaire, les quatre étudiants ont testé deux instruments : le pénétromètre analogique Penetrologger Eijkelkamp® et un pénétromètre manuel. Pour la réalisation de ce mémoire, il a été décidé d'analyser uniquement les données du second outil, évalué comme plus fiable par les étudiants. Pourtant, les valeurs récoltées par les deux instruments sont remarquablement différentes. Par exemple, pour l'analogique, la limite de 21 bar à partir de laquelle les racines sont réputées ne plus pouvoir pénétrer dans le sol, n'est que rarement dépassée. Alors que pour le manuel c'est habituellement le cas. En théorie, la compaction du sol ne devrait être un problème pour la pousse de cultures maraîchères dans aucune des parcelles. Cela dit, cette valeur sert principalement de référence étant donné les variations de développement racinaire entre espèces.

Les valeurs des moyennes de résistance à la pénétration par parcelle pour l'analogique sont en accord avec celles mesurées sur des sols travaillés ou des prairies, telles qu'on les rencontre dans la littérature (Unger, 2015).

1.4.2 Discussion sur le score USDA

Le score USDA permet de caractériser la stabilité des agrégats en surface. Des agrégats stables sont le signe d'un sol de bonne qualité et d'une matière organique stable. Ils empêchent une croûte de battance de se former à la surface de sol et donc limitent l'érosion. La matière organique contenue dans les agrégats

va également être protégée de la *minéralisation*. Cette stabilité est entre autres influencée par la texture du sol (qui est prédéfinie), le travail du sol et la teneur en matière organique (Agnan, 2020 ; Chaney et Swift, 1986 ; Cremer, 2015).

Dans cet essai, les différences de scores sont assez minimes mais on peut tout de même observer une tendance des scores des *Labours* qui sont généralement plus faibles que ceux des autres parcelles. Les *Bâches* et la parcelle *Paille* ont, elles, un score moyen un peu plus élevé. Le travail du sol a donc eu un impact sur la stabilité des agrégats. D'autres études confirment que le labour a un impact négatif sur la stabilité des agrégats et sur la quantité de matière organique (Paul et al., 2013 ; Six et al., 1999). Nous observons donc uniquement un impact significatif du travail du sol et non des couverts végétaux ou des occultations organiques. La théorie voudrait que ces deux types de conversion apportent davantage de matière organique, ce qui augmenterait la stabilité des agrégats. L'étude s'étale probablement sur une durée trop courte pour observer une différence, d'autant plus que les prélèvements ont été réalisés avant l'incorporation des *couverts végétaux* et des *Occultations organiques*.

1.4.3 Discussion sur le score VESS

La méthode VESS (*Visual evaluation of soil structure*) permet d'estimer la qualité d'un sol en se concentrant sur sa porosité et la qualité de ses agrégats (Guimarães et al., 2011). Selon le concepteur de ce score, plus le sol est friable, plus il est de qualité. En effet, même si les agrégats permettent de stabiliser la matière organique et de protéger le sol de l'érosion, des agrégats trop gros et solides ne sont pas idéaux pour la fertilité du sol. Cela signifie que la *minéralisation* n'a pas lieu et donc que les minéraux ne sont pas accessibles pour les plantes. Les racines, l'eau et les minéraux ne peuvent pas bien circuler dans le sol si ces agrégats sont impénétrables. Le score VESS va donc de "1" (friable, très bien) à "5" (très compact, très mauvais). Cette affirmation est tout de même à prendre avec prudence un sol très friable n'est pas forcément le meilleur sol. Nous préférons donc dire que "1" correspond au sol le plus friable et "5" au sol le plus compact sans parler de bon ou mauvais.

Dans cet essai, les résultats ne sont pas concluants. Aucune différence n'a pu être décelée. Cette mesure caractérisant la structure générale du sol, il est possible que l'essai ait été réalisée sur un laps de temps trop court pour pouvoir observer des différences entre les types de conversion.

Même si aucune différence ne peut être validée par les traitements statistiques, on peut tout de même observer des tendances sur la représentation graphique. Les *Bâches* et les *Occultations organiques* ont une structure plus compacte que les autres. Ensuite, on observe une tendance des *Labours* avec un score intermédiaire. Les parcelles qui ont le sol le plus friable sont la *Prairie* et les *Couverts végétaux*. Comme cela a été mentionné dans le rapport du projet dans le cadre duquel ces mesures ont été prises, il est possible que l'humidité du sol ait eu un impact sur la structure du sol et sur son observation. L'eau ne s'évapore pas de la même façon dans les parcelles recouvertes de bâches ou de matière organique. Ces dernières sont davantage gorgées d'eau. Il serait donc intéressant de faire cette mesure plus tard quand les bâches ont été enlevées et la MO incorporée dans le sol.

Comme la mesure a été réalisée dans le cadre d'un autre projet par d'autres personnes , il n'est pas possible pour nous d'évaluer la rigueur avec laquelle celle-ci a été prise. On notera cependant qu'une application permettant d'accompagner l'observateur et de faire les calculs en fonction de ses réponses a été créée par la Haute école du paysage, d'ingénierie et d'agriculture de Genève (VESS - Évaluation visuelle structure du sol). Cette

application permettrait peut-être de diminuer le biais de l'observateur et d'améliorer la qualité de la mesure.

1.4.4 Discussion sur l'infiltration d'eau

Une bonne infiltration d'eau augmente le stockage de l'eau dans le sol pour les plantes, la recharge des eaux souterraines et réduit l'érosion. Le taux d'infiltration est contrôlé par la taille des pores, la continuité des pores ou des voies de passage. Celui-ci est influencé sur le long terme par le labour (Lipiec et al., 2006). La conversion de prairie en surface de culture aura aussi un impact sur l'infiltration de l'eau. Dans une méta-analyse chinoise, les taux d'infiltration de l'eau dans le sol ont diminué de 45,23% après la conversion de prairies en terre cultivée (Sun et al., 2018).

Une grande disparité autant au niveau des moyennes que des variances est observée dans les résultats. Aucune différence n'a pu être déterminée avec les analyses statistiques. L'analyse visuelle de la Figure 35 ne nous donne pas plus d'informations pertinentes ; même les *Labours* au sein d'une même date de conversion montrent des résultats très différents. Aucun lien ne peut donc être fait avec les études existantes.

Ces résultats posent question sur la qualité du protocole. Dans le mémoire de Biot, 2020, des différences significatives entre traitements avaient été repérées. Il est également expliqué que cette méthode permet uniquement de caractériser l'infiltration dans les premiers centimètres du sol. Il est donc difficile de prendre une position sur l'utilisation de cette méthode dans le futur.

1.5 Mesures sur les adventices

Il est important pour les agriculteurs d'éviter un maximum le développement des adventices. En effet, celles-ci pourraient entrer en compétition, pour la lumière, l'eau, l'espace ou les nutriments, avec la culture implémentée par l'agriculteur et ainsi diminuer les rendements. L'invasion par les adventices dépend fortement de la banque de graines déjà présente dans le sol. L'état de la prairie avant la conversion va donc impacter les résultats. Il est également risqué que les adventices se développent sur les planches de maraîchage car non seulement elles utiliseront davantage de ressources mais, si elles montent en graines, la propagation pourrait s'élargir et renforcer leur installation sur la surface de maraichage. Pour ces raisons, le nombre d'adventices par espèce a été comptabilisé tout au long de l'essai. En fin d'expérience, une analyse de leur stade de développement a également été réalisée afin de déterminer un facteur de compétitivité.

1.5.1 Discussion sur le comptage simple des adventices

Le comptage simple montre que, entre les parcelles de la *Date de conversion 1*, les *Labours* sont davantage envahis par les adventices que les parcelles *Couverts végétaux*. On remarque également que le nombre d'adventices diminue avec le temps. Malheureusement cette méthode ne permet pas d'évaluer la surface recouverte pas les adventices. En effet, même si la Figure 36 montre que le nombre diminue, sur le terrain, nous avons plutôt observé une intensification de la population d'adventices. Cela est du au fait que les adventices se sont développées et ont pris plus de place sur le sol (particulièrement dans les *Labours*). En *Date de conversion 2*, les résultats ne nous permettent pas de tirer de conclusion car le nombre d'adventices est trop bas pour voir des différences.

1.5.2 Discussion sur la méthode CASIMIR

La deuxième mesure, qui prend en compte le stade de développement, permet d'avoir une idée plus précise de l'impact que les adventices pourraient avoir sur chaque parcelle. Les parcelles converties en *Date de conversion 1* ont un indicateur de compétitivité beaucoup plus élevé, particulièrement les *Labours* qui ont des moyennes de plus du double ou triple des *Couverts végétaux*. Pour les parcelles de la *Date de conversion 2*, les différences sont moins marquées, probablement car les adventices ont eu moins le temps de se développer et que les différences sont donc trop faibles pour être contrastées. En regardant l'ensemble des parcelles, on peut tout de même conclure que la *Bâche* est le type de conversion le plus efficace contre la compétitivité des adventices, suivi des *Occultations organiques* puis des *Couverts végétaux* et pour finir des *Labours*. Il est tout de même important de préciser que l'efficacité des *Labours* varient très fortement en fonction de la période de conversion.

La méthode CASIMIR nous semble plus intéressante et représentative de la réalité que le comptage simple. La détermination des espèces n'a malheureusement pas vraiment été mise à profit dans cette étude pour aucune des deux méthodes. En effet, le traitement des données n'a montré aucun résultat significatif. Comme les parcelles étaient toutes les unes à côtés des autres, la banque de graines du sol était probablement fort similaire entre les parcelles. La détermination des espèces était la partie la plus chronophage et sujette à des erreurs. Il aurait peut-être été intéressant de ne pas différencier les adventices par espèce afin de gagner du temps mais plutôt de répéter plusieurs fois les relevés des stades de développement.

Il est aussi à noter qu'un biais au niveau de l'observation des adventices entre les types de développement est possible. Les adventices sous les *Couverts végétaux* ou *Occultations organiques* sont moins visibles et n'ont donc peut-être pas été comptabilisées de la même façon que sur les *Labours*.

2 Discussion sur les relations entre les mesures

Tout d'abord, pour l'ensemble des variables mesurées sur l'ensemble des traitements, certaines corrélations méritent qu'on s'y intéresse. La corrélation positive entre les APL mi-mars et le taux de décomposition est logique. En effet, si la matière organique se décompose plus rapidement, une plus grande quantité d'azote nitrique sera présente dans le sol lors du prélèvement de mi-mars. Les *Bâches* et les *Labours* ont, de manière générale, des résultats APL plus élevés que les *Couvert végétaux* et les *Occultations organiques*. Les couverts végétaux vont absorber l'azote minéral pour le développement du couvert et comme on l'a vu dans les résultats APL, les *Occultation organiques* ont tendance à avoir des taux d'azote plus faibles. La corrélation positive entre les relevés APL de mi-mars et de fin juin pour l'ensemble des parcelles démontre la puissance de cette mesure et la qualité de ces résultats.

Ensuite, en se concentrant uniquement sur les *Couverts végétaux*, on observe de nouvelles corrélations. Le jeu de données est beaucoup plus restreint et se compose uniquement des résultats de trois parcelles, les *Couverts végétaux 1, 2* et *3*. Le nombre faible de parcelles et leur ressemblance explique que beaucoup plus de corrélations significatives soient observées. Ces résultats sont donc à prendre avec prudence. Tout d'abord, le nombre de jours après semis au point d'inflexion et les relevés APL mi-mars et fin juin sont positivement corrélés entre eux. Ils sont également négativement corrélés avec la quantité de biomasse en début et en

fin d'hiver. Ceci est logique puisque, plus le couvert végétal se développe rapidement (nombre de jours après semis au point d'inflexion faible), plus il aura une quantité de biomasse élevée au début de l'hiver et donc plus le couvert va capter des nutriments, dont l'azote nitrique. On observe également que les relevés APL de mi-mars et le taux de décomposition de la MO sont négativement corrélés, ce qui est contraire à ce qui a été observé dans l'analyse générale discutée ci-dessus. Cela pourrait s'expliquer par le fait que le sol des couverts végétaux les plus développés est plus favorable au développement et à l'activité des micro-organismes qui vont décomposer la MO. Cette décomposition va engendrer l'augmentation de la quantité d'azote nitrique dans le sol, sauf que le prélèvement par la plante compense cette libération. Les taux d'azote nitrique mesurés dans les *Couverts végétaux* ne dépendent donc pas uniquement de la vitesse de décomposition et de la *minéralisation* mais également des taux absorbés par les plantes, ce qui n'a pas pu être mesuré. Une autre corrélation négative intéressante est celle entre les relevés APL fin juin et la stabilité des agrégats. Effectivement, la stabilité des agrégats est directement liée à la stabilité de la matière organique qui les compose (Chaney et Swift, 1986). Si les agrégats ne sont pas stables, la matière organique ne le sera pas non plus et va se décomposer plus rapidement. Les taux d'azote nitrique dans le sol vont donc être plus élevés sur les parcelles avec des agrégats moins stables. La même logique est à suivre pour la corrélation négative entre les relevés APL fin juin et le taux de stabilisation de la litière. Une dernière corrélation négative intéressante est celle entre la vitesse de couverture du sol du couvert végétal et le nombre d'adventices. Simplement, plus le sol est couvert rapidement par le couvert végétal moins les adventices auront l'occasion de se développer.

Pour finir, les corrélations calculées avec uniquement les données des *Occultations organiques* ne nous donnent pas d'informations supplémentaires intéressantes. En effet, les corrélations observées ont, soit déjà été observées et discutées dans les sections ci-dessus, soit ne sont pas pertinentes. A nouveau, comme pour les couverts, étant donné le nombre faible de parcelles utilisés pour ces analyses et leur grande ressemblance (même date et type de conversion), les résultats sont à prendre avec du recul.

3 Discussion sur le plan expérimental

Après avoir discuté de la pertinence des résultats mais également de la pertinence des mesures et des protocoles utilisés, il nous semble intéressant de remettre en question le plan expérimental. Quels sont ses qualités et ses défauts ? Quelles difficultés liées au plan expérimental avons-nous rencontrées ? Quels apprentissages peut-on tirer de cette expérience pour la construction de futurs plans expérimentaux ?

Premièrement, il est facilement relevable que ce plan expérimental n'est pas parfait d'un point de vue statistique. Comme expliqué dans la section 6 du chapitre Matériels et Méthodes, les contraintes du terrain et des saisons ont guidé le choix de ce plan. Tout d'abord, nous avons utilisé des machines agricoles qui ne permettent pas un niveau de précision suffisant pour travailler avec des blocs placés de manière aléatoire sur la surface de l'essai. Cela a pu être compensé par des parcelles de labours placées régulièrement sur l'essai qui ont permis de vérifier l'homogénéité du terrain. Cette méthode a bien fonctionné dans le cadre de cet essai car nous n'avons pas été confronté à de l'hétérogénéité de terrain, cela a donc rendu l'analyse aisée. Nous pensons que si une hétérogénéité de terrain avait été observée, les calculs prévus pour normaliser les données auraient probablement rendues celles-ci moins précises.

Deuxièmement, comme l'essai comportait un facteur temporel et différentes dates de conversion étaient comparées, il aurait été intéressant de répéter le même plan expérimental sur les parcelles de la *Date de conversion 1* que sur celle de la *Date de conversion 2*. Ces plans auraient eu l'avantage de pouvoir mesurer l'effet "Traitement" mais également l'effet "Date" par des analyses statistiques. Il a tout de même été préférable de ne pas répéter toutes les mêmes méthodes de conversion. En effet, les ressources financières mais aussi le temps et le matériel utilisé sont des contraintes à également prendre en compte lors de la construction du plan expérimental. Rajouter des traitements et donc des prises de mesures ajoute énormément de travail et nous aurait forcé à faire des choix et éventuellement supprimer des mesures ou réduire le nombre de répétitions. De plus, les connaissances actuelles permettent déjà de savoir que certains choix de traitements ne font pas sens. Nous avons, par exemple, pu observer sur la parcelle *Couvert végétal 4*, que les couverts végétaux ne fonctionnent pas correctement en *Date de conversion 2*. Des choix ont donc du être pris à l'encontre d'un plan statistiquement "parfait". Ce choix a tout de même permis d'obtenir des résultats très intéressants et de multiplier les expériences/répétitions sur les traitements choisis.

Il aurait tout de même été intéressant de tester des occultations organiques sur plusieurs dates différentes ou encore de rajouter une parcelle *Bâche* en *Date de conversion 3* pour pouvoir la comparer avec les deux parcelles *Bâches* converties en *Date de conversion 1* et *2*.

En conclusion, ce plan expérimental était une bonne façon de débroussailler le sujet relatif aux méthodes et aux dates de conversion de prairie. Nos résultats donnent des indications sur les différences au sein d'un type de conversion et entre les différents types. De nos conclusions, surgissent d'autres interrogations pour approfondir le sujet. Ces propositions sont reprises dans la section 5.

4 Trait d'union entre notre étude et les pratiques maraichères

Pour rappel, l'ensemble de nos résultats obtenus pour une conversion d'une prairie permanente fauchée sont à remettre dans le contexte pédo-climatique de cette étude. Il n'est pas possible de garantir, uniquement à partir de ces résultats, qu'un agriculteur aura les mêmes résultats en utilisant les mêmes traitements. D'ailleurs, à part le labour d'avril, les traitements testés sont légalement interdits. Ceci étant dit, certains résultats nous paraissent particulièrement intéressants au regard de la fertilité chimique, physique et biologique du sol et permettent d'augmenter la connaissance sur le sujet de la conversion de prairie.

Tout d'abord, les résultats sur l'azote sont au centre des préoccupations actuelles. Ils permettent, premièrement, la mise en évidence de l'effet du mode d'exploitation sur le sol de la prairie par la comparaison avec Potvin (2020). En effet, une grosse différence entre ses résultats et les nôtres met en évidence l'influence que les antécédents culturaux ont sur la *minéralisation* d'azote. Pour rappel, les deux essais ont été réalisés côte à côte avec quatre années d'écart. Avant l'essai de Potvin (2020), la prairie permanente était exclusivement pâturée et ce depuis plusieurs années. Depuis 2018, les animaux n'y ont plus accès et la prairie est uniquement fauchée. Les taux d'azote nitrique étaient beaucoup plus élevés pour son essai que pour le nôtre, variation qui ne peut pas être expliquée par la météo qui a été globalement similaire lors des deux essais. En pratique, une conversion de prairie fauchée serait donc moins à risque de lixiviation d'azote qu'une prairie pâturée. Il pourrait donc être intéressant pour les agriculteurs d'arrêter ou limiter le pâturage d'une prairie préalablement à sa conversion.

Évidemment, dans les faits, ce n'est pas toujours possible de prévoir ce type de mesures sur le long terme.

Ensuite, l'essai conclu sur le traitement des *Copeaux* qui obtient seulement 50 kg N-NO_3^-/ha fin juin. Ce résultat est intéressant car cela veut dire que cette méthode de conversion limite énormément les risques de lixiviation d'azote. Malheureusement, les *Copeaux* n'en deviennent pas pour autant la solution parfaite. En effet, 50 kg N-NO_3^-/ha est un taux d'azote trop faible pour des cultures avec un besoin élevé d'azote qui sont sur le pic de leur besoin en azote justement à cette période de l'année. Pour référence, dans l'étude de Wilmus (2021) les carottes ont besoin de 110 kg N-NO_3^-/ha, les oignons 160 kg N-NO_3^-/ha et les épinards 220 kg N-NO_3^-/ha. À l'inverse, les parcelles *Paille* et *Feuilles*, qui ont respectivement des taux d'azote nitrique de 185 kg N-NO_3^-/ha et 165 kg N-NO_3^-/ha, apportent assez d'azote minéral pour une culture. Toutefois, malgré ses qualités, la méthode de l'occultation organique ne sera pas utilisée pour des exploitations de maraichage en grandes surfaces car trop contraignante à cette échelle.

Les *Couverts végétaux* de la *Date de conversion 1* obtiennent des taux d'azote nitrique corrects et permettent de limiter la lixiviation avant leur incorporation. Le *Couvert végétal 4* ne s'est malheureusement pas assez développé pour avoir un impact sur le taux d'azote nitrique. Une fois incorporés dans le sol, les couverts végétaux ont rapidement été décomposés et le taux d'azote est revenu au même niveau que celui des *Labours*, assez tôt pour éviter une faim d'azote pour les cultures potentielles. Il nous semble donc opportun de considérer cette méthode de conversion et de réfléchir à l'autorisation d'une conversion hors de la période légale actuelle sous condition de l'implantation d'un couvert en début d'automne.

Les résultats du taux de décomposition de la matière organique *via* la mesure des sachets de thé nous semblent également intéressants. Ils mettent en avant la capacité des *Occultations organiques* et des *Bâches* à accélérer la décomposition de la MO par rapport aux autres traitements. Il est possible que le travail de labour dans les parcelles *Labours* et *Couverts végétaux* aient impacté l'activité microbienne. La deuxième théorie qui nous semble probable est que la différence de température et d'humidité sous les couches occultantes ait impactés le taux de décomposition. Nos résultats ne nous permettent donc pas de comprendre complètement l'impact du type de conversion sur les dynamiques de décomposition de la matière organique.

Pour finir, même si les différences sont minimes, nos résultats permettent de mettre en lumière la plus faible stabilité des agrégats sur les *Labours* en général.

La stabilité des agrégats et le taux de décomposition sont des facteurs fondamentaux de la fertilité du sol. Celle-ci est, naturellement, primordiale pour les maraichers. Les prairies permanentes sont riches en matière organique et leur conversion va impacter directement leur fertilité. Un terrain issu d'une conversion de prairie dispose donc dés le départ d'un certain capital de fertilité qui est précieux et qu'il ne faut surtout pas voir diminuer. Le maraicher doit donc prendre des décisions qui vont lui permettre de préserver son capital de fertilité mais également de suivre les règles mises en place pour protéger l'environnement, d'atteindre des rendements suffisants pour subvenir à ses besoins. Dans cette prise de décision doivent également être pris en compte les contraintes matérielles, financières et de main d'oeuvre.

La décision dépend donc bien évidemment de la situation. La définition du maraichage englobe également beaucoup de méthodes et de types de cultures différentes. Il ne se pratique par exemple pas de la même

façon sur 5 ha que sur 25 ha. On distingue alors deux grands types de maraichage : le maraichage en monoculture sur grande surface et le maraichage diversifié sur petite et moyenne surface. Les mêmes méthodes de conversion ne peuvent pas toujours être utilisées dans ces deux cas.

Pour le maraichage en monoculture sur grande surface, plusieurs possibilités peuvent être discutées. Selon nous, une conversion d'une pairie permanente fauchée, par labour hors des délais légaux, suivie d'un semis d'un mélange de couvert végétal suffisamment tôt avant l'hiver suivie d'une culture d'un légume gourmand en azote (comme les épinards, par exemple) est une option envisageable. Une modification de la réglementation nécessiterait un approfondissement de cette étude et notamment des essais dans d'autres conditions pour confirmer nos résultats. Une méthode préconisée actuellement est la conversion par labour en respectant les dates de la législation, suivie d'une culture gourmande en azote, le tout suivi de l'installation d'un couvert végétal.

Sur de plus petites surfaces, il est possible de tester des méthodes plus contraignantes comme les occultations. Ainsi, la conversion d'une prairie permanente fauchée par l'installation de feuilles mortes avant l'hiver est une méthode tout à fait réalisable, si celle-ci est suivie par une culture gourmande comme des pommes de terre ou bien encore des épinards. Si l'on désire installer des légumes peu friands en azote, la conversion avec une couche de copeaux pourrait être une option.

5 Et si on mettait Lauzelle en bouteille ?

Cet essai a abouti à une grande quantité de résultats très intéressants. Avec ceux-ci ont également surgi de nouvelles interrogations. En pensant de nouveaux plans expérimentaux, inspirés par celui de cette étude, et en ajoutant/modifiant des expériences, il serait possible d'approfondir le sujet de la conversion de prairie en surface de maraîchage. Dans la dernière section de ce mémoire, nous avons eu envie de rêver à ce qui pourrait encore être fait pour mieux comprendre ce qu'il se passe dans le sol lors d'une conversion de prairie.

Premièrement, les résultats obtenus sont valables uniquement pour cette année-ci et la localisation de l'essai. Si un agriculteur convertit une prairie selon le même protocole que nous, il n'aura pas les mêmes résultats. Il serait donc intéressant de refaire cette expérience sous d'autres conditions météorologiques, dans d'autres régions et sur des sols avec des antécédents différents. Par exemple, comme discuté dans la section 1.2.1 sur l'azote, le fait que la prairie ait été fauchée et non pâturée les quatre dernières années a sans doute influencé les résultats. Il serait donc intéressant de comparer des conversions de prairie avec des antécédents différents.

Deuxièmement, le résultat du *Labour 6*, qui est le seul a avoir été converti en respectant la législation mais dont les taux d'azote sont au même niveau que celui des autres traitements, est interpellant. Il serait donc intéressant d'approfondir la comparaison entre des dates de conversion autorisées et d'autres non-autorisées. La répétition d'un plan expérimental simple (par exemple : Labour/Occultation organique) sur plusieurs dates hors et dans les délais autorisés permettrait de mettre en lumière l'effet du choix de la date de conversion. Le fait de répéter le même plan expérimental sur différentes dates permettrait de pouvoir déterminer l'effet de la date par des analyses statistiques.

Troisièmement, afin de mieux comprendre les dynamiques liées à l'*immobilisation* de l'azote nitrique par

l'intermédiaire de matières organiques avec un rapport C/N élevé, réaliser plus de tests sur les *Occultations organiques* serait précieux. Par exemple, tester des mélanges de types d'occultations organiques pourrait combiner l'effet possiblement immobilisant des copeaux et l'effet fertilisant des feuilles ou de la paille. Il serait aussi utile de comparer différentes périodes d'occultation pour déterminer combien de temps est nécessaire pour avoir une destruction efficace de la prairie. Une comparaison similaire pour des volumes de matière organique différents pourrait donner une indication sur la quantité nécessaire de ceux-ci pour que la prairie soit convertie correctement. Ces deux comparaisons pourraient répondre directement à des questions pratiques de maraichers qui voudraient utiliser la méthode de l'occultation organique.

Quatrièmement, comme prévu dans le plan expérimental initial il serait intéressant de cultiver des légumes directement après la conversion pour évaluer leur capacité à pomper l'azote et comparer leur développement en fonction des traitements.

Les quatre pistes de réflexion ci-dessus portent sur le plan expérimental général, d'autres pistes sont davantage liées aux méthodes de mesures utilisées pour comparer les traitements entre eux.

En premier lieu, il serait intéressant de prendre plus de mesures afin de mieux comprendre les différences de dynamique de l'azote entre les traitements. Avoir un suivi de la température et de l'humidité du sol pourrait, par exemple, expliquer les taux très importants d'azote nitrique sous la bâche. Ensuite, des mesures de la capacité au champ et de l'évapotranspiration permettraient de calculer une meilleure estimation de la lame drainante avec laquelle on estime les pertes d'azote au-delà des 90 cm de profondeur. Un allongement du temps de l'essai serait aussi intéressant afin d'obtenir des informations sur le cycle de l'azote sur le moyen terme après la conversion. En deuxième lieu, pour mieux pouvoir interpréter les différences entre les occultations organiques diverses, une analyse de la composition en carbone et azote de la paille, des feuilles et copeaux est nécessaire.

En troisième lieu, pour affiner la compréhension de l'impact de la conversion sur la vie des micro-organismes, des méthodes d'analyse, comme le test PLFA (PhosphoLipid Fatty Acids), pourraient être appliquées à la place ou en complément du protocole du Tea Bag Index (Green et Scow, 2000). Dans ce test, certains acides gras des membranes cellulaires sont utilisés pour reconnaître les bactéries, les champignons ou d'autres types de microbes, de sorte que la quantification de la teneur en acides gras dans un échantillon de sol peut indiquer la taille d'un groupe microbien spécifique ainsi que la taille de l'ensemble de la biomasse microbienne.

Pour finir, il nous semble pertinent de réitérer l'expérience en diminuant le nombre de mesures et de traitements différents mais en augmentant les répétitions dans le temps. Par exemple, supprimer les mesures physiques du sol et réaliser un suivi plus précis des adventices, un bilan azoté plus régulier, etc. De plus, pour simplifier le traitement statistique et consolider la matrice de corrélations, il serait utile de réaliser uniquement des mesures qui se font sur l'ensemble des traitements.

Conclusion et perspectives

La production maraîchère est en expansion en Wallonie, notamment en agriculture biologique. Comme toutes les productions agricoles, le maraichage a ses défis : l'accès à la terre, la gestion de la fertilité, des adventices et des maladies, auxquels s'ajoutent parfois des contraintes propres à l'agriculture biologique. Pour démarrer leur exploitation, certains maraichers convertissent d'anciennes prairies permanentes en surface de maraichage. Celles-ci sont moins chères que des terres déjà mises en culture, riches en matières organiques et préservées de toutes traces de produits phytopharmaceutiques.

Dans ce mémoire, nous avons voulu nous concentrer sur cette première étape. En effet, la conversion de prairie engendre des réactions qui doivent être prises en compte et encadrées. Premièrement, la conversion d'une prairie permanente accélère la *minéralisation* de la matière organique, dont les corollaires sont une perte de cette matière organique et une libération de l'azote sous forme minérale, donc en partie lixiviable. Ces changements peuvent non seulement représenter une perte de fertilité à l'échelle de la parcelle mais également un risque environnemental à l'échelle du bassin versant. La lixiviation d'azote sous forme de nitrate étant plus forte en hiver, le Programme de Gestion durable de l'Azote (PGDA) autorise la conversion de prairie uniquement entre le 1er février et le 31 mai. Deuxièmement, le choix de la méthode de conversion peut avoir un impact sur cette lixiviation d'azote sur le court terme mais également sur le maintien de la fertilité dans le sol à plus long terme, les êtres-vivants du sol, le développement des adventices, etc.

Ce mémoire nous permet de mieux comprendre ces problématiques et de proposer des solutions aux agriculteurs ; mais également de remettre la législation actuelle en question. Pour cela trois dates et quatre types de conversion ont été choisis afin de les comparer. Deux dates hors des limites légales (septembre et novembre) et une date, qui sert de témoin, au milieu de la période autorisée. Les quatre grands types de conversion sélectionnés sont : le labour, des couverts végétaux semés après labour, l'occultation par une bâche silo et l'occultation avec différentes matières organiques inertes.

Il est crucial de rappeler que les résultats suivants sont à prendre en compte avec les caractéristiques du site, à savoir une prairie permanente, qui n'est plus pâturée mais uniquement fauchée depuis 4 ans, avec sol sablo-limoneux. Les conditions météorologiques sont également à considérer, vu leur impact important sur les dynamiques de *minéralisation* et le développement des couverts. L'hiver 2021-22 a été doux avec une pluviométrie normale et le printemps 2022 a été chaud et sec.

La date de conversion a eu une influence sur les quantités d'azote dans le sol. Même si, *in fine* la quantité de MO minéralisée sera identique et que fin juin les paliers atteints sont globalement élevés, l'écart temporel entre deux dates de conversion entraîne logiquement un décalage de la *minéralisation*. Ce phénomène de décalage se matérialise dans la différence entre les teneurs en azote nitrique des parcelles, converties par labour et par une bâche, de la *Date de conversion 1* et la *Date de conversion 2*. En effet, on a pu observer que, lors du prélèvement mi-mars, les taux d'azote nitrique dans ces parcelles converties en début octobre étaient bien plus élevés que ceux des parcelles converties début décembre. Pour un prélèvement à une date donnée,

la quantité d'azote nitrique sera d'autant plus élevée que la date de conversion a eu lieu tôt en arrière-saison. Les adventices se sont également davantage développées sur les parcelles converties en septembre qu'en novembre. De la même manière, les couverts végétaux installés en septembre se sont mieux développés que celui de mi-novembre. Par contre, pour ce qui est des bilans de matière organique et de l'activité des micro-organismes, la date de conversion n'a pas d'influence.

Le choix du type de conversion a également un effet sur les dynamiques de l'azote dans le sol. La *minéralisation* sous la bâche est dangereusement élevée et pose question sur l'adéquation de cette méthode de conversion. À l'inverse, les couverts végétaux absorbent le nitrate, ce qui empêche leur lixiviation. Par contre, après incorporation des couverts végétaux dans le sol comme engrais vert, on constate un pic de *minéralisation*. Ensuite, les copeaux ont un effet particulier sur l'azote qui semble inhiber la transformation de N-NH_4^+ en N-NO_3^-. Il est également intéressant de signaler qu'au début de l'été, peu importe la date de conversion, les couverts organiques, les labours et les occultations organiques (à part les copeaux) ont un taux d'azote nitrique correct. La lixiviation hivernale a été, selon nos estimations, relativement faible, ce qui est probablement du aux conditions météorologiques spécifiques de la saison 2021-2022.

Ces résultats sont encourageants mais nécessiteraient de creuser le sujet et de tester ces dynamiques sous d'autres conditions pédo-climatiques. La thématique des occultations organiques pourrait également être approfondie. Notamment la dynamique d'*immobilisation* de l'azote par la matière organique avec un taux C/N élevé ou l'effet inhibiteur des copeaux sur la transformation de N-NH_4^+ en N-NO_3^-. Pour finir, il nous semblerait judicieux de pousser la question de la vie microbienne dans le sol et de l'impact de la conversion sur celle-ci.

En pratique, qu'est-ce que cette étude pourrait apporter comme informations aux agriculteurs ? Premièrement, dans des conditions similaires aux nôtres, les méthodes d'occultation organique sont toutes aussi efficaces pour la conversion de la prairie que le labour. Celles-ci diminuent les risques de lixiviation de nitrate mais, contrairement aux copeaux, ne présentent pas de risque de faim d'azote au début de l'été quand les plantes en ont le plus besoin. Deuxièmement, la méthode de la bâche constitue un grand risque de perte d'azote ce qui est dangereux pour l'environnement mais également mauvais pour la fertilité du sol sur le long terme. Troisièmement, les copeaux pourraient être intéressants pour des cultures peu gourmandes en azote, comme la plupart des légumes. Quatrièmement, les couverts seraient assez absorbants pour limiter la lixiviation d'azote nitrique en hiver et se décomposeraient assez rapidement après incorporation pour éviter une faim d'azote dans le sol lors de la culture suivante. Enfin, cette étude est un point de départ pour la remise en question de la législation actuelle sur la période de conversion, cette dernière étant une contrainte supplémentaire pour les maraichers.

Bibliographie

Abdalla, M., Hastings, A., Cheng, K., Yue, Q., Chadwick, D., Espenberg, M., Truu, J., Rees, R. M. & Smith, P. (2019). A critical review of the impacts of cover crops on nitrogen leaching, net greenhouse gas balance and crop productivity. *Global Change Biology*, *25*(8), 2530-2543. https://doi.org/10.1111/gcb.14644

Agnan, Y. (2020). LBIRA2108B. *Production végétales : interactions sol-plantes-rhizosphère*. UCLouvain.

Archambeaud, M. & Thomas, F. (2016). *Les couverts végétaux, gestion pratique de l'interculture*. France Agricole.

Arrouays, D., Balesdent, J., Germon, J. C., Jayet, P.-A., Soussana, J.-F. & Stengel, P. (2002). *Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ?*

Arvalis. (2022). *Les Fiches Couverts* [Tout savoir sur une culture intermédiaire. Fiches pratiques par ARVALIS]. Récupérée 9 juin 2022, à partir de http://www.fiches.arvalis-infos.fr

Assandri, D., Pampuro, N., Zara, G., Cavallo, E. & Budroni, M. (2020). Suitability of composting process for the disposal and valorization of brewer's spent grain. *Agriculture*, *11*(1), 2. https://doi.org/10.3390/agriculture11010002

Attard, E., Le Roux, X., Charrier, X., Delfosse, O., Guillaumaud, N., Lemaire, G. & Recous, S. (2016). Delayed and asymmetric responses of soil c pools and n fluxes to grassland/cropland conversions. *Soil Biology and Biochemistry*, *97*, 31-39. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.02.016

Avramovic, N. & Meuris, G. (2022). *Évaluation des services écosystémiques rendus par les couverts hivernaux en fonction de leur composition et du travail du sol* (thèse de doct.). Université Catholique de Louvain.

Ball, B. C., Batey, T. & Munkholm, L. J. (2007). Field assessment of soil structural quality – a development of the peerlkamp test [_eprint : https ://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/j.1475-2743.2007.00102.x]. *Soil Use and Management*, *23*(4), 329-337. https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2007.00102.x

Barral, M. T., Buján, E., Devesa, R., Iglesias, M. L. & Velasco-Molina, M. (2007). Comparison of the structural stability of pasture and cultivated soils. *Science of The Total Environment*, *378*(1), 174-178. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.01.045

Basaraba, J. (1964). Influence of vegetable tannins on nitrification in soil. *Plant and Soil*, *21*(1), 8-16. https://doi.org/10.1007/BF01373867

Belin, X. & Fockedey, A. (2021). *Etude de l'impact des pratiques agricoles sur les services écosystémiques à travers une recherche participative dans la région limoneuse et sablolimoneuse du Brabant wallon* (thèse de doct.). Faculté des bioingénieurs, Université catholique de Louvain.

Besnard, A., Hanocq, D., Vertes, F. & Mary, B. (2007). Minéralisation de l'azote après destruction de prairie : complémentarité de 3 approches «sol nu», bilan d'azote sous cultures et incubations.

Bielders, C. (2018). *LBRES2105 - Soil erosion and conservation* (Faculté des bioingénieurs, T. LBRES2105) [LBRES2105]. UCLouvain.

Biot, N. (2020). *Comparaison de méthodes d'évaluation de la fourniture du service écosystémique de la stabilité structurale sur des sols limoneux et limono-sableux en Belgique* (thèse de doct.). Faculté des bioingénieurs, Université catholique de Louvain. http://hdl.handle.net/2078.1/%20thesis:25112

Biowallonie. (2020). Les chiffres du BIO 2020. https://www.biowallonie.com/wp-content/uploads/2021/09/Biowallonie_ChiffresBio-2020-V2.pdf

Blanchard, R. (2021). *Utiliser une bâche noire pour désherber et préparer le sol* [Binette et Cornichons]. Récupérée 1 août 2022, à partir de https://binette-et-cornichon.com/a/desherber-bache/

Bodner, G., Himmelbauer, M., Loiskandl, W. & Kaul, H.-P. (2010). Improved evaluation of cover crop species by growth and root factors. *Agronomy for Sustainable Development*, *30*(2), 455-464. https://doi.org/10.1051/agro/2009029

Boquel Geneviève, Bruckert & Suavin Liliane. (1970). Inhibition de la nitrification par les extraits aqueux de litière de hêtre (Fugus silvaticu). *Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol*, p. 357-366. Récupérée 18 août 2022, à partir de https://www.documentation.ird.fr/hor/fdi:04743

Bousquet, N. (2018). *Quatre fonctions assurées par les micro organismes du sol* [Arvalis]. Récupérée 14 juin 2022, à partir de https://www.arvalis-infos.fr/travail-du-sol-des-effets-sur-les-populations-de-micro-organismes-@/view-15923-arvarticle.html

Bouthier, A., Pelosi, C., Villenave, C., Pérès, G., Hedde, M., Ranjard, L., jean-françois, V., Peigné, J., Cortet, J., Bispo, A. & Piron, D. (2014). *Impact du travail du sol sur son fonctionnement biologique*.

Briat, J.-F. & Job, D. (2017). *Les sols et la vie souterraine : Des enjeux majeurs en agroécologie*. Editions Quae. Récupérée 14 juin 2022, à partir de https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01594265

Bronick, C. J. & Lal, R. (2005). Soil structure and management : a review. *Geoderma*, *124*(1), 3-22. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005

Cellier, V., J.N., A., Cordeau, S., Fontaine, L., Froger, M., Gardarin, A., P., G., Lavigne, C., Petit, S., A., R., Sarthou, J.-P. & M., V.-M. (2017). Développements méthodologiques pour une CAractérisation SIMplifiée des presslons biotiques et des Régulations biologiques-CASIMIR. *Innovations Agronomiques*, *59*, 41-54.

Chabbi, A. & Lemaire, G. (2008). Rôle des matières organiques des prairies dans le cycle de l'azote et impacts sur la qualité de l'eau, 13.

Chabert, A. (2017). *Expression combinée des services écosystémiques en systèmes de production agricole conventionnels et innovants : étude des déterminants agroécologiques de gestion du sol, des intrants et du paysage* (thèse de doct.). Université de Toulouse.

Chalise, K. S., Singh, S., Wegner, B. R., Kumar, S., Pérez-Gutiérrez, J. D., Osborne, S. L., Nleya, T., Guzman, J. & Rohila, J. S. (2019). Cover crops and returning residue impact on soil organic carbon, bulk density, penetration resistance, water retention, infiltration, and soybean yield. *Agronomy Journal*, *111*(1), 99-108. https://doi.org/10.2134/agronj2018.03.0213

Chalker-Scott, L. (2007). Impact of Mulches on Landscape Plants and the Environment — A Review. *Journal of Environmental Horticulture*, *25*(4), 239-249. https://doi.org/10.24266/0738-2898-25.4.239

Chambre d'Agriculture d'Aquitaine. (2015). *Organiser sa production en maraîchage biologique en Aquitaine*. Récupérée 9 février 2022, à partir de https://pa.chambre-agriculture.fr/fileadmin/user_upload/National/FAL_commun/publications/Nouvelle-Aquitaine/64_publications/OrganisationProdMaraichageBio.pdf

Chambre d'agriculture des Bouches-du-Rhône. (2019). *S'installer en maraichage bio : les clés de la réussite*. Récupérée 9 février 2022, à partir de https://chambres-agriculture.fr/fileadmin/user_upload/National/FAL_commun/publications/National/APCA_guide_maraichage_-_60p_V22-02-19.pdf

Chaney, K. & Swift, R. S. (1984). The influence of organic matter on aggregate stability in some british soils. *Journal of Soil Science*, *35*(2), 223-230. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1984.tb00278.x

Chaney, K. & Swift, R. S. (1986). Studies on aggregate stability. i. re-formation of soil aggregates [_eprint : https ://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/j.1365-2389.1986.tb00035.x]. *Journal of Soil Science*, *37*(2), 329-335. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1986.tb00035.x

Charles, R., Wirth, J., Buchi, L., Justes, E. E. & Sarthou, J.-P. J.-P. (2013). Couverts végétaux et allélopathie : où en est la Recherche ? *TCS. Techniques Culturales Simplifiées*, *71*. Récupérée 13 août 2022, à partir de https://hal.inrae.fr/hal-02643575

Chartin, C., Vincent, Q., van Wesemael, B. & Carnol, M. (2019). *Développement d'indicateurs de la qualité biologique et du carbone organique du sol pour l'évaluation de l'état des sols en Wallonie : valorisation des acquis et transfert vers les utilisateurs (CARBIOSOL 5)*.

Chauvel, B., Darmency, H., Munier-Jolain, N. & Rodriguez, A. (2018). *Gestion durable de la flore adventice des cultures.* (Editions Quae).

Chen, G. & Weil, R. R. (2010). Penetration of cover crop roots through compacted soils. *Plant and Soil*, *331*(1), 31-43. https://doi.org/10.1007/s11104-009-0223-7

Chu, M., Jagadamma, S., Walker, F. R., Eash, N. S., Buschermohle, M. J. & Duncan, L. A. (2017). Effect of multispecies cover crop mixture on soil properties and crop yield. *Agricultural & Environmental Letters*, *2*(1), 170030. https://doi.org/10.2134/ael2017.09.0030

Cluzeau, D., Guernion, M., Chaussod, R., Martin-Laurent, F., Villenave, C., Cortet, J., Ruiz-Camacho, N., Pernin, C., Mateille, T., Philippot, L., Bellido, A., Rougé, L., Arrouays, D., Bispo, A. & Pérès, G. (2012). Integration of biodiversity in soil quality monitoring : baselines for microbial and soil fauna parameters for different land-use types. *European Journal of Soil Biology*, *49*, 63-72. https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2011.11.003

Conant, R. T., Ryan, M. G., Ågren, G. I., Birge, H. E., Davidson, E. A., Eliasson, P. E., Evans, S. E., Frey, S. D., Giardina, C. P., Hopkins, F. M., Hyvönen, R., Kirschbaum, M. U. F., Lavallee, J. M., Leifeld, J., Parton, W. J., Megan Steinweg, J., Wallenstein, M. D., Martin Wetterstedt, J. Å. & Bradford, M. A. (2011). Temperature and soil organic matter decomposition rates - synthesis of current knowledge and a way forward. *Global Change Biology*, *17*(11), 3392-3404. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02496.x

Directive concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles (1991). Récupérée 2 mars 2022, à partir de https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:31991L0676&from=FR

CRA-W. (2017). *Date de semis* [Livre Blanc Céréales]. Récupérée 8 juin 2022, à partir de https://www.livre-blanc-cereales.be/thematiques/semis/date-de-semis/

Cremer, S. (2015). *La gestion des prairies*. Récupérée 22 février 2022, à partir de https://centredemichamps.be/wp-content/uploads/2019/03/Cours_A_Prairie_Cremer_S_2015_2016.pdf

De Coster, C., De Toffoli, M., Oost, J.-F. & Lambert, R. (2015). Destruction des prairies permanentes. *Wallonie Elevages*, pp 53. Récupérée 9 mars 2022, à partir de https://dial.uclouvain.be/pr/boreal/object/boreal:172397

De Toffoli, M., Oost, J.-F. & Lambert, R. (2013). Impact de la destruction de prairie sur le reliquat d'azote et la gestion de la fertilisation azotée. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, 8.

Declerck, S. (2020). LBIRA2108B. *Production végétales : interactions sol-plantes-rhizosphère*. UCLouvain.

Delmelle, P. (2018). LBIR1230. *Introduction à l'ingénieurie de la biosphère*. UCLouvain.

Delvaux, B. (1978). De l'influence du facteur anthropique sur les propriétés pédologiques des udalfs (gray brown podzolic soils) en région limoneuse brabançonne.

Demotes-Mainard, S., Bertheloot, J., Boumaza, R., Huché-Thélier, L., Guéritaine, G., Guérin, V. & Andrieu, B. (2013). Rose bush leaf and internode expansion dynamics : analysis and development of a model capturing interplant variability. *Frontiers in Plant Science*, *4*. Récupérée 5 août 2022, à partir de https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fpls.2013.00418

Denis Baize. (2016). Du taux de carbone à celui de matières organiques dans les sols. *Les Mots de l'agronomie*. Récupérée 24 juin 2022, à partir de https://lorexplor.istex.fr/mots-agronomie.fr/index.php/Du_taux_de_

carbone_%C3%A0_celui_de_mati%C3%A8res_organiques_dans_les_sols

Destain, J.-P., Reuter, V. & Goffart, J.-P. (2010). Les cultures intermédiaires pièges à nitrate (CIPAN) et engrais verts : protection de l'environnement et intérêt agronomique. *BASE*. Récupérée 15 août 2022, à partir de https://popups.uliege.be/1780-4507/index.php?id=4902http:

Dumont, B. & Sinnaeve, G. (2022). Le livre blanc des céréales de février 2022.

EFSA. (2021). *Glyphosate* [Section : Topics]. Récupérée 7 avril 2022, à partir de https://www.efsa.europa.eu/fr/topics/topic/glyphosate

Eriksen, J. (2001). Nitrate leaching and growth of cereal crops following cultivation of contrasting temporary grasslands [Publisher : Cambridge University Press]. *The Journal of Agricultural Science*, *136*(3), 271-281. https://doi.org/10.1017/S0021859601008802

Euteneuer, P., Wagentristl, H., Steinkellner, S., Fuchs, M., Zaller, J. G., Piepho, H.-P. & Butt, K. R. (2020). Contrasting effects of cover crops on earthworms : results from field monitoring and laboratory experiments on growth, reproduction and food choice. *European Journal of Soil Biology*, *100*, 103225. https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2020.103225

Finney, D. M., White, C. M. & Kaye, J. P. (2016). Biomass production and carbon/nitrogen ratio influence ecosystem services from cover crop mixtures [_eprint : https ://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.2134/agronj15.0182]. *Agronomy Journal*, *108*(1), 39-52. https://doi.org/10.2134/agronj15.0182

Fiorini, A., Boselli, R., Amaducci, S. & Tabaglio, V. (2018). Effects of no-till on root architecture and root-soil interactions in a three-year crop rotation. *European Journal of Agronomy*, *99*, 156-166. https://doi.org/10.1016/j.eja.2018.07.009

Fortier, J., Jones, A., Truax, B. & Gagnon, D. (2020). Effets du paillis de plastique sur la qualité du sol. *Progrès forestier*, 5. https://www.agrireseau.net/documents/Document_103963.pdf

Gac, A., Dollé, J.-B., Gall, A. L., Klumpp, K., Tallec, T., Mousset, J., Eglin, T., Bispo, A., Peyraud, J.-L. & Faverdin, P. (2010). Le stockage de carbone par les prairies [Publisher : Institut de l'Elevage - INRA], 12 p. Récupérée 12 mars 2022, à partir de https://hal.inrae.fr/hal-02824535

Glenn, M. G., Chew, F. S. & Williams, P. H. (1988). Influence of glucosinolate content of brassica (cruciferae) roots on growth of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytologist*, *110*(2), 217-225. https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1988.tb00255.x

Goidts, E. & van Wesemael, B. (2007). Regional assessment of soil organic carbon changes under agriculture in southern belgium (1955–2005). *Geoderma*, *141*(3), 341-354. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.06.013

Green, C. T. & Scow, K. M. (2000). Analysis of phospholipid fatty acids (PLFA) to characterize microbial communities in aquifers. *Hydrogeology Journal*, *8*(1), 126-141. https://doi.org/10.1007/s100400050013

Guimarães, R. M. L., Ball, B. C. & Tormena, C. A. (2011). Improvements in the visual evaluation of soil structure [_eprint : https ://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/j.1475-2743.2011.00354.x]. *Soil Use and Management*, *27*(3), 395-403. https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2011.00354.x

Hardy, B. & Godden, B. (2018). *Implantation de cultures de légumes après prairie permantante : risque environnementaux et intérêts agronomiques*. Récupérée 16 février 2022, à partir de https://www.cra.wallonie.be/uploads/2018/09/fiche_resultats_legap_hortifolies_vf1.pdf

Hardy, B., Jamar, L. & Godden, B. (2018). Cultures maraîchères après destruction de prairie permanente : risques environnementaux et intérêts agronomiques. Récupérée 9 février 2022, à partir de https://www.biowallonie.com/wp-content/uploads/2020/05/Cultures-mara%C3%AEch%C3%A8res-apr%C3%A8s-destruction-de-prairie-permanente-novembre-2018.pdf

Horsch. (2022). *Pronto AS*. Récupérée 20 août 2022, à partir de https://www.horsch.com/fr/produits/semis/semoir-a-disques/pronto-as

INRA. (2017a). Méthodes simplifiées de suivi de la flore adventice en grandes cultures.

INRA. (2017b). Suivi des adventices en grandes cultures (Réseau DEPHY EXPE).

Institut scientifique du service public. (2017). *Détermination de la perte au feu des déchets, boues et des sédiments*. Récupérée 10 août 2022, à partir de https://www.issep.be/wp-content/uploads/D-II-5-perte-au-feu.pdf

Justes, E. E., Beaudoin, N., Bertuzzi, P., Charles, R., Constantin, J., Durr, C., Hermon, C., Joannon, A., Le Bas, C., Mary, B., Mignolet, C., Montfort, F., Ruiz, L., Sarthou, J.-P., Souchere, V., TOURNEBIZE, J., Savini, I. & Rechauchère, O. (2012). *Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires : conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques* (Other N° 2100450303). Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie. https://doi.org/10.15454/hpbw-8e96

Keuskamp, J. A., Dingemans, B. J. J., Lehtinen, T., Sarneel, J. M. & Hefting, M. M. (2013). Tea bag index : a novel approach to collect uniform decomposition data across ecosystems [_eprint : https ://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/2041-210X.12097]. *Methods in Ecology and Evolution*, *4*(11), 1070-1075. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12097

Kim, N., Zabaloy, M. C., Guan, K. & Villamil, M. B. (2020). Do cover crops benefit soil microbiome ? a meta-analysis of current research. *Soil Biology and Biochemistry*, *142*, 107701. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107701

Kruidhof, H. M., Bastiaans, L. & Kropff, M. J. (2008). Ecological weed management by cover cropping : effects on weed growth in autumn and weed establishment in spring. *Weed Research*, *48*(6), 492-502. https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2008.00665.x

Laloy, E. & Bielders, C. (2010). *Gestion des cultures de couvertures hivernales en maïs pour la lutte contre le ruissellement et l'érosion. Application aux régions limoneuse et sablo-limoneuse wallonnes*. Récupérée 13 juin 2022, à partir de https://dial.uclouvain.be/pr/boreal/fr/object/boreal%3A72220

Lampurlanés, J. & Cantero-Martínez, C. (2003). Soil bulk density and penetration resistance under different tillage and crop management systems and their relationship with barley root growth. *Agronomy Journal*, *95*(3), 526-536. https://doi.org/10.2134/agronj2003.5260

Langdale, G. W., Blevins, R. L., Karlen, D. L., McCool, D. K., Nearing, M. A., Skidmore, E. L., Thomas, A. W., Tyler, D. D. & Williams, J. R. (1991). Cover crop effects on soil erosion by wind and water. *Cover crops for clean water*, 15-22.

Larousse. (2022). *Définition : maraîchage*. Récupérée 17 août 2022, à partir de https://www.larousse.fr/dictionnaires/francais/mara%C3%AEchage/49331

Laurent, F., Kerveillant, P., Besnard, A., Vertes, F., Mary, B. & Recous, S. (2004). Effet de la destruction de prairies pâturées sur la minéralisation de l'azote : approche au champ et propositions de quantification., 76.

Lefèvre, C., Rekik, F., Alcantara, V. & Wiese, L. (2017). *Carbone organique du sol : une richesse invisible* [ISBN : 9789252096818]. FAO. Récupérée 6 avril 2022, à partir de http://www.fao.org/3/b-i6937f.pdf

Lies, S. (2007). *Een studie van de effecten van tussenteelten op regenwormen* (thèse de doct.). Katholieke Universiteit Leuven.

Life Prairies bocagères. (2015). Prairies à protéger, prairies à restaurer.

Lipiec, J., Kuś, J., Słowińska-Jurkiewicz, A. & Nosalewicz, A. (2006). Soil porosity and water infiltration as influenced by tillage methods. *Soil and Tillage Research*, *89*(2), 210-220. https://doi.org/10.1016/j.still.2005.07.012

Lira, S. M. & Tyner, W. E. (2018). Patterns of cover crop use, adoption, and impacts among Indiana farmers [Publisher : Taylor & Francis _eprint : https ://doi.org/10.1080/15427528.2018.1432515]. *Journal of Crop Improvement*, *32*(3), 373-386. https://doi.org/10.1080/15427528.2018.1432515

MA McGeoch & SL Chown. (1998). Scaling up the value of bioindicators. Récupérée 2 août 2022, à partir de http://www.pelagicos.net/MARS6300/homework/hw5/McGeoch_&_Chown_1998.pdf

Marcel Bouché. (1972). *Lombriciens de France - écologie et systématique* (thèse de doct.). Institut national de la recherche agronomique.

Marchand, P. (2020). *ECL8202 - Analyses des données complexes* (Institut de recherche sur les forêts). Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue. https://pmarchand1.github.io/ECL8202/notes_cours/06-Modeles_generalises_mixtes2.html#contenu_du_cours

Maris, S. C., Fiorini, A., Boselli, R., Santelli, S. & Tabaglio, V. (2021). Cover crops, compost, and conversion to grassland to increase soil c and n stock in intensive agrosystems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, *119*(1), 83-101. https://doi.org/10.1007/s10705-020-10110-9

Mazollier, C. (2008). Les engrais verts en maraichage biologique, 8.

Mazzoncini, M., Sapkota, T. B., Bàrberi, P., Antichi, D. & Risaliti, R. (2011). Long-term effect of tillage, nitrogen fertilization and cover crops on soil organic carbon and total nitrogen content. *Soil and Tillage Research*, *114*(2), 165-174. https://doi.org/10.1016/j.still.2011.05.001

Mbah, C. N., Nwite, J., Ibeh, L., Igwe, T. & Njoku, C. (2010). Physical Properties of an Ultisol under Plastic Film and No-Mulches and Their Effect on the Yield of Maize. *World Journal of Agricultural Sciences*, *6*, 160-165.

Mbuthia, L., Acosta-Martinez, V., Debryun, J., Schaeffer, S., Tyler, D., Odoi, E., Mpheshea, M., Walker, F. & Eash, N. (2015). Long term tillage, cover crop, and fertilization effects on microbial community structure, activity : Implications for soil quality. *Soil Biology and Biochemistry*, *89*, 24-34. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.06.016

McKague, K., Reid, K. & Simpson, H. (2005). Répercussions environnementales de l'utilisation d'azote en agriculture.

McLenaghen, R. D., Cameron, K. C., Lampkin, N. H., Daly, M. L. & Deo, B. (1996). Nitrate leaching from ploughed pasture and the effectiveness of winter catch crops in reducing leaching losses. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, *39*(3), 413-420. https://doi.org/10.1080/00288233.1996.9513202

Mees, O. (2021). *Etude comparative entre un couvert végétal multi-espèce et des couverts pures des espèces constituant le mélange* (thèse de doct.). Université Catholique de Louvain.

Michel, V., Grand, A. & Schlathölter, M. (2020). Engrais verts et couverts végétaux : informations pratiques, 2.

Mievis, P. (2022a). *Hiver 2021-2022 : le bilan* [Météo en Belgique]. Récupérée 18 août 2022, à partir de https://www.meteobelgique.be/article/releves-et-analyses/annee-2022/2470-hiver-2021-2022-le-bilan

Mievis, P. (2022b). *Printemps 2022 : le bilan* [Météo en Belgique]. Récupérée 15 août 2022, à partir de https://www.meteobelgique.be/article/releves-et-analyses/annee-2022/2480-printemps-2022-le-bilan

Arrêté ministériel désignant la nappe des sables Bruxelliens en zone vulnérable (1994). Récupérée 12 avril 2022, à partir de https://protecteau.be/resources/shared/zv/sables_bruxelliens.pdf

Monnier, G. (1965). Action des matieres organiques sur la stabilite structurale du sol, 5-42.

Parton, W. J., Schimel, D. S., Cole, C. V. & Ojima, D. S. (1987). Analysis of factors controlling soil organic matter levels in great plains grasslands. *Soil Science Society of America Journal*, *51*(5), 1173-1179. https://doi.org/10.2136/sssaj1987.03615995005100050015x

Patrignani, A. & Ochsner, T. E. (2015). Canopeo : a powerful new tool for measuring fractional green canopy cover [_eprint : https ://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.2134/agronj15.0150]. *Agronomy Journal*, *107*(6), 2312-2320. https://doi.org/10.2134/agronj15.0150

Paul, B., Vanlauwe, B., Ayuke, F., Gassner, A., Hoogmoed, M., Hurisso, T., Koala, S., Lelei, D., Ndabamenye, T., Six, J. & Pulleman, M. (2013). Medium-term impact of tillage and residue management on soil aggregate stability, soil carbon and crop productivity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *164*, 14-22. https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.10.003

Picque, A. (2016). *Évaluation des impacts du glyphosate sur la santé humaine* (thèse de doct.). Université de Picardie Jules Verne.

Pinay, G., Gascuel, C., Ménesguen, A., Souchon, Y., Le Moal, M., Levain, A., Etrillard, C., Moata, F., Pannard, A. & Souchu, P. (2018). *L'eutrophisation*. éditions Quae. https://doi.org/10.35690/978-2-7592-2757-0

Poeplau, C. & Don, A. (2013). Sensitivity of soil carbon stocks and fractions to different land-use changes across Europe. *Geoderma*, *192*, 189-201. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.08.003

Potvin, V. (2020). *Étude de l'impact environnemental d'une destruction de prairie selon différentes méthodes en vue d'implanter des cultures maraîchères* (thèse de doct.).

Pribyl, D. W. (2010). A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor. *Geoderma*, *156*(3), 75-83. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.02.003

Prosensols. (2012). *La méthode USDA*. Récupérée 28 mai 2022, à partir de https://agriressources.fr/fileadmin/user_upload/Auvergne-Rhone-Alpes/177_Eve-agriressources/fertisols/RESSOURCES/Diagnostic/Prosensols_A7_Structure_USDA.pdf

Protect'eau. (2018). Fiche technique APL. Récupérée 10 mars 2022, à partir de https://protecteau.be/resources/shared/publications/fiches-techniques/PE_7.2_APL(1809)%20(1).pdf

Protect'eau. (2021a). Feuillet PGDA III FR.pdf. Récupérée 8 mars 2022, à partir de https://protecteau.be/resources/shared/publications/fiches-techniques/Feuillet%20PGDA%20III%20FR.pdf

Protect'eau. (2021b). *Protecteau » Le Programme de gestion durable de l'azote.* Récupérée 8 mars 2022, à partir de https://protecteau.be/fr/nitrate/grand-public/le-pgda/directive-europeenne

Protect'eau. (2022). *Fiches Couverts*. Récupérée 9 juin 2022, à partir de https://protecteau.be/fr/cipan

Quinton, J. N., Edwards, G. M. & Morgan, R. P. C. (1997). The influence of vegetation species and plant properties on runoff and soil erosion : results from a rainfall simulation study in south east spain. *Soil Use and Management*, *13*(3), 143-148. https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1997.tb00575.x

Reau, R., Bodet, J.-M., Bordes, J.-P., Dore, T., Ennaifar, S., Moussart, A., Nicolardot, B., Pellerin, S., Plenchette, C., Quinsac, A., Sausse, C., Seguin, B. & Tivoli, B. (2005). Effets allélopathiques des Brassicacées via leurs actions sur les agents pathogènes telluriques et les mycorhizes : analyse bibliographique. Partie II [Number : 4 Publisher : John Libbey Eurotext]. *Oléagineux, Corps gras, Lipides*, *12*(4), 314-319. https://doi.org/10.1051/ocl.2005.0314

Requasud. (2022). *Qualité des sols* [Requaconsult]. Récupérée 12 août 2022, à partir de https://www.requaconsult.requasud.be/requaconsult_sol

Rodriguez, R. (2021). *Vingt plantes riches en tanins* [Monde Végétal]. Récupérée 19 août 2022, à partir de https://monde-vegetal.fr/plantes-riches-en-tanins/

Rosillon, D., Godin, B., Pitchugina, E., Huar, J., Curnel, Y. & Planchon, V. (2022). Aperçu climatologique pour les années culturales « 2020-2021 » et « 2021-2022 ». *Le Livre Blanc Céréales*. Récupérée 30 mai 2022, à partir de https://www.livre-blanc-cereales.be/wp-content/uploads/2022/04/1.-Climato.pdf

Roth, G., Flessa, H., Helfrich, M. & Well, R. (2012). Impact of two different types of grassland-to-cropland-conversion on dynamics of soil organic matter mineralization and N2O emission [Conference Name : EGU General Assembly Conference Abstracts ADS Bibcode : 2012EGUGA..1413319R], 13319. Récupérée 16 février 2022, à partir de https://ui.adsabs.harvard.edu/abs/2012EGUGA..1413319R

Rumpel, C., Kögel-Knabner, I. & Bruhn, F. (2002). Vertical distribution, age, and chemical composition of organic carbon in two forest soils of different pedogenesis. *Organic Geochemistry*, *33*(10), 1131-1142. https://doi.org/10.1016/S0146-6380(02)00088-8

Rylander, H., Rangarajan, A., Maher, R. M., Hutton, M. G., Rowley, N. W., McGrath, M. T. & Sexton, Z. F. (2020). Black plastic tarps advance organic reduced tillage i : impact on soils, weed seed survival, and crop residue [Publisher : American Society for Horticultural Science Section : HortScience]. *HortScience*, *55*(6), 819-825. https://doi.org/10.21273/HORTSCI14792-19

Shepherd, M., Hatch, D., Jarvis, S. & Bhogal, A. (2001). Nitrate leaching from reseeded pasture [_eprint : https ://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/j.1475-2743.2001.tb00014.x]. *Soil Use and Management*, *17*(2), 97-105. https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2001.tb00014.x

Shi, P., Castaldi, F., van Wesemael, B. & Van Oost, K. (2020). Vis-NIR spectroscopic assessment of soil aggregate stability and aggregate size distribution in the belgian loam belt. *Geoderma*, *357*, 113958. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113958

Singh, B. & Rengel, Z. (2007). The role of crop residues in improving soil fertility [Series Title : Soil Biology]. In P. Marschner & Z. Rengel (Éd.), *Nutrient cycling in terrestrial ecosystems* (p. 183-214). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-540-68027-7_7

Six, J., Elliott, E. T. & Paustian, K. (1999). Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. *Soil Science Society of America Journal*, *63*(5), 1350-1358. https://doi.org/10.2136/sssaj1999.6351350x

Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K., Tignor, M. & Miller, H. (2007). *Climate change 2007 : the physical science basis* (Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on climate change. Cambridge (UK) and New York (NY, USA)). IPCC.

SPW Agriculture. (2020a). *Evolution de l'économie agricole et horticole de la Wallonie*. Récupérée 17 février 2022, à partir de https://etat-agriculture.wallonie.be/files/Etudes/Rapport2020.pdf

SPW Agriculture. (2020b). *Observatoir du foncier agricole wallon*.

SPW Agriculture. (2021a). *Productions végétales* [Productions végétales]. Récupérée 1 mars 2022, à partir de https://etat-agriculture.wallonie.be/contents/indicatorsheets/EAW2.html

SPW Agriculture. (2021b). *WalOnMap*. Récupérée 12 avril 2022, à partir de http://geoportail.wallonie.be/walonmap

Statbel. (2021a). Chiffre clés de l'agriculture. https://statbel.fgov.be/sites/default/files/files/documents/landbouw/FR_Kerncijfers%20landbouw%202021.pdf

Statbel. (2021b). *Chiffres agricoles de 2020*. Récupérée 21 février 2022, à partir de https://statbel.fgov.be/fr/themes/agriculture-peche/exploitations-agricoles-et-horticoles#figures

Steinmetz, Z., Wollmann, C., Schaefer, M., Buchmann, C., David, J., Tröger, J., Muñoz, K., Frör, O. & Schaumann, G. E. (2016). Plastic mulching in agriculture. trading short-term agronomic

benefits for long-term soil degradation ? *Science of The Total Environment*, *550*, 690-705. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.153

Sun, D., Yang, H., Guan, D., Yang, M., Wu, J., Yuan, F., Jin, C., Wang, A. & Zhang, Y. (2018). The effects of land use change on soil infiltration capacity in china : a meta-analysis. *Science of The Total Environment*, *626*, 1394-1401. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.104

Tremblin, G. & Marouf, A. (2021). *Les mycorhizes*. EDP Sciences. https://doi.org/10.1051/978-2-7598-2565-3.c006

Tribouillois, H., Dürr, C., Demilly, D., Wagner, M.-H. & Justes, E. (2016). Determination of germination response to temperature and water potential for a wide range of cover crop species and related functional groups (M. Fidelibus, Éd.). *PLOS ONE*, *11*(8), e0161185. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0161185

Tsague, G. E. (2005). La compaction des sols : Les causes et les solutions. https://www.agrireseau.net/documents/62289/la-compaction-des-sols-les-causes-et-les-solutions

Unger, P. W. (2015). Soil Total Carbon Content, Aggregation, Bulk Density, and Penetration Resistance of Croplands and Nearby Grasslands. In R. Lal & R. F. Follett (Éd.), *SSSA Special Publications* (p. 123-140). American Society of Agronomy ; Soil Science Society of America. https://doi.org/10.2136/sssaspecpub57.2ed.c8

Université de Rennes 1. (2021). *Observatoire Participatif des Vers de Terre*. Récupérée 28 mai 2022, à partir de https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/OPVT_accueil.php

Valé, M. (2006). Quantification et prédiction de la minéralisation nette de l'azote du sol in situ, sous divers pédoclimats et systèmes de culture français, 210.

van Capelle, C., Schrader, S. & Brunotte, J. (2012). Tillage-induced changes in the functional diversity of soil biota – a review with a focus on german data. *European Journal of Soil Biology*, *50*, 165-181. https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2012.02.005

Williams, E. R. & Luckett, D. J. (1988). The use of uniformity data in the design and analysis of cotton and barley variety trials [Publisher : CSIRO PUBLISHING]. *Australian Journal of Agricultural Research*, *39*(3), 339-350. https://doi.org/10.1071/ar9880339

Wilmus, M. (2021). *Bilan en carbone et azote en culture maraîchère après prairie permanente : étude de trois espèces légumières* (thèse de doct.). Université Catholique de Louvain.

Wortman, S. E., Francis, C. A. & Lindquist, J. L. (2012). Cover crop mixtures for the western corn belt : opportunities for increased productivity and stability. *Agronomy Journal*, *104*(3), 699-705. https://doi.org/10.2134/agronj2011.0422

Zuazo, V. H. D. & Pleguezuelo, C. R. R. (2008). Soil-erosion and runoff prevention by plant covers. a review. *Agronomy for Sustainable Development*, *28*(1), 65-86. https://doi.org/10.1051/agro:2007062

Annexes

1 Calendrier de l'étude

Table 26 – Récapitulatif des interventions et mesures sur le champ par date de conversion concernée.

Activités	Date	Date de conversion concernée
Labour	23/09/21	Date de conversion 1
Semis des Couverts végétaux 1, 2 et 3	24/09/21	Date de conversion 1
APL 1.D1	01/10/21	Date de conversion 1
Installation bâche	04/10/21	Date de conversion 1
Couverture foliaire 1.D1	06/10/21	Date de conversion 1
Pourcentage de levée	13/10/21	Date de conversion 1
Adventices 1.D1	13/10/21	Date de conversion 1
Couverture foliaire 2.D1	18/10/21	Date de conversion 1
Couverture foliaire 3.D1	28/10/21	Date de conversion 1
Couverture foliaire 4.D1	04/11/21	Date de conversion 1
Adventices 2.D1	04/11/21	Date de conversion 1
Couverture foliaire 5.D1	11/11/21	Date de conversion 1
Labour + Semis M4	15/11/21	Date de conversion 2
Installation Tea bags	16/11/21	Date de conversion 1
APL 1.D2	19/11/21	Date de conversion 2
Couverture foliaire 6.D1	19/11/21	Date de conversion 1
Adventices 3.D1	19/11/21	Date de conversion 1
Installation paniers à lombrics	24/11/21	Date de conversion 1
Couverture foliaire 7.D1	24/11/21	Date de conversion 1
Installation paille/feuilles/copeaux	30/11/21	Date de conversion 2
Installation Tea bags/paniers à lombrics	01/12/21	Date de conversion 2
Installation bâche	01/12/21	Date de conversion 2
Couverture foliaire 8.D1	09/12/21	Date de conversion 1
Adventices 4.D1	09/12/21	Date de conversion 1
Récolte Biomasse 1	14/12/21	Date de conversion 1
Couverture foliaire 9.D1	17/12/21	Date de conversion 1
APL 2.D1	21/12/21	Date de conversion 1
Couverture foliaire 10.D1	26/12/21	Date de conversion 1
Adventices 5.D1 & 1.D2	02/01/22	Date de conversion 1 et 2
Pourcentage de levée	07/01/22	Date de conversion 2
Couverture foliaire 11.D1 & 1.D2	07/01/22	Date de conversion 1 et 2
Couverture foliaire 12.D1 & 2.D2	21/01/22	Date de conversion 1 et 2
Adventices 6.D1 & 2.D2	21/01/22	Date de conversion 1 et 2
Couverture foliaire 13.D1 & 3.D2	04/02/22	Date de conversion 1 et 2
Couverture foliaire 14.D1 & 4.D2	17/02/22	Date de conversion 1 et 2
Adventices 7.D1 & 3.D2	23/02/22	Date de conversion 1 et 2
Récolte Biomasse 2	03/03/22	Date de conversion 1
Pénétrométrie & USDA	10/03/22	Date de conversion 1 et 2
Couverture foliaire 15.D1 & 5.D2	10/03/22	Date de conversion 1 et 2
APL 3.D1 & 2.D2 & Prairie + Carbone	14-15/03/22	Date de conversion 1 et 2
VESS	17/03/22	Date de conversion 1 et 2
Récupération Tea bags/paniers à lombrics	22-23/03/22	Date de conversion 1 et 2
Test infiltration eau	24/03/22	Date de conversion 1 et 2
Identification adventices méthode CASIMIR	11/04/22	Date de conversion 1 et 2
Couverture foliaire 16.D1 & 6.D2	11/04/22	Date de conversion 1 et 2
Retrait des bâches	11/04/22	Date de conversion 1 et 2
Labour	13/04/22	Date de conversion 3
Préparation du sol pour le semis	15-29/04/22	Date de conversion 1, 2 et 3
Semis épinards	29/04/22	Date de conversion 1, 2 et 3
Plantation des courges	02/06/22	Date de conversion 1, 2 et 3
APL 4.D1 & 3.D2 & 1.D3	20-21/06/22	Date de conversion 1, 2 et 3

2 Données météorologiques

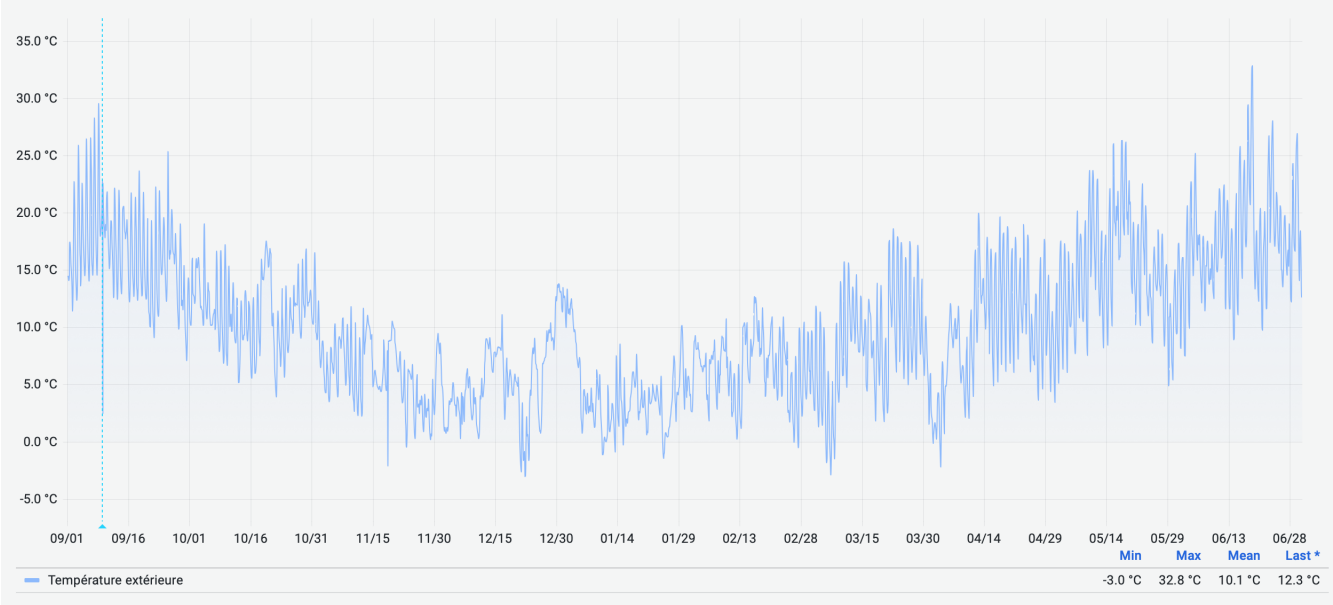


Figure 45 – Température extérieure à la station météo de Lauzelle UCLouvain sur toute la durée de l'essai (23/09/2021-21/09/2022). La ligne bleue en pointillés représente la date de maintenance du matériel de la station météo.

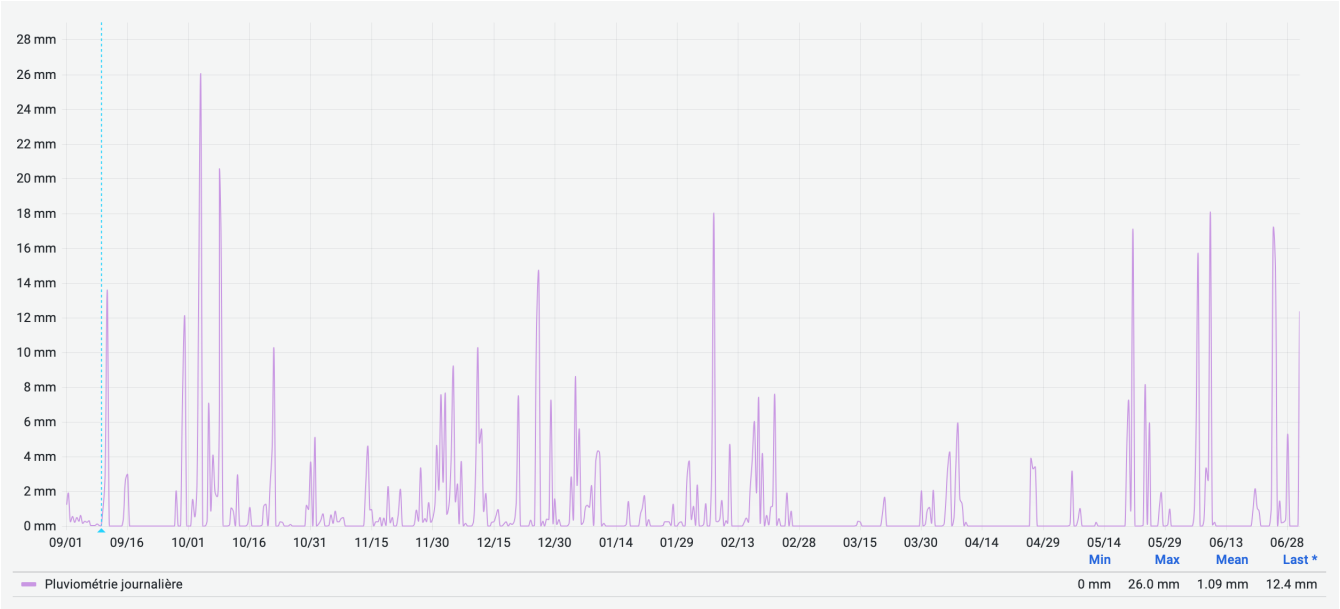


Figure 46 – Pluviométrie journalière à la station météo de Lauzelle UCLouvain sur toute la durée de l'essai (23/09/2021-21/09/2022). La ligne bleu en pointillés représente la date de maintenance du matériel de la station météo.

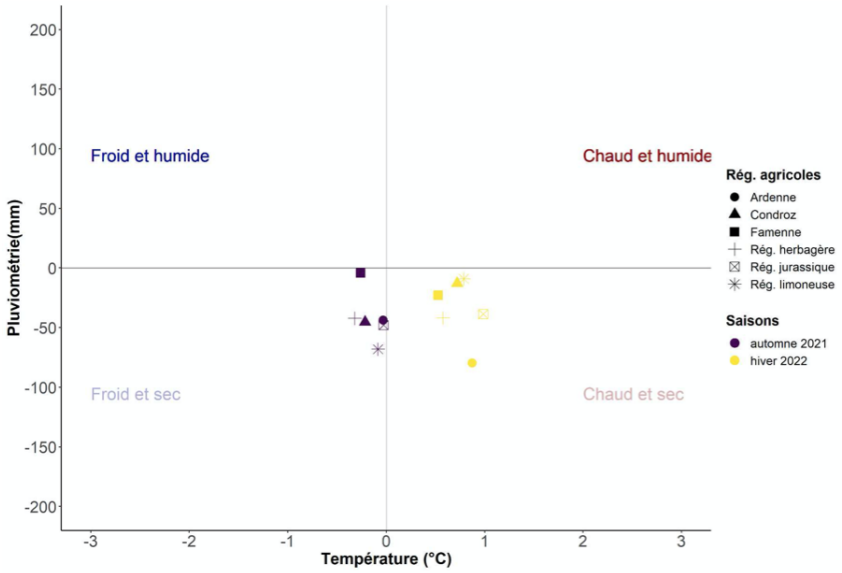


Figure 47 – Température et pluviométrie, écart par rapport aux moyennes historiques. Cette figure vient de l'aperçu climatologique pour la saison 2021-2022 du Livre Blanc "Céréales". Le centre de la croix représente la moyenne historique (de 1997 à 2021) de température et pluviométrie. L'essai de cette étude se trouve à Louvain-la-Neuve, en région limoneuse. On peut donc observer que l'automne 2021 a été plus sec et que l'hiver 2022 a été plus chaud qu'une année moyenne.

3 Azote minéral total

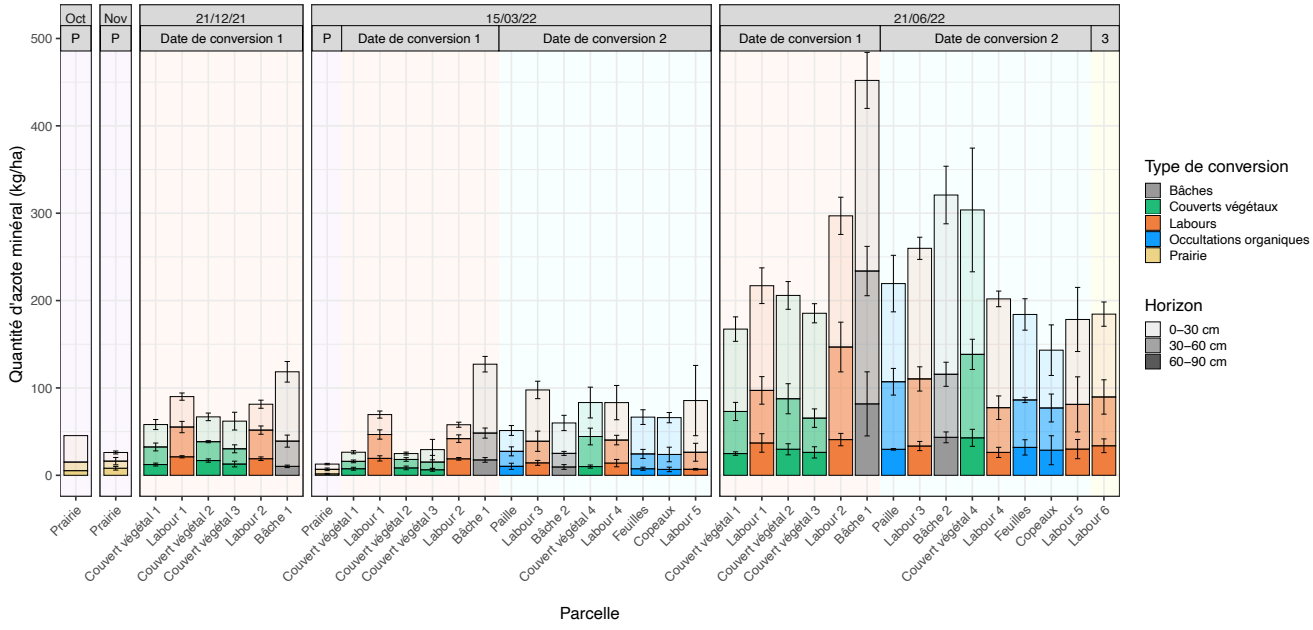


Figure 48 – Quantité d'azote minéral (kg/ha) dans les horizons 0-30, 30-60 et 60-90 cm en fonction du type et de la date de conversion pour le prélèvement APL fin juin. Pour rappel, la *Date de conversion 1* est le 23.09.21. La *Date de conversion 2* est le 15.11.21 pour les *Labours*, le 30.11.21 pour les *Occultations organiques* et le 01.12.21 pour la *Bâche*. La *Date de conversion 3* est le 13.04.22. La prairie permanente est non convertie.

4 Évolution du nombre d'adventices par parcelle et par espèces

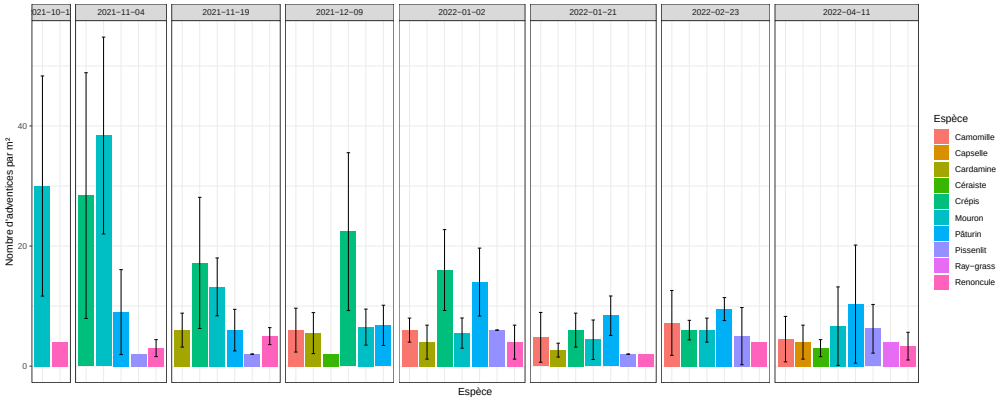


Figure 49 – Évolution du nombre d'adventices par espèces sur *Couvert végétal 1* de la *Date de conversion 1*.

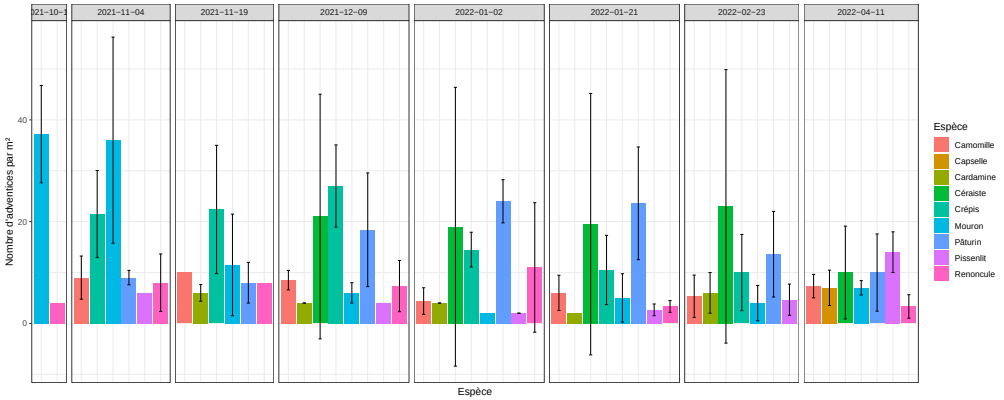


Figure 50 – Évolution du nombre d'adventices par espèces sur *Couvert végétal 2* de la *Date de conversion 1*.

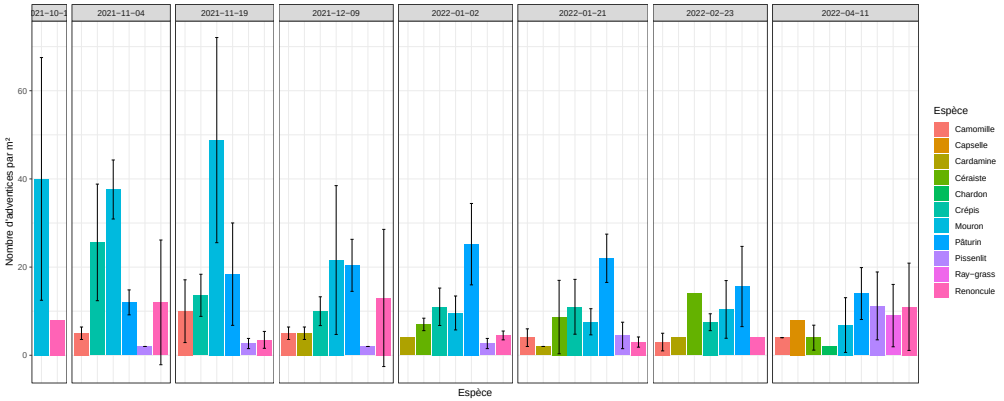


Figure 51 – Évolution du nombre d'adventices par espèces sur *Couvert végétal 3* de la *Date de conversion 1*.

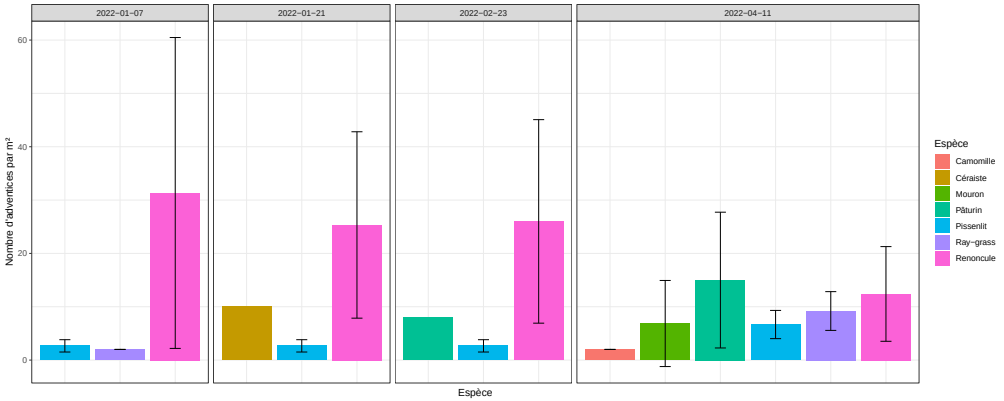


Figure 52 – Évolution du nombre d'adventices par espèces sur *Couvert végétal 4* de la *Date de conversion 2*.

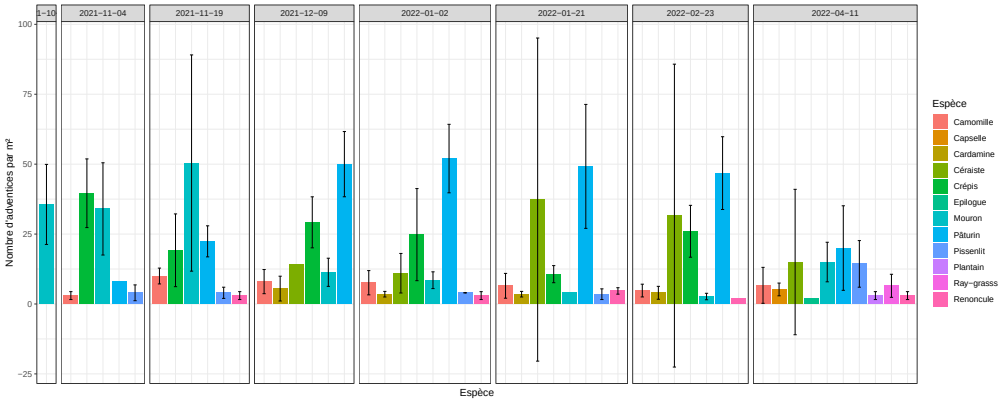


Figure 53 – Évolution du nombre d'adventices par espèces sur *Labour 1* de la *Date de conversion 1*.

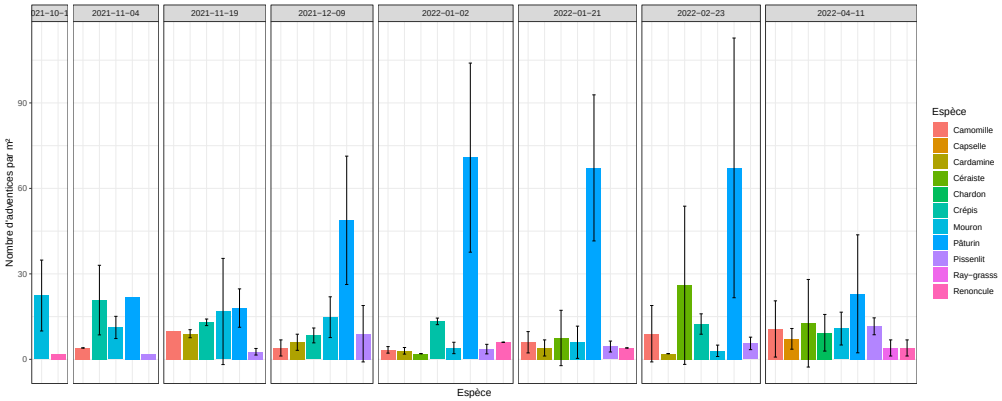


Figure 54 – Évolution du nombre d'adventices par espèces sur *Labour 2* de la *Date de conversion 1*.

XV

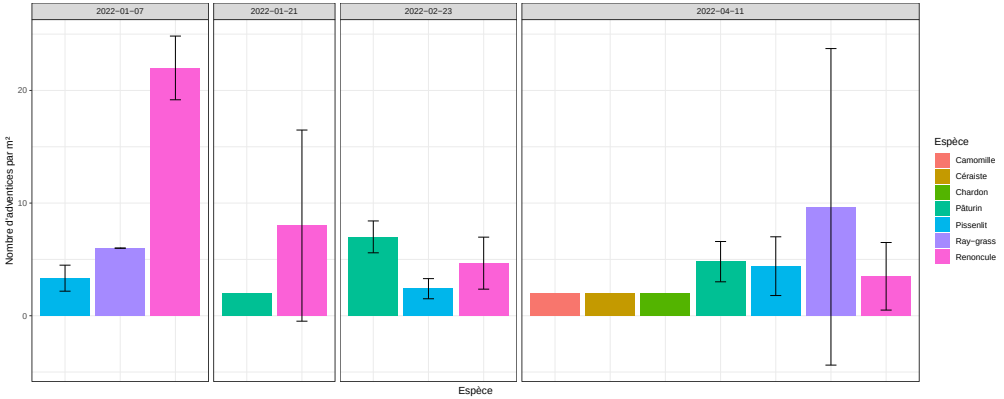


Figure 55 – Évolution du nombre d'adventices par espèces sur *Labour 3* de la *Date de conversion 2*.

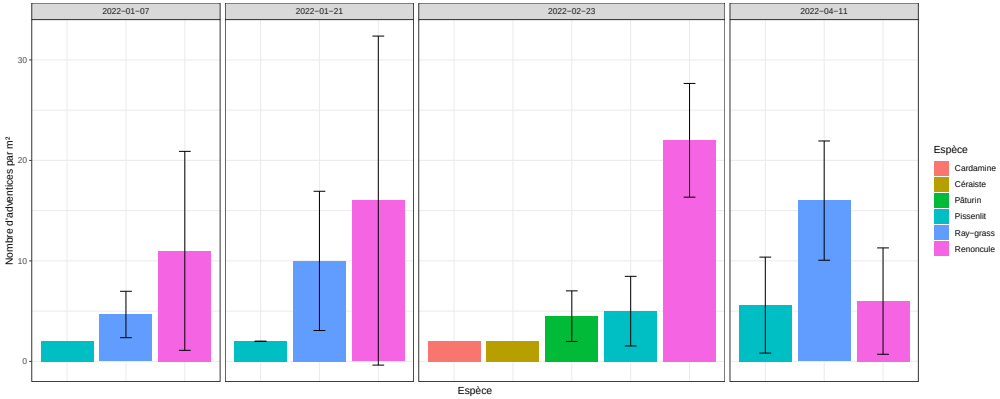


Figure 56 – Évolution du nombre d'adventices par espèces sur *Labour 4* de la *Date de conversion 2*.

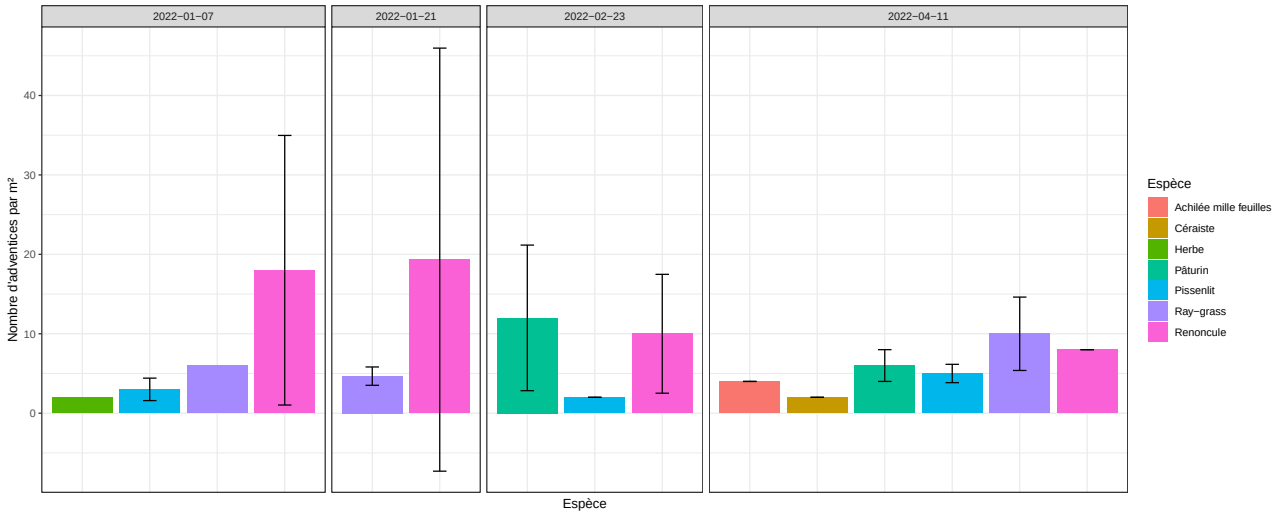


Figure 57 – Évolution du nombre d'adventices par espèces sur *Labour 5* de la *Date de conversion 2*.

5 ACP et matrices de corrélations

Relations entres les variables pour les mesures des panier à lombrics

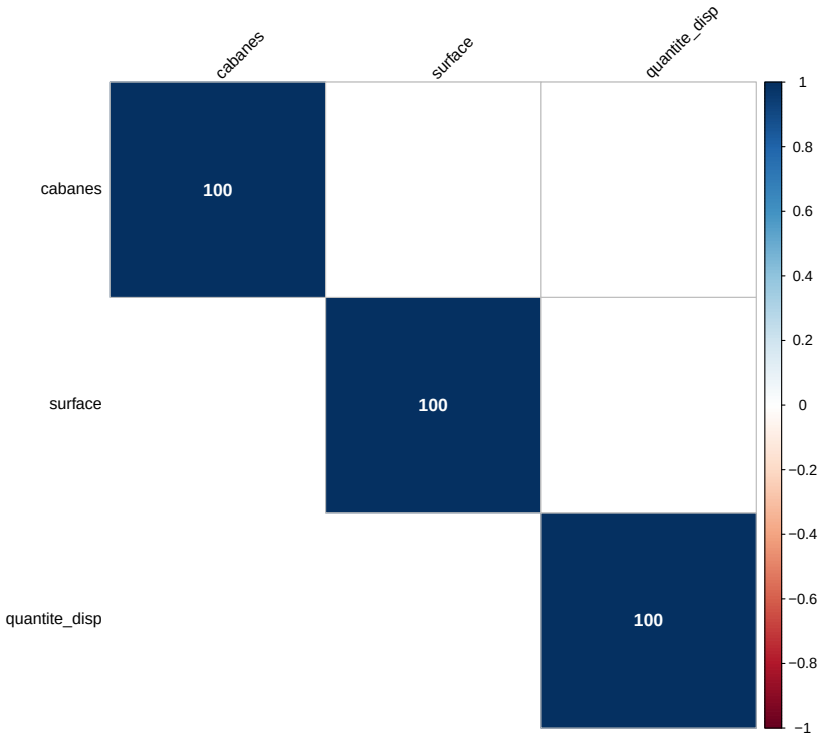


Figure 58 – Matrice de corrélations entre les trois variables de l'expérience des paniers à lombrics.

Relations entres variables sur l'ensemble des traitements

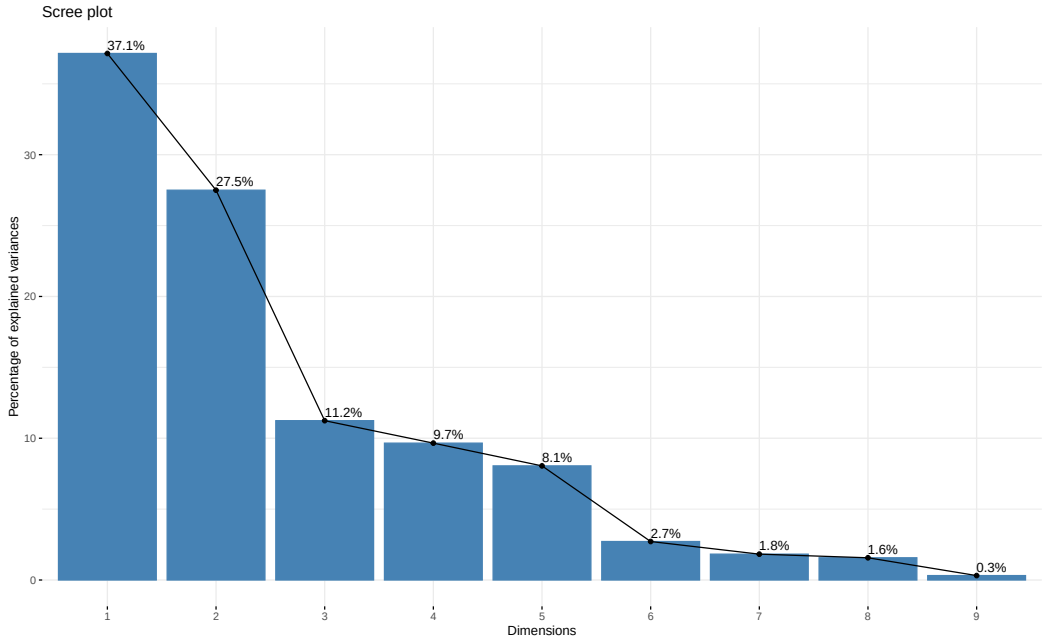


Figure 59 – Visualisation des proportions de la variance expliqué par les dimensions pour l'analyse en composantes principales pour l'ensemble des variables mesurées sur l'ensemble des traitements.

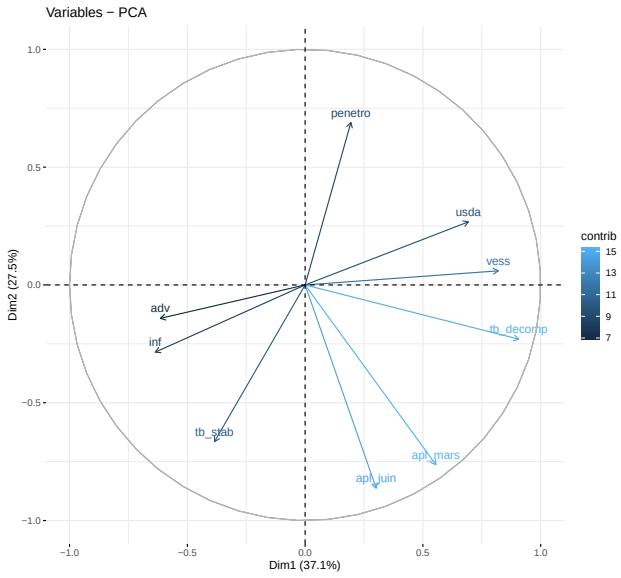


Figure 60 – ACP avec uniquement les variables en fonction de leur contribution aux composante 1 et 2 dans le cercle de corrélation pour l'ensemble des variables mesurées sur l'ensemble des traitements. adv = coefficient de compétitivité ; aplmars = teneur en azote nitrique lors du relevé mi-mars ; apljuin = teneur en azote nitrique lors du relevé fin juin ; inf = capacité d'infiltration du sol ; penetro = résistance à la pénétration ; tbstab = taux de stabilisation de la litière ; tbdecomp = taux de décomposition de la MO ; usda = stabilité des agrégats du sol ; vess = structure du sol.

Relation entre variables sur les *Couverts végétaux* de la *Date de conversion 1*

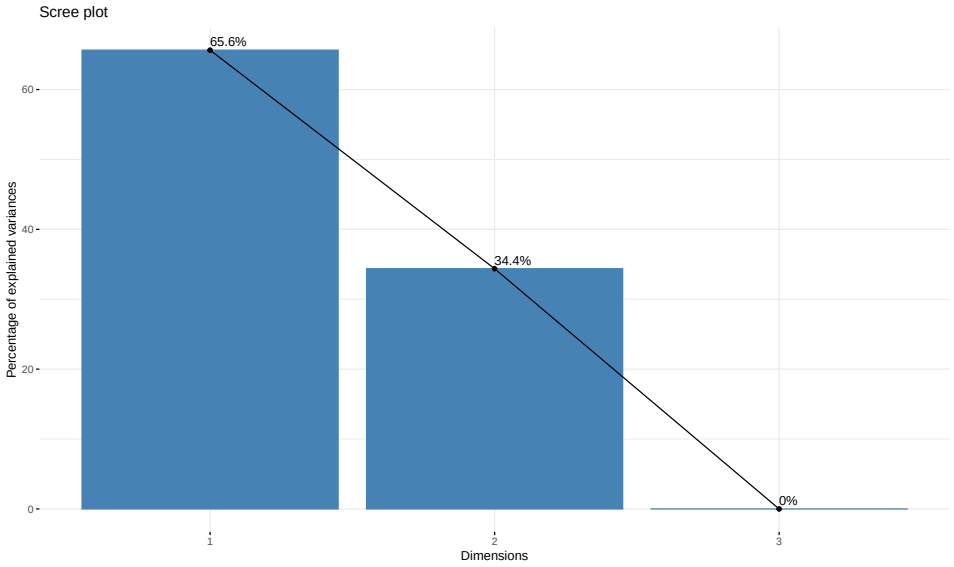


Figure 61 – Visualisation des proportions de la variance expliqué par les dimensions pour l'analyse en composantes principales pour l'ensemble des variables mesurées sur les *Couverts végétaux* de la *Date de conversion 1*.

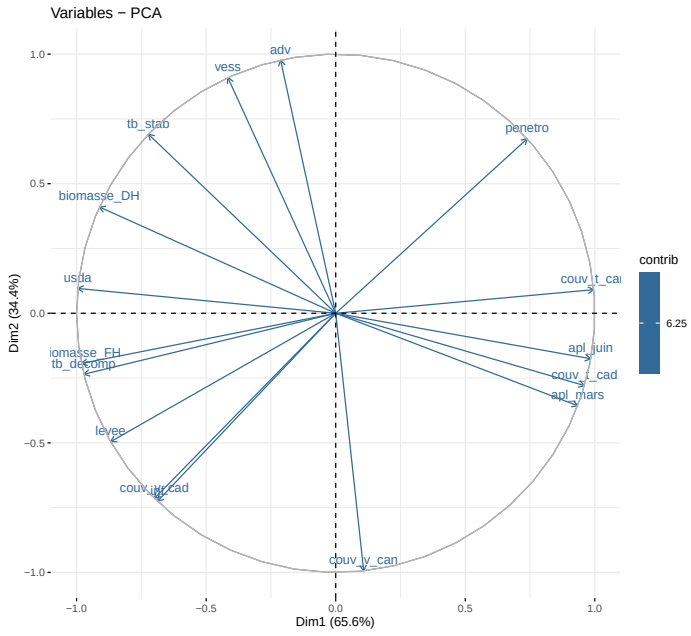


Figure 62 – ACP avec uniquement les variables en fonction de leur contribution aux composante 1 et 2 dans le cercle de corrélation pour l'ensemble des variables mesurées sur *Couverts végétaux* de la *Date de conversion 1*. levee = pourcentage de levée ; biomasseDH = biomasse aérienne récoltée début hiver ; biomasseFH = biomasse aérienne récoltée fin hiver ; couvVcan = taux d'expansion au point d'inflexion avec Canopeo ; couvTcan = nombre de jours après semis au point d'inflexion avec Canopeo ; couvVcad = taux d'expansion au point d'inflexion avec le cadre quadrillé ; couvTcad = nombre de jours après semis au point d'inflexion avec le cadre quadrillé ; adv = Coefficient de compétitivité ; aplmars = teneur en azote nitrique lors du relevé mi-mars ; apljuin = teneur en azote nitrique lors du relevé fin juin ; inf = capacité d'infiltration du sol ; penetro = résistance à la pénétration ; tbstab = taux de stabilisation de la litière ; tbdecomp = taux de décomposition de la MO ; usda = stabilité des agrégats du sol ; vess = structure du sol.

Relation entre variables sur les *Occultations organiques*

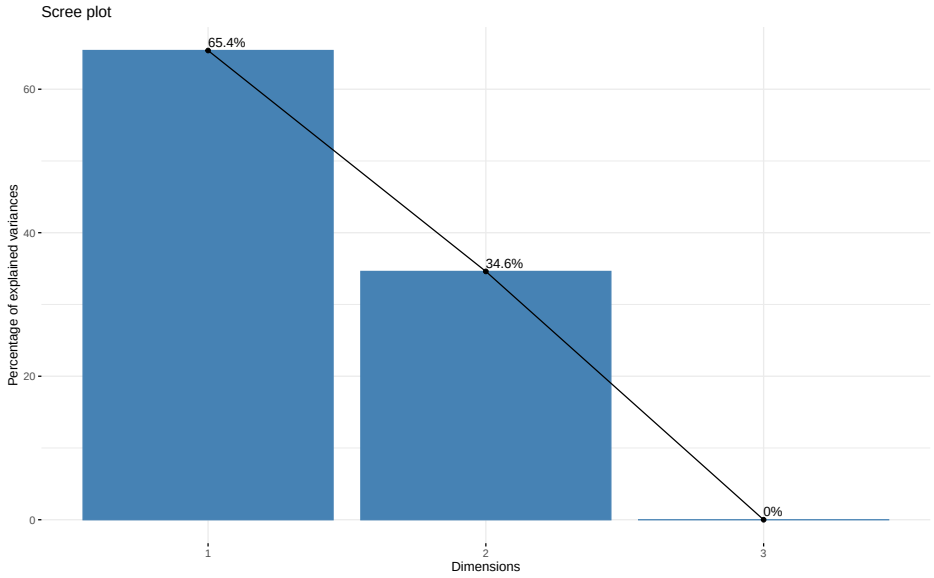


Figure 63 – Visualisation des proportions de la variance expliqué par les dimensions pour l'analyse en composantes principales pour l'ensemble des variables mesurées sur les *Occultations organiques*.

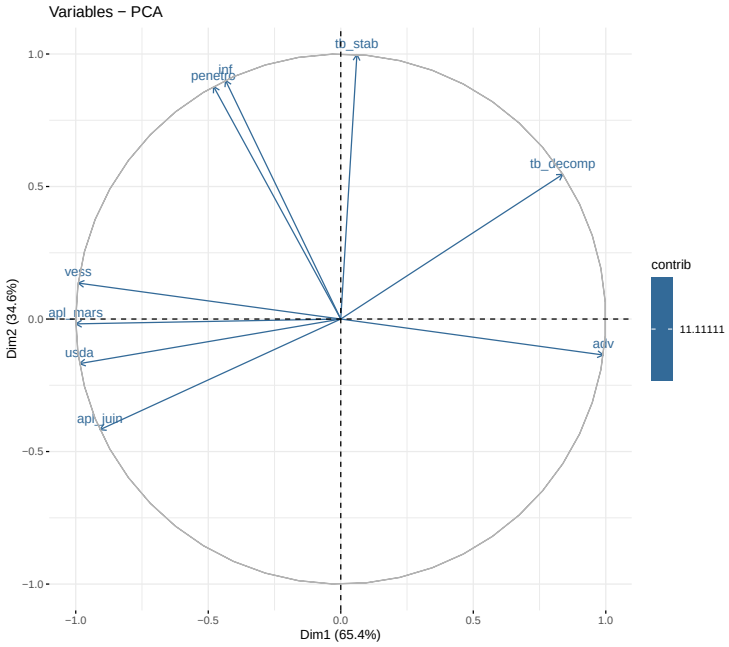


Figure 64 – ACP avec uniquement les variables en fonction de leur contribution aux composante 1 et 2 dans le cercle de corrélation pour l'ensemble des variables mesurées sur *Occultations organiques*. adv = coefficient de compétitivité ; aplmars = teneur en azote nitrique lors du relevé mi-mars ; apljuin = teneur en azote nitrique lors du relevé fin juin ; inf = capacité d'infiltration du sol ; penetro = résistance à la pénétration ; tbstab = taux de stabilisation de la litière ; tbdecomp = taux de décomposition de la MO ; usda = stabilité des agrégats du sol ; vess = structure du sol.

Conversion de prairies permanentes pour le maraichage : risque environnemental et influence sur les propriétés chimiques, biologiques et physiques du sol.

Présenté par Alice Wilkin et Harold Legast

Le maraichage, en Belgique, est une activité en croissance. Cependant, l'accessibilité à la terre est compliquée, en partie en raison des prix élevés. Pour démarrer leur exploitation, certains maraichers convertissent d'anciennes prairies permanentes en surface de maraichage. Celles-ci sont moins chères que des terres déjà mises en culture, riches en matières organiques et préservées des produits phytopharmaceutiques. Cette conversion a un impact sur les propriétés chimiques, biologiques et physiques du sol. Elle accélère notamment la minéralisation de la matière organique et donc la libération d'azote nitrique lixiviable. C'est pourquoi la législation wallonne n'autorise les conversions de prairie qu'entre le 1er février et le 31 mai.

Ce mémoire a, pour objectif général, le suivi et la comparaison de propriétés chimiques, biologiques et physiques du sol en fonction de la date et du type de conversion d'une prairie permanente fauchée en surface de maraichage. Cette étude a comparé trois périodes de conversion différentes : fin septembre, mi-novembre et mi-avril. Au sein d'une même date, plusieurs types de conversion ont été utilisés : le labour, des couverts végétaux semés après labour, l'occultation par une bâche silo et l'occultation avec différentes matières organiques inertes (paille, feuilles mortes ou copeaux).

Les conditions pédo-climatiques de l'essai installé en zone sablo-limoneuse ont évidemment eu un impact sur les résultats obtenus. L'hiver 2021-22 ayant été doux avec une pluviométrie normale et le printemps 2022 chaud et sec, la lixiviation hivernale a été relativement faible. Selon ces résultats, la date de conversion a une influence sur les quantités d'azote dans le sol. La quantité d'azote nitrique formée par la minéralisation sera d'autant plus élevée que la date de conversion a lieu tôt en arrière-saison. La conversion en fin septembre est donc plus risquée que celles mi-novembre et mi-avril. Les adventices se sont également davantage développées sur les parcelles converties en septembre qu'en novembre. Cependant, la date de conversion n'a pas d'influence sur les bilans de matière organique et l'activité des micro-organismes.

Le choix du type de conversion a également un effet sur les dynamiques de l'azote dans le sol. La minéralisation sous la bâche est dangereusement élevée. Les couverts végétaux absorbent le nitrate, ce qui empêche sa lixiviation, et le restitue rapidement au sol lors de leur incorporation. Les copeaux ont un effet particulier sur l'azote qui semble inhiber la transformation de $N\text{-}NH_4^+$ en $N\text{-}NO_3^-$. Au début de l'été, peu importe la date de conversion, les couverts organiques, les labours et les occultations organiques (à part les copeaux) ont un taux d'azote nitrique correct. Cette étude est donc un point de départ pour la remise en question de la législation actuelle sur la période de conversion, cette dernière étant une contrainte supplémentaire pour les maraichers.

UNIVERSITÉ CATHOLIQUE DE LOUVAIN
Faculté des bioingénieurs
Croix du Sud, 2 bte L7.05.01, 1348 Louvain-la-Neuve, Belgique | **www.uclouvain.be/agro**