

Étude de l'impact des déjections d'ovins sur la vie microbienne du sol et la fertilité associée dans un système intégré culture-élevage

Auteur : p244273

Promoteur(s) : De Clerck, Caroline; Thonar, Cécile

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

Diplôme : Master en agroécologie, à finalité spécialisée

Année académique : 2023-2024

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/21249>

Avertissement à l'attention des usagers :

Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.

Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.

ÉTUDE DE L'IMPACT DES DÉJECTIONS D'OVINS SUR LA VIE MICROBIENNE DU SOL ET LA FERTILITÉ ASSOCIÉE DANS UN SYSTÈME INTÉGRÉ CULTURE-ÉLEVAGE

DOSSOGNE GAËLLE

**TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLÔME DE
MASTER EN AGROECOLOGIE**

ANNÉE ACADÉMIQUE 2023 – 2024

(CO)-PROMOTRICES : CAROLINE DE CLERCK, CÉCILE THONAR

LECTEURS : JÉRÔME BINDELLE, GILLES COLINET, NICOLAS VEREECKEN

© Copyright :

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

Le présent document n'engage que son auteur.

* Dans ce cas, l'autorité académique est représentée par le(s) promoteur(s) membre du personnel(s) enseignant de GxABT.

ÉTUDE DE L'IMPACT DES DÉJECTIONS D'OVINS SUR LA VIE MICROBIENNE DU SOL ET LA FERTILITÉ ASSOCIÉE DANS UN SYSTÈME INTÉGRÉ CULTURE-ÉLEVAGE

DOSSOGNE GAËLLE

**TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLÔME DE
MASTER EN AGROECOLOGIE**

ANNÉE ACADÉMIQUE 2023 – 2024

(CO)-PROMOTRICES : CAROLINE DE CLERCK, CÉCILE THONAR

LECTEURS : JÉRÔME BINDELLE, GILLES COLINET, NICOLAS VEREECKEN

Remerciements

En premier lieu, je tiens à remercier très sincèrement Sami Joseph Kambire. J'ai pu apprendre tellement de choses à ses côtés et je suis bien heureuse d'avoir choisi ce sujet qui nous a fait nous rencontrer. J'ai pu observer ce qu'était la réalisation d'un doctorat et évoluer dans un très bon cadre de recherche scientifique. J'espère pouvoir lui rendre la pareille avec ce travail et ces résultats qui l'aideront pour la suite de son doctorat.

Je souhaite ensuite adresser un énorme merci à Caroline De Clerck, ma promotrice, pour son optimisme contagieux qui a pu calmer mon stress et évidemment pour son aide et ses précieux conseils tout au long de ce travail. Je n'aurais changé de promotrice pour rien au monde !

Je me dois aussi de remercier tout le personnel du CEPA, du BV et du Terra. Je ne me suis jamais trouvée longtemps dans une situation bloquante parce qu'il y avait toujours quelqu'un prêt à m'aider. En particulier, merci à Macha, Jimmy, Sok Lay, Martin, Adrien, Sylvie, Jean-François, Pawel, Urbain et François ! Merci aussi à Catherine du GP pour la tanière de secours.

Merci à Arthur Bughin, mon binôme de TFE. C'était très chouette de s'entraider sur nos relevés respectifs, et surtout, ça n'aurait pas été la même ambiance de peser seule les déjections ! Merci aussi à Alex, qui nous a rejoint plus tard et merci aux tffistes du BV pour l'entraide au labo.

Merci est un bien petit mot pour tout ce qu'a pu faire ma mère... Me conduire quotidiennement à l'arrêt de bus, venir échantillonner avec moi un week-end ou jour férié... Sans elle pas de résultats, pas de TFE (et beaucoup de choses avant ça) !

Je souhaite adresser un grand merci à mon père pour son aide précieuse en statistique et sa relecture. Un grand merci à mon frère Bertrand, d'être venu échantillonner une journée.

Je ne peux pas oublier de remercier mes camarades de classe pour ces trois belles années passées à leurs côtés, pour les échanges et les moments très riches qu'on a pu avoir ensemble. Je fais une dédicace spéciale à Jennifer, qui est venue m'aider à échantillonner avec optimisme et curiosité.

Enfin, je souhaite remercier Cécile Russo pour son accueil souriant et chaleureux au département Animal Sciences.

Résumé

Les animaux jouent un rôle central dans la fertilisation des sols dans les systèmes intégrés culture-élevage (ICLS). Ces systèmes agricoles, l'impact des déjections sur les microorganismes des sols et la fertilité qui leur est associée sont déjà bien étudiés dans des pays comme le Brésil, où la pratique des ICLS est courante ; mais les recherches effectuées sur le sujet en Europe tempérée sont plus rares, alors que les ICLS ont un regain d'intérêt récent en Wallonie. L'objectif de cette étude était de déterminer l'évolution de l'activité enzymatique microbienne dans le sol ainsi que l'abondance microbienne, suite au dépôt de fèces et d'urine de moutons dans les prairies temporaires de la rotation ICLS de l'essai ecofoodsystem, mené à l'université de Gembloux Agro-Bio Tech. Les moutons étudiés étaient de pure race texel ou rouge de l'ouest et pâturaient dans des prairies composées de ray-grass anglais intermédiaire 2n, de ray-grass anglais tardif 4n, de fétuque des prés, de fétuque élevée tardive, de trèfle blanc et de lotier. Des plaques de pissats ont été identifiées et isolées par des cages d'exclusion. Les conditions "réelles" (prairie pâturée) ont été étudiées et des conditions plus contrôlées ont été créées avec des quadrats témoins (sans déjections) et des quadrats dans lesquels ont été placées des déjections collectées au préalable. Le sol de ces différentes modalités a été échantillonné à 10 cm de profondeur avant l'arrivée des moutons ainsi qu'au 3^e, 6^e, 13^e, 32^e et 65^e jours après le dépôt des déjections. L'activité enzymatique a été quantifiée par l'hydrolyse de la fluorescéine diacétate (FDA) et l'abondance des microorganismes a été mesurée par qPCR. Les résultats suggèrent que l'activité enzymatique varie dans le temps et que les déjections solides augmenteraient l'activité microbienne. D'après les mesures, les pissats n'ont pas augmenté l'activité enzymatique, contrairement aux prédictions de la littérature ; cependant, les conditions météorologiques particulièrement pluvieuses du printemps 2024 ont pu influencer les microorganismes en lessivant certains nutriments. Les premières analyses moléculaires suggèrent que l'activité enzymatique ne serait pas corrélée à la biomasse microbienne du sol.

Mots clés : système intégré culture-élevage, déjections ovines, activité enzymatique, fluorescéine diacétate (FDA), abondance microbienne, qPCR, sol

Abstract

Animals play a key role in soil fertilization in integrated crop-livestock systems (ICLS). These farming systems, the impact of dejecta on soil microorganisms and associated fertility are already well studied in countries such as Brazil, where ICLS is common practice; however research carried out in temperate Europe on the subject is rarer, although ICLS has recently seen a revival of interest in Wallonia. The aim of this study was to determine the evolution of microbial enzymatic activity in the soil, as well as microbial abundance, following the deposition of sheep faeces and urine in the temporary grasslands of the ICLS rotation of the "ecofoodsystem" trial, conducted at the University of Gembloux Agro-Bio Tech. The sheep studied were pure-bred Texel or Rouge de l'Ouest and were put to graze in grasslands composed of 2n intermediate English ryegrass, 4n late English ryegrass, meadow fescue, late tall fescue, white clover and birdsfoot trefoil. Piss patches were identified and isolated using exclusion cages. "Real" conditions (grazed meadow) were studied, and more controlled conditions were created with control quadrats (without dung) and quadrats filled with previously collected dung. The soil of these different modalities was sampled at a depth of 10 cm before the arrival of the sheep, as well as at days 3, 6, 13, 32 and 65 after the deposition of dung. Enzyme activity was quantified by fluorescein diacetate (FDA) hydrolysis, and microorganism abundance was measured by qPCR. The results suggest that enzymatic activity varies over time, and that sheep dung increased microbial activity. According to our measurements, sheep urine did not increase enzymatic activity as predicted by the literature; however, the particularly wet meteorological conditions of spring 2024 may have influenced microorganisms by leaching nutrients. Initial molecular analyses suggest that enzyme activity is not correlated with soil microbial biomass.

Keywords: integrated crop-livestock system (ICLS), sheep dung, enzymatic activity, fluorescein diacetate (FDA), microbial abundance, qPCR, soil

Table des matières

Remerciements.....	
Résumé.....	
Abstract.....	
Table des figures.....	
Index des tableaux.....	
1. Introduction.....	1
Partie bibliographique.....	3
2. Les systèmes intégrés culture-élevage.....	3
2.1 Historique de la pratique.....	4
2.2 Difficultés à lever pour une bonne pratique des ICLS.....	5
2.3 Avantages de la pratique.....	6
2.3.1 Avantages socio-économiques.....	6
2.3.2 Avantages agronomiques.....	7
2.3.3 Avantages environnementaux.....	8
2.4 ICLS : une pratique agroécologique.....	8
3. Les microorganismes du sol.....	12
3.1 Définition.....	12
3.2 La répartition spatiale des microorganismes dans le sol.....	13
3.3 Les cycles de minéralisation-déminéralisation.....	13
3.4 Les facteurs et pratiques influençant les microorganismes.....	14
3.4.1 Les facteurs inhérents.....	14
3.4.2 La faune du sol.....	15
3.4.3 L'intensité des pratiques agricoles.....	15
3.4.4 Le labour.....	15
3.4.5 L'occupation des sols.....	16
3.4.6 La fertilisation.....	16
4. Les déjections de moutons.....	17
4.1 Composition des déjections solides.....	17
4.2 Distribution spatiale des déjections.....	20
4.3 Dégradation des déjections.....	21
4.3.1 Facteurs de dégradation des déjections.....	21

4.3.2 Dégradation bio-chimique des déjections.....	22
4.4 Effet direct des déjections solides.....	25
4.5 Cas de l'urine.....	26
4.6 Effets à long terme dans une démarche ICLS.....	27
Partie méthodologique.....	29
5. Le projet ecofoodsystem.....	29
6. Matériel et méthodes.....	31
6.1 Site d'étude et espèces étudiées.....	31
6.1.1 Contexte pédologique.....	32
6.1.2 Contexte climatique.....	33
6.2 Méthodologie de récolte et de préparation des échantillons.....	33
6.2.1 Préparation du dispositif.....	33
6.2.2 Récolte des déjections et identification des pissats.....	34
6.2.3 Méthode échantillonnage dans la prairie.....	35
6.2.4 Relevés météorologiques.....	36
6.3 Analyses en laboratoire.....	36
6.3.1 Teneur en eau des sols.....	36
6.3.2 Hydrolyse de la fluorescéine diacétate (FDA).....	37
6.3.3 Analyses moléculaires (qPCR).....	38
6.4 Analyses statistiques.....	39
7. Résultats.....	40
7.1 Observations sur le terrain.....	40
7.1.1 Dégradation physique des déjections.....	40
7.1.2 Autres observations.....	41
7.2 Relevés météorologiques.....	42
7.3 Teneur en eau des sols.....	44
7.4 Activité enzymatique des microorganismes.....	45
7.5 Abondance des microorganismes.....	51
7.6 Rendement et qualité fourragère.....	52
8. Discussion.....	54
Conclusions et perspectives.....	57
Contributions personnelles.....	58
Bibliographie.....	59

Table des annexes.....	I
------------------------	---

Table des figures

Figure 1: Planetary boundaries (Planetary Boundaries, 2023).....	1
Figure 2: Évolution des modes de fertilisation azotée en France (Lemaire et al., 2023).....	1
Figure 3: Scénarios possibles de conception d'une exploitation ICLS avec différents niveaux d'intensification et de diversification (Farias et al., 2022).....	3
Figure 4: Illustration graphique de la relation cyclique entre les opérations agricoles, l'environnement et l'économie des agriculteurs dans le cadre des ICLS. (Prather, 2022).....	6
Figure 5: Évolution de la teneur en N des déjections solides en fonction de la teneur en N du couvert végétal (Bloor et al., 2012).....	18
Figure 6: Évolution de la matière sèche résiduelle (DM) des déjections ovines au cours du temps, à différentes phases de décomposition (phases de pâturage et de culture) dans un système de production intégrée soja-mouton, en 2015 (Arnuti et al., 2020).....	23
Figure 7: Libération de P accumulé des déjections ovines au cours du temps, à différents stades de développement des pâturages (stades végétatif et post-floral) et libération totale de P accumulé, dans un système de production intégré soja-moutons pour l'année 2015 (Arnuti et al., 2020).....	24
Figure 8: Libération de K accumulé des déjections ovines au cours du temps, à différents stades de développement des pâturages (stades végétatif et post-floral) et libération totale de K accumulé, dans un système de production intégré soja-moutons pour l'année 2015 (Arnuti et al., 2020).....	25
Figure 9: Rotation ICLS d'ecofoodsystem.....	29
Figure 10: Répartition des blocs d'ecofoodsystem (WalOnMap).....	30
Figure 11: Schéma du dispositif expérimental.....	31
Figure 12: Carte numérique des sols de Wallonie (WalOnMap).....	32
Figure 13: Diagramme ombrothermique de la commune de Gembloux (IRM, s.d.).....	33
Figure 14: Schéma de la zone d'exclusion 2024.....	34
Figure 15: Zone d'exclusion de la prairie 2, après la pose des déjections (Gaëlle Dossogne).....	34
Figure 16: Mise en place des cages d'exclusion "PS" : (a) coupe de l'herbe et (b) pose de la cage (Gaëlle Dossogne).....	35
Figure 17: Échantillonnage : (a) prélèvement de sol avec une tarière, (b) exemple d'échantillonnage en rayon pour les pissats (Gaëlle Dossogne).....	35
Figure 18: Dégradation visuelle des déjections : photos de quadrats prises au jour de dépôt et aux jours d'échantillonnages (Gaëlle Dossogne).....	40

Figure 19: Insectes coprophages observés sur les prairies d'ecofoodsystem lors de la collecte de déjection (photos non-exhaustives) : (a) divers coléoptères creusant des galeries, (b) scatophagidae, (c) œufs, (d) (e) et (f) autres espèces de coléoptères coprophages rencontrés (Gaëlle Dossogne)...	41
Figure 20: Diagramme ombrothermique de comparaison des précipitations et température de 2024 avec les normales de saison (IRM, 2024).....	42
Figure 21: Évolution quotidiennes des températures de la saison de pâturage du printemps 2024 (Données pour Gembloux de weather.com).....	42
Figure 22: Évolution dans le temps de l'activité enzymatique moyenne des différentes modalités (toutes prairies confondues).....	45
Figure 23: Évolution dans le temps de l'activité enzymatique moyenne des différentes modalités de la prairie 1.....	46
Figure 24: Évolution dans le temps de l'activité enzymatique moyenne des différentes modalités de la prairie 2.....	47
Figure 25: Évolution dans le temps de l'activité enzymatique moyenne des différentes modalités de la prairie 3.....	48
Figure 26: Évolution dans le temps de l'activité enzymatique moyenne des différentes modalités de la prairie 4.....	49
Figure 27: Comparaison de l'évolution dans le temps de l'activité enzymatique moyenne des points contrôles entre 2023 et 2024 (toutes prairies confondues).....	50
Figure 28: Comparaison de l'évolution dans le temps de l'activité enzymatique moyenne des points déjections entre 2023 et 2024 (toutes prairies confondues).....	50
Figure 29: Comparaison de l'évolution dans le temps de l'activité enzymatique moyenne des points pâtures entre 2023 et 2024 (toutes prairies confondues).....	50
Figure 30: Nombre de gènes de bactéries dans un gramme de sol selon différentes modalités.....	51
Figure 31: Nombre de gènes de champignons contenus dans un gramme de sol selon différentes modalités.....	52

Index des tableaux

Tableau 1: La dimension environnementale de l'agroécologie (CIDSE, 2018).....	9
Tableau 2: La dimension sociale et culturelle de l'agroécologie (CIDSE, 2018).....	10
Tableau 3: La dimension économique de l'agroécologie (CIDSE, 2018).....	10
Tableau 4: La dimension politique de l'agroécologie (CIDSE, 2018).....	11
Tableau 5: Caractéristiques des déjections solides chez les herbivores domestiques (Bloor et al., 2012).....	19
Tableau 6: Résumé des paramètres météorologiques lors des journées d'échantillonnage.....	43
Tableau 7: Moyennes des teneurs en eau de sols (en pourcent).....	44
Tableau 8: Comparaison des moyennes de rendement et de hauteur d'herbe en fonction du traitement (Arthur Bughin).....	52
Tableau 9: Synthèse de la composition chimique du fourrage en fonction du traitement (Arthur Bughin).....	53

1. Introduction

Depuis quelques décennies, la planète Terre connaît des dérèglements sans précédent à cause des activités humaines. Les sociétés humaines vivent dans un contexte de crises multiples : démographiques, géopolitiques, économiques et environnementales. Actuellement, le changement climatique inquiète beaucoup à cause des émissions de gaz à effet de serre d'origine anthropique, mais ce n'est pas la seule crise écologique à laquelle il faut faire face. En 2009, des scientifiques ont établi neuf limites, nommées "planetary boundaries" (figure 1) à ne pas dépasser afin de ne pas compromettre les conditions de vie dans nos écosystèmes (Rockström et al., 2009). Depuis lors, ces limites ont été réévaluées et de nouvelles limites ont été dépassées ou amplifiées (Planetary Boundaries, 2023). Parmi celles-ci, l'eutrophisation des milieux est préoccupante.

L'élevage est souvent accusé d'émettre une part importante de ces pollutions (gaz à effet de serre, eutrophisation, etc.), mais il semblerait que le problème soit plutôt l'intensivité de l'agriculture. En effet, la demande d'engrais minéraux ne cesse d'augmenter (Farias et al., 2020), éloignant de plus en plus les agroécosystèmes de leur fonctionnement naturel, ce qui dérègle complètement les cycles biochimiques des éléments nutritifs. Les imports d'aliments riches en protéines pour le bétail, qui remplacent les systèmes d'alimentation à l'herbe et l'emploi des légumineuses (figure 2), déséquilibrent également les cycles (Peyraud et al., 2015) : la matière s'accumule dans les territoires où elle est importée, et augmente les risques d'eutrophisation.

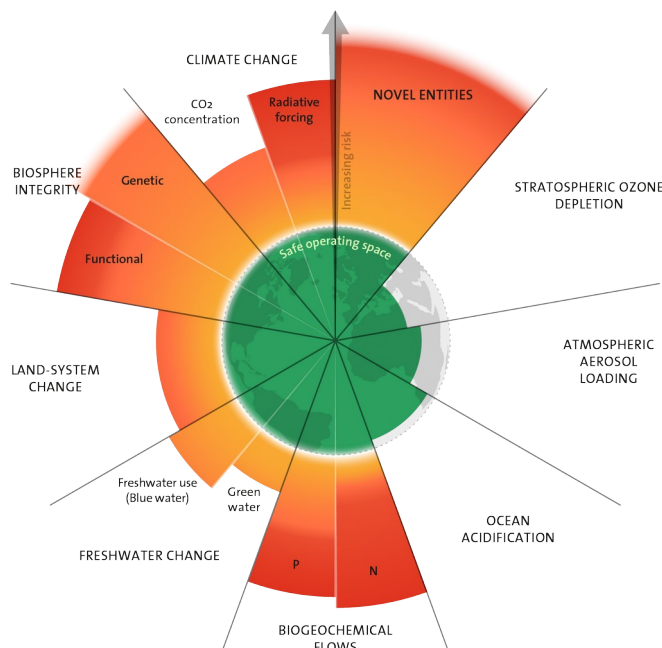


Figure 1: Planetary boundaries (Planetary Boundaries, 2023)

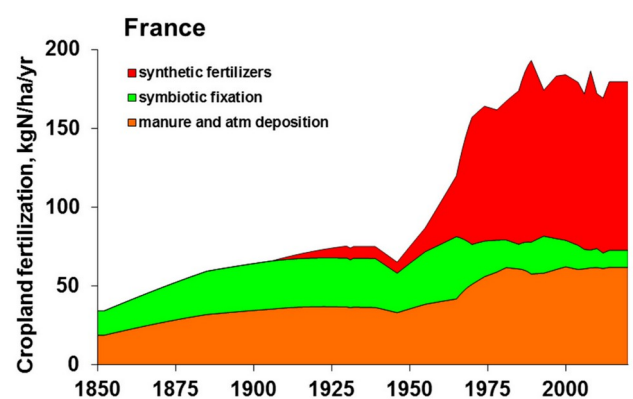


Figure 2: Évolution des modes de fertilisation azotée en France (Lemaire et al., 2023)

La population humaine va continuer de s'accroître (Alexandratos et Bruinsma, 2012) : il faudra alors produire plus de nourriture sans aggraver les problèmes environnementaux et/ou adapter les habitudes de consommation (Willett et al., 2019). Différents modes de production existent et pourraient permettre d'atteindre ces objectifs, dont les systèmes intégrés de culture-élevage (ICLS) qui paraissent idéaux. Ceux-ci permettent d'augmenter la production alimentaire par unité de surface sans convertir les habitats naturels (Farias et al., 2020), avec moins d'intrants exogènes, tout en améliorant la biodiversité locale. Ces systèmes sont aussi la preuve que l'élevage peut être considéré comme une solution plutôt qu'une source de pollutions. En effet, dans les ICLS, les déjections fertilisantes sont directement apportées à la parcelle par le biais du pâturage, ce qui entraîne toute une série de services écosystémiques. Si les ICLS font le cas de nombreuses recherches en Amérique du Sud, ce n'est pas le cas en Europe. Pourtant, la pratique des ICLS regagne en intérêt dans les pays européens.

C'est dans ce cadre global que s'inscrit le projet ecofoodsystem, lancé en 2020 par l'université de Gembloux Agro-Bio Tech. Ce projet implique de nombreux chercheurs et chercheuses de différents départements pour étudier à long terme de façon transdisciplinaire différentes rotations innovantes. Le présent travail se penche en particulier sur la rotation "ICLS" dont les parcelles sont en deuxième année de prairie temporaire. L'objectif de la recherche est d'établir si les déjections de moutons ont un effet sur les microorganismes du sol et la fertilité qui leur est associée.

Ce travail est divisé en trois parties. La première est une synthèse personnelle de la littérature scientifique portant sur les systèmes intégrés culture-élevage, les microorganismes, les déjections de moutons et leurs impacts sur les microorganismes du sol. La deuxième partie décrit le projet ecofoodsystem, aborde la méthodologie des analyses effectuées et les résultats qui en découlent. Enfin, le travail se termine sur une conclusion des résultats et quelques perspectives sur l'amélioration du travail et de l'expérience.

Partie bibliographique

2. Les systèmes intégrés culture-élevage

Les systèmes intégrés culture-élevage, ou ICLS pour integrated crop-livestock systems en anglais, sont des systèmes de production agricole dans lesquels la rotation de culture comprend une phase où des animaux pâturent un couvert végétal. Ces cultures de couverture nourrissent le bétail et en retour, le bétail fertilise le sol via ses déjections. D'après la majorité des manuscrits sur le sujet, les ICLS sont capables de concilier la production alimentaire et la préservation de l'environnement (De Faccio Carvalho, Barro, et al., 2018).

Les animaux sont généralement des ruminants, tels que les bovins, ovins et caprins. D'autres espèces tels que les chevaux ou la volaille ne sont pas exclues ; cependant, ces systèmes ne concernent pas l'étude ci-présente. Il est également possible de trouver des pâturages mixtes (bovins et ovins par exemple) pour bénéficier de la complémentarité des modes de pâturage propres aux espèces (Farias et al., 2022). Le couvert pâturé peut être une prairie temporaire, une culture intercalaire, des résidus de cultures tels que les chaumes, une couverture sous une culture permanente comme les vergers et vignobles (De Faccio Carvalho et al., 2018), ou encore une culture à double usage de céréales broutées par le bétail aux premiers stades phénologiques et qui sont ensuite laissées à maturité pour la récolte (Peterson et al., 2020).

La définition peut englober les systèmes où l'intégration se fait à l'échelle du territoire : les animaux d'élevage d'une exploitation viennent pâture sur les terres d'une autre (figure 3 (c)) (Farias et al., 2022). Dans les exploitations spécialisées, l'intégration d'une nouvelle composante peut s'avérer difficile (achat de matériel agricole, nouvelles compétences requises, etc.) ; l'intégration à l'échelle d'une région est alors un bon compromis (De Faccio Carvalho, Barro, et al., 2018). La figure 3 ci-contre montre que les ICLS peuvent autant être des systèmes très simples, proches de la monoculture (a), que des systèmes plus complexes (b).

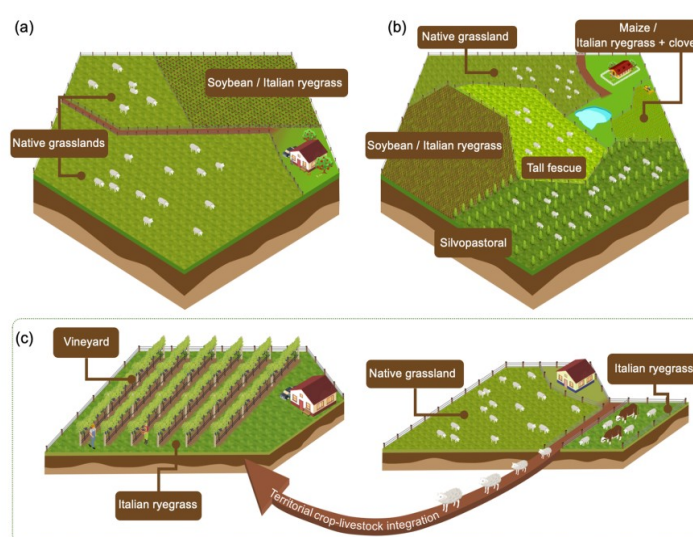


Figure 3: Scénarios possibles de conception d'une exploitation ICLS avec différents niveaux d'intensification et de diversification (Farias et al., 2022)

2.1 Historique de la pratique

Il y a environ 10 000 ans, les humains commencent à modifier les écosystèmes qui les entourent et à pratiquer la culture et l'élevage d'espèces qu'ils domestiquent peu à peu (Mazoyer et Roudart, 1997). Si le bétail était utile pour fournir du lait, de la laine, de la viande, du cuir ou du travail, son rôle principal était en réalité d'assurer la fertilité des sols (Lemaire et al., 2023). Les synergies entre élevage et culture ont toujours existé, mais pas forcément sur la même parcelle. Des traces d'intégration de l'élevage aux cultures ont été identifiées en Égypte Antique (Mazoyer et Roudart, 1997), en Chine entre 1600 et 800 ACN et en Europe à partir du XVI^e siècle (Prather, 2022).

La révolution verte et la mondialisation ont poussé les exploitations agricoles à se spécialiser, les rendant totalement dépendantes des marchés et des intrants exogènes. De plus, la condensation du bétail et la recherche du rendement entraînent de nombreuses nuisances et une perte de diversité (Prather, 2022). Les ICLS et d'autres systèmes durables réapparaissent alors pour aller à contre-courant ; les ICLS compteraient parmi les systèmes les plus importants et les plus diversifiés au monde. (Bonaudo et al., 2014). L'adoption des ICLS est surtout élevée dans les pays à faibles ou moyens revenus, où il y a de petites exploitations de culture et d'élevage pour qui la conversion est plus facile (Prather, 2022). Actuellement, il y a un grand mouvement de développement des ICLS au Brésil, où de nombreuses recherches scientifiques sont réalisées. Aussi, *"la plupart des systèmes agricoles des zones arides de l'Afrique sub-saharienne utilisent les systèmes ICLS. En Asie du Sud-Est, l'élevage bovin a largement adopté les systèmes de production intégrée, avec 75 à 90 % des ruminants élevés sur ces systèmes"* (traduit de Prather, 2022). Il y a également des ICLS aux USA, par exemple dans les plaines semi arides (Davinic et al., 2013).

En Europe et plus précisément en Wallonie, *"le pâturage par les ovins des chaumes, des repousses et des "mauvaises herbes" est une pratique ancestrale"*, qui a également été abandonnée suite à la spécialisation (Lorant, 2023). Un projet de recherche Européen lancé en 2017, axé sur la diversification des systèmes de cultures et porté par le CRA-W, nommé "DiverIMPACTS", a permis de relancer cette pratique. En Wallonie, la surface des cultures intercalaires pâturées par des ovins est passée de 150 à plus de 1200 ha en quatre ans, suite au projet (Daniaux et al., s. d.). Il y a donc un regain d'intérêt certain pour la pratique des ICLS, d'autant plus important suite à l'obligation d'implanter des couverts végétaux en arrière-saison, où le pâturage transforme la contrainte du couvert en une opportunité (Herremans et al., 2021).

2.2 Difficultés à lever pour une bonne pratique des ICLS

Les systèmes intégrés cultures-élevage présentent de nombreux avantages, mais uniquement si la pratique est correctement implémentée. En effet, la plupart des études qui traitent des ICLS mettent en garde sur le surpâturage. L'intensité de pâturage doit absolument être modérée. Si l'intensité est faible, l'ICLS sera moins rentable. Si l'intensité est forte, elle engendre de nombreux inconvénients : (i) risque de manquer de fourrage et baisse de gain de poids vif pour le bétail (De Faccio Carvalho et al., 2018), (ii) risque de compaction du sol par les sabots (Prather, 2022) dans certaines conditions (De Faccio Carvalho et al., 2018), (iii) risque de pollutions par lixiviation d'azote excédentaire ou par déstockage de carbone (De Faccio Carvalho et al., 2018) et (iv) diminution de la diversité des microorganismes du sol (De Faccio Carvalho, Barro, et al., 2018). Une faible intensité de pâturage reste donc bien plus envisageable qu'une trop forte intensité. Pour avoir une idée du taux de chargement idéal des parcelles, le manuscrit de Farias et al. (2022) indique que la performance individuelle des agneaux diminuait significativement de 97 à 8 g/brebis/jour lorsque la densité d'élevage augmentait de 6 à 18 agneaux/ha dans un système intégré mouton-riz. La hauteur du couvert est également une mesure de l'intensité du pâturage et est optimale entre 17 et 23 cm pour la plupart des graminées (Planisich et al., 2021).

De plus, intégrer les animaux aux cultures ajoute de la complexité à la gestion de l'exploitation. Par exemple, la culture de couverture doit être réussie pour servir de fourrage, mais la réussite d'un bon couvert ne doit pas empiéter sur la réussite des cultures commerciales qui lui succèdent (De Faccio Carvalho et al., 2018). Ces auteurs soulignent que, même si le pâturage peut avoir un effet négatif mineur sur les cultures ultérieures, la production à l'échelle de l'exploitation est plus élevée.

Enfin, outre la complexité agronomique à gérer, d'autres freins d'ordre socio-économique existent pour la conversion vers des systèmes intégrés. Selon Prather (2022), il manque un soutien politique et une éducation auprès des agriculteur.rice.s, pour que l'adoption de la pratique soit plus facilement envisageable. Or les avantages des ICLS sont nombreux et pourraient améliorer la vie de millions de personnes, ce qui introduit le point suivant.

2.3 Avantages de la pratique

Bien que les ICLS soient plus complexes et donc plus intenses en connaissances, ils présentent bien des avantages en comparaison à leurs équivalents non-intégrés. Ces avantages peuvent être groupés en trois catégories : socio-économiques, agronomiques et environnementaux ; les uns interagissant avec les autres comme l'illustre la figure 4 ci-dessous.

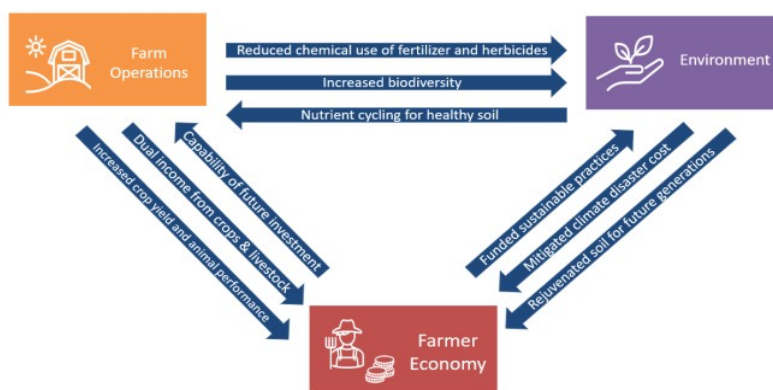


Figure 4: Illustration graphique de la relation cyclique entre les opérations agricoles, l'environnement et l'économie des agriculteurs dans le cadre des ICLS. (Prather, 2022)

2.3.1 Avantages socio-économiques

Les exploitations ont de nombreux bénéfices économiques à tirer des ICLS. Pour commencer, les ICLS sont largement moins dépendants des intrants exogènes. La demande en engrais minéraux est considérablement diminuée (De Faccio Carvalho et al., 2018). La culture de couverture pâturée apporte des nutriments par le biais de la biomasse végétale et des déjections (Prather, 2022). Si des opérations de fertilisation doivent être maintenues, il est possible de les optimiser en utilisant le principe de la fertilisation systémique* (Farias et al., 2020). Aussi, les cultures de couverture pâturées sont une alternative aux herbicides (Prather, 2022 ; De Faccio Carvalho et al., 2018) : les effets allélopathiques et étouffants du couvert choisi peuvent exercer un contrôle sur les adventices, ainsi que les animaux qui broutent certaines espèces. En outre, la diversité de la rotation casse le cycle de certaines maladies (De Faccio Carvalho et al., 2018) ; l'usage des autres types de pesticides est également minimisé dans les ICLS. Enfin, les ICLS permettent également d'économiser de l'énergie fossile et humaine (et du temps) : vu que les herbivores pâturent directement le couvert, toutes les opérations qui doivent être faites lorsque le

* La fertilisation systémique consiste à appliquer les engrais dans la phase du système qui présente une extraction d'éléments nutritifs plus faible et une capacité de cycle des éléments nutritifs plus élevée afin de maximiser la production totale du système (Farias et al., 2020). Dans le cas d'une rotation ICLS, les engrais sont apportés lors de la phase de pâturage.

bétail est à l'étable sont évitées. Il ne faut donc ni faucher, ni stocker le fourrage, ni nourrir quotidiennement le bétail, ni récupérer le fumier pour l'épandre au champ.

Des avantages économiques peuvent être observés à l'échelle de l'exploitation. Tout d'abord, celles qui pratiquent déjà la culture et l'élevage n'ont aucun matériel agricole sophistiqué supplémentaire à acheter pour adopter la pratique, ce qui facilite grandement la conversion (Prather, 2022). Aussi, les animaux apportent une résilience économique à la ferme en diversifiant les activités et les revenus. Selon De Faccio Carvalho et al. (2018), les marchés du bétail et des céréales ont des tendances généralement complémentaires. Les ICLS sont moins sensibles aux fluctuations du marché, mais aussi aux variations du climat. À long terme, le bétail est moins sensible au climat que les productions végétales. Le pâturage améliore aussi la résilience des cultures elles-mêmes : dans un essai longue durée à "São Miguel das Missões, le système à base de soja pur a produit, en moyenne, 2,8 tonnes par hectare (t/ha) de grains, tandis que le système pâturé a produit l'équivalent de 4,5 t/ha" (traduit de De Faccio Carvalho et al., 2018).

À plus large échelle, les ICLS peuvent assurer la sécurité alimentaire (Prather, 2022). L'intégration des animaux aux cultures permet d'ajouter une production à un moment où les parcelles n'accueillent pas de culture. Ainsi, dans le sud du Brésil, lors de l'hiver, 3,5 millions d'hectares sont plantés avec du blé ou de l'avoine et 9 millions d'hectares sont en jachère. Sur cette surface, les paysans brésiliens pourraient produire annuellement environ 700 000 tonnes d'équivalent poids vif (De Faccio Carvalho et al., 2018) ; l'ensemble du Brésil converti aux ICLS pourrait satisfaire une demande annuelle en viande bovine de 119,2 millions de personnes (Prather, 2022).

2.3.2 Avantages agronomiques

Les ICLS ont des effets sur les microorganismes du sol, ce qui a des incidences sur la fertilité du sol (voir chapitre 4). Les animaux apportent un cercle vertueux : ils se nourrissent de la culture de couverture, et "nourrissent" à leur tour le sol (Prather, 2022). Une méta-analyse regroupant des études sur les ICLS à travers le monde a établi que les rendements de la culture commerciale étaient en moyenne similaires à ceux des cultures équivalentes non-intégrées (Peterson et al., 2020). Cependant, la plupart des manuscrits sont positifs au sujet des rendements en ICLS (Lemaire et al., 2023 ; De Faccio Carvalho et al., 2018 ; Davinic et al., 2013).

L'apport de matière organique dans les sols des ICLS rend la pratique très intéressante pour les régions semi-arides, où les ICLS permettent (i) une meilleure gestion de l'eau, et donc un moindre besoin d'irriguer et (ii) de protéger les sols de l'érosion éolienne grâce à la meilleure couverture du sol (Davinic et al., 2013).

Enfin, il y a évidemment bien d'autres avantages agronomiques pour la santé des plantes et des sols d'une agriculture à bas intrants, qui ont déjà été cités ci-dessus. La santé des animaux peut être améliorée dans les ICLS, par une alimentation différente. Les couverts végétaux sont parfois des légumineuses qui sont riches en protéines, ou des couverts qui optimisent la production de fourrage et les gains de poids vif (Prather, 2022).

2.3.3 Avantages environnementaux

Les ICLS peuvent être envisagés comme solution au changement climatique car ils ont un potentiel d'atténuation des émissions de gaz à effet de serre, mais aussi un potentiel de résilience des exploitations face aux aléas du climat (Prather, 2022). Les prairies sont reconnues comme pouvant séquestrer le carbone et diminuer les émissions d'azote gazeux (De Faccio Carvalho et al., 2018). De fait, le pâturage stimule la production de racines (López-Mársico et al., 2015), qui augmente à son tour les exsudations et l'activité microbienne, ce qui a pour effet de séquestrer du carbone dans les sols (Davinic et al., 2013). Aussi, le choix intelligent des couverts et des méthodes de pâturage peut diminuer les émissions de méthane par rapport à une alimentation classique (Farias et al., 2022). Les ruminants sont donc capables de valoriser les terres difficiles à cultiver, contrairement aux animaux monogastriques qui sont en concurrence directe avec l'alimentation humaine (Lemaire et al., 2023) et d'émettre moins d'externalités négatives que celles dont ils sont accusés.

Enfin, la meilleure diversité de culture des ICLS (dont la réintroduction des légumineuses) permet d'accueillir des insectes auxiliaires, en offrant un habitat et une source de nourriture (Prather, 2022 ; De Faccio Carvalho et al., 2018). En outre, la présence de fèces induit un nouveau maillon de chaîne trophique avec les insectes coprophages, qui augmentent la densité de la microfaune du sol (Bloor et al., 2012) et amènent leurs prédateurs. De plus, les ICLS emploient moins de pesticides, et sont d'autant plus favorables à la biodiversité. Ces bénéfices pour l'environnement sont observables à l'échelle du paysage, il est donc intéressant d'étudier les ICLS à plus grande échelle (De Faccio Carvalho, Barro, et al., 2018).

2.4 ICLS : une pratique agroécologique

Les systèmes intégrés cultures-élevage sont donc, pour résumer les points précédents, un ensemble de pratiques respectueuses de l'environnement, qui diversifient l'économie de l'exploitation, peu intenses en intrants exogènes mais intenses en connaissances. Les parallèles à l'agroécologie (AE) sont très nombreux, il est donc intéressant de comparer les ICLS aux principes de l'AE.

Tout d'abord, il faut définir ce qu'est l'agroécologie. La FAO renvoie sa propre définition à un document entier qui explique que cette définition n'est pas si simple à établir, et qu'il existe un

besoin d'unifier les différentes visions (CIDSE, 2018). Il en est ainsi car l'agroécologie est plutôt un ensemble de principes et de valeurs que des règles établies. L'AE est tant un ensemble de pratiques qu'un mouvement sociopolitique et un champ de recherche scientifique. L'agroécologie est intimement liée à la souveraineté alimentaire et a pour but la "*conception de systèmes agricoles et alimentaires alternatifs. Les principes sont d'ordre général et se traduisent par la mise en œuvre de diverses pratiques adaptées à différents territoires et contextes. [Et] tous les principes devraient être interprétés dans le but d'améliorer l'intégration avec la nature, la justice et la dignité pour les humains, les autres espèces vivantes et les processus naturels*" (CIDSE, 2018).

Le CIDSE a alors développé différents principes définissant l'agroécologie, qui sont groupés en quatre catégories : (i) environnementale, (ii) sociale et culturelle, (iii) économique et (iv) politique. Ci-dessous, chaque catégorie est reprise dans un tableau, suivie d'une comparaison aux ICLS.

Tableau 1: La dimension environnementale de l'agroécologie (CIDSE, 2018)

1.1	L'agroécologie encourage l'interaction positive, la synergie, l'intégration et les complémentarités entre les éléments des écosystèmes agricoles (plantes, animaux, arbres, sol, eau, etc.) et des systèmes alimentaires (l'eau, l'énergie renouvelable et les interactions découlant de la relocalisation des chaînes alimentaires).
1.2	L'agroécologie crée et préserve la vie dans les sols dans le but de créer des conditions favorables à la culture des plantes. ¹⁰
1.3	L'agroécologie optimise les processus naturels qu'offre la nature en recyclant les nutriments et la biomasse existants dans les systèmes agricoles et alimentaires.
1.4	L'agroécologie optimise et maintient la biodiversité au-dessus des sols et dans les sols (une large gamme d'espèces et de variétés, de ressources génétiques, des variétés/races adaptées aux conditions locales, etc.) dans le temps et l'espace (au niveau de la parcelle, de l'exploitation agricole et du paysage).
1.5	L'agroécologie supprime l'utilisation et la dépendance aux intrants synthétiques externes en permettant aux agriculteurs de lutter contre les maladies, les ravageurs et les adventices et d'améliorer la fertilité grâce aux processus écologiques.
1.6	L'agroécologie promeut l'adaptation et la résilience aux effets du changement climatique tout en contribuant à l'atténuation des émissions de gaz à effet de serre (réduction et séquestration) grâce à une utilisation moindre des combustibles fossiles et à une plus grande séquestration du carbone dans le sol.

Pour ce qui est des principes environnementaux de l'agroécologie, aucun doute n'est possible : les ICLS sont le reflet de l'AE. Les principes suivants sont bien appliqués : les principes (1.1 dans le tableau 1) de synergie et d'intégration, qui est le principe même de la pratique ; (1.2) de la vie du sol et (1.3) des cycles des nutriments ; (1.4) de biodiversité, par l'allongement de la rotation ; (1.5) de moindre dépendance aux intrants synthétiques ; et enfin (1.6) de la résilience au changement climatique. On peut simplement relever que les ICLS ne sont pas forcément destinés à relocaliser la chaîne alimentaire (1.1), mais rien n'empêche les exploitations de le faire.

Tableau 2: La dimension sociale et culturelle de l'agroécologie (CIDSE, 2018)

2.1	L'agroécologie est ancrée dans la culture, l'identité, la tradition, l'innovation et le savoir des communautés locales. ¹⁶
2.2	L'agroécologie contribue à une alimentation saine, diversifiée, adaptée aux saisons et aux cultures.
2.3	L'agroécologie requiert de nombreuses connaissances et savoirs et promeut des relations horizontales (de paysans à paysans) pour partager les savoirs, les compétences et les innovations. Elle promeut des alliances entre paysans et chercheurs, dans des relations équitables.
2.4	L'agroécologie suscite et promeut la solidarité et les débats entre personnes de cultures différentes et au sein de ces cultures (par exemple: différents groupes ethniques qui partagent les mêmes valeurs, mais qui ont des pratiques différentes) et entre les populations rurales et urbaines.
2.5	L'agroécologie respecte la diversité entre les populations en termes de genre, race, orientation sexuelle et religion, crée des opportunités pour les jeunes et les femmes et encourage le leadership des femmes et l'égalité des genres.
2.6	L'agroécologie n'exige pas nécessairement une certification externe coûteuse du fait qu'elle s'appuie souvent sur des relations producteur-consommateur et sur des transactions basées sur la confiance. Elle promeut des alternatives à la certification telles que le SPG (Système Participatif de Garantie) et l'ASC (Agriculture Soutenue par la Communauté).
2.7	L'agroécologie aide les peuples et les communautés à conserver leurs liens spirituels et matériels avec la terre et l'environnement.

Pour la dimension sociale et culturelle (tableau 2), il est plus difficile d'établir des liens car les ICLS sont pratiqués par diverses communautés dans le monde. Toutefois, les ICLS s'adaptent aux cultures où ils sont pratiqués. Le choix des animaux et des cultures, de la longueur de la rotation ne sont pas restreints. La diversification du système peut permettre une alimentation plus saine et diversifiée (2.2). Il y a effectivement une relation entre les paysans et les scientifiques (2.3), mais le genre de relation qu'il y a entre eux, ou entre différentes ethnies est difficile à établir. Tout dépend de la façon dont les différentes communautés à travers le monde vont s'approprier les ICLS.

Tableau 3: La dimension économique de l'agroécologie (CIDSE, 2018)

3.1	L'agroécologie promeut des réseaux de distribution courts et équitables au lieu de chaînes de distribution linéaires et crée un réseau de relations transparent (souvent invisible dans l'économie officielle) entre producteurs et consommateurs.
3.2	L'agroécologie aide essentiellement à fournir des moyens de subsistance aux familles paysannes et contribue à renforcer les marchés, les économies et les emplois locaux.
3.3	L'agroécologie est fondée sur une vision d'une économie sociale et solidaire. ¹⁹
3.4	L'agroécologie promeut la diversification des revenus agricoles permettant aux agriculteurs d'être plus indépendants financièrement, augmente la résilience en multipliant les sources de production et les moyens de subsistance, en encourageant l'indépendance par rapport aux intrants externes et en réduisant les mauvaises récoltes grâce à son système diversifié.
3.5	L'agroécologie accroît le pouvoir des marchés locaux en permettant aux producteurs de vendre leurs produits à des prix équitables et de répondre activement à la demande du marché local.
3.6	L'agroécologie réduit la dépendance par rapport aux aides (humanitaire, développement) et accroît l'autonomie de la communauté en encourageant les moyens de subsistance durables et la dignité.

En ce qui concerne la dimension économique (tableau 3), les ICLS peuvent procurer une résilience à l'exploitation, grâce à la diversification des revenus et à l'indépendance vis-à-vis des intrants externes (3.4) ; mais encore une fois, les autres principes dépendent des choix de l'exploitation et de ses interactions avec l'extérieur.

Tableau 4: La dimension politique de l'agroécologie (CIDSE, 2018)

4.1	L'agroécologie donne la priorité aux besoins et intérêts des petits producteurs qui fournissent la plupart de l'alimentation mondiale et minimise les intérêts des systèmes alimentaires et agricoles industriels à grande échelle.
4.2	L'agroécologie remet le contrôle des semences, de la biodiversité, des terres et des territoires, de l'eau, du savoir ²¹ et des biens communs ²² entre les mains des acteurs du système alimentaire et assure ainsi une meilleure gestion intégrée des ressources.
4.3	L'agroécologie peut changer les rapports de force en encourageant une plus grande participation des producteurs et des consommateurs à la prise de décision concernant les systèmes alimentaires et propose de nouvelles structures de gouvernance.
4.4	L'agroécologie repose sur un ensemble de politiques publiques complémentaires. L'orientation de ces politiques en faveur de l'agroécologie, l'appui des décideurs politiques et des institutions et l'investissement public sont nécessaires afin que l'agroécologie déploie tout son potentiel.
4.5	L'agroécologie encourage les formes d'organisation sociale adaptées à une gouvernance décentralisée et à une gestion locale des systèmes alimentaires et agricoles. Elle encourage également l'auto-organisation et la gestion collective des groupes et des réseaux à différents niveaux, du local au mondial (organisations paysannes, consommateurs, organismes de recherche, institutions académiques, etc.).

Enfin, pour la dimension politique (tableau 4), les ICLS permettent aux agriculteur.rice.s d'être plus indépendants des marchés et surtout des intrants externes et ressources en eau (4.2). Au Brésil, de nombreuses études concernent les ICLS, ce qui laisse supposer que des institutions soutiennent cette pratique (4.4). À nouveau, il est difficile d'en déduire plus de points communs sans approfondir pour une communauté en particulier.

En conclusion, les rapports à l'agroécologie sont nombreux ; mais étant donné que seule la pratique agronomique peut être évaluée dans ce cas présent (où les ICLS sont étudiés dans leur globalité et non pas dans un cas précis où les ICLS sont pratiqués par une communauté bien déterminée), il existe une grande marge sur les aspects sociopolitiques et économique concernant les ICLS. En effet, les ICLS ne sont pas forcément tous agroécologiques. Il est tout à fait possible rester dans une logique de cultures intensives, avec une simple alternance de prairies pâturées et de cultures de soja par exemple. Rien n'empêche les grandes exploitations de gérer des systèmes intégrés et rien n'empêche de vendre les produits des ICLS sur les marchés mondiaux. Toutefois, si la pratique des ICLS seule est évaluée, elle rentre dans tous les critères de l'agroécologie, d'autant plus si elle est comparée à son équivalent non intégré. En résumé, l'agroécologie peut s'approprier la pratique des ICLS, mais attention aux termes qui peuvent devenir du greenwashing. Certains ICLS devraient plutôt être repris sous d'autres termes comme "écologiquement intensif". Dans leur analyse, Bonaudo et al. (2014) estiment en effet qu'il existe un large gradient d'ICLS allant de l'agriculture à faibles intrants externes à l'agriculture à intrants externes élevés ; ce qui est un critère parmi d'autres.

3. Les microorganismes du sol

Pour étudier les impacts d'un système de production agricole, le sol présente des atouts. En effet, il représente la "mémoire du système" (Anghinoni et al., 2013, dans De Faccio Carvalho et al., 2018) : les conséquences à long terme de la gestion agricole d'une parcelle sont toujours marquées dans le sol alors que les autres composantes de la parcelle sont modifiées dans le temps. Bouthier et al. (2015) ont étudié différents paramètres microbiologiques, facilement mesurables, afin d'évaluer s'ils pouvaient être des bioindicateurs efficaces de l'évolution des stocks de C et de N qui seraient plus précoces et plus sensibles que les paramètres chimiques du sol ; il s'est avéré que c'était le cas. Les microorganismes jouent un rôle clé dans le cycle des nutriments et du carbone, et sont impliqués dans la régulation des bioagresseurs et dans le maintien de la structure du sol ; ce qui en fait de bons indicateurs de la qualité des sols agricoles (Bouthier et al., 2015).

3.1 Définition

Les microorganismes sont "*des êtres vivants unicellulaires ou multicellulaires mais ne formant pas de tissus différenciés*" (Davet, 1996). Le terme microorganisme désigne à la fois les procaryotes (à savoir les bactéries et les archées), les champignons et les protistes et peut parfois comprendre les virus (Davet, 1996). Ils sont à la base des réseaux trophiques du sol, soit parce qu'ils sont prédatés (Ponge et al., 2013) soit parce qu'ils minéralisent la matière organique et qu'ils libèrent des éléments nutritifs que les plantes peuvent prélever (Davet, 1996). Certains microorganismes sont en relation directe avec le vivant, de manière positive (symbiose) ou négative (parasitisme) (Davet, 1996), et d'autres sont autotrophes comme les cyanobactéries. Les organismes se nourrissant de matière organique morte sont des "microorganismes hétérotrophes saprophages". La présente étude concerne uniquement ces derniers ; pour simplifier la lecture, ils seront désignés par le terme "microorganismes" dans la suite de ce travail. La littérature sur les microorganismes traite essentiellement des bactéries et des champignons, qui ont des conditions de vie légèrement différentes. Par exemple, les champignons utilisent plus efficacement la matière organique en ayant moins besoin d'azote que les bactéries (L'Espérance, 2022), et sont également plus résistant au manque d'eau (Davet, 1996).

3.2 La répartition spatiale des microorganismes dans le sol

À l'échelle des microorganismes, le sol est un milieu extrêmement hétérogène. En effet, la matière organique (MO), dont dépendent les microorganismes hétérotrophes, n'est pas répartie de façon homogène dans le sol, et ce, tant à des échelles micrométriques que métriques. Outre le fait qu'on ne puisse apporter de la MO de façon homogène sur une parcelle à l'échelle d'une bactérie, la composition de cette MO peut également varier. Pour ces raisons, la distribution spatiale des microorganismes elle-même n'est pas homogène. De plus, le sol est structuré de pores de tailles différentes qui attirent chacun des microorganismes différents, ce qui rend l'activité de ces microorganismes spatialement hétérogène. Enfin, les conditions environnementales, qui varient aussi dans l'espace, influencent les microorganismes. Toutefois, cette hétérogénéité ne semble pas affecter la minéralisation de molécules organiques à échelle métrique : cela s'explique par une grande redondance de diversité fonctionnelle parmi les microorganismes présents dans les sols qui y sont très nombreux, de l'ordre du milliard par gramme de sol (Briat et Job, 2017).

3.3 Les cycles de minéralisation-déminéralisation

Les cycles des éléments sont régis par les microorganismes et la minéralisation ou déminéralisation de la MO. La compréhension de ces cycles permet d'adapter la gestion des cultures aux phases de libération des nutriments et de choisir les bonnes associations végétales en synergie avec la composante animale (Peyraud et al., 2015).

La vitesse de dégradation de la MO dépend essentiellement à court terme de sa composition biochimique, et à long terme de son accessibilité dans la matrice du sol (vis-à-vis des microorganismes ou de leurs enzymes) (Briat et Job, 2017). Pour la MO accessible, c'est principalement le rapport C/N qui contrôle le cycle minéralisation-déminéralisation. Si le rapport C/N de la matière organique est faible, alors les microorganismes décomposeurs peuvent prélever assez d'azote minéral directement dans la MO qu'ils dégradent. À l'inverse, si C/N est élevé, alors les microorganismes doivent prélever le N minéral dont ils ont besoin dans le stock du sol ; s'il n'y a pas assez d'azote dans le sol, alors la minéralisation est ralentie. Cette disponibilité en azote minéral du sol exerce donc un "rétro-contrôle" dans le cycle minéralisation-déminéralisation. En outre, lorsque l'azote est insuffisant, il peut y avoir un "priming effect"*. Toutefois, il est à noter que la structure des molécules qui ont un rapport C/N élevé est plus complexe et donc plus résistante à la

**Priming effect* : "sur-minéralisation de la matière organique humifiée des sols, qui se produit lors de la dégradation de matière organique nouvellement apportée" (Briat et Job, 2017). Lorsque le sol est pauvre en azote, les communautés fongiques favorisent la dégradation de l'humus et libèrent de l'azote minéral (Briat et Job, 2017). L'azote devient alors disponible pour les bactéries dégradant la matière organique nouvellement apportée.

dégradation par les microorganismes. Cela peut jouer sur la dégradation de la matière organique en plus de la disponibilité en azote (Lovell et Jarvis, 1996). Enfin, lorsqu'il y a beaucoup d'azote minéral dans le sol sans qu'il y ait de carbone pour stimuler l'activité microbienne, ou de plantes pour le prélever, il peut y avoir des fuites d'azote vers l'environnement (lixiviation) (Briat et Job, 2017).

Quand la vie du sol est dégradée, la forte redondance fonctionnelle chez les microorganismes assure la dégradation du carbone ; cependant, les processus plus spécifiques comme la nitrification ou la dénitrification peuvent être fortement altérés lors de la perte de diversité microbienne dans le sol (Briat et Job, 2017). La minéralisation diminue significativement lorsque la diversité microbienne baisse (Lemanceau et al., 2014).

3.4 Les facteurs et pratiques influençant les microorganismes

Différents facteurs influencent la diversité et l'abondance des microorganismes du sol. Il est important de noter que chaque facteur peut influencer un autre et que le fonctionnement biologique du sol est très complexe. Les effets du pâturage et des déjections sont abordés dans le chapitre 4.

3.4.1 Les facteurs inhérents

La température joue un rôle important sur la vitesse des réactions chimiques et peut dénaturer les protéines. Chaque microorganisme est actif dans une fourchette de température et son activité est optimale à une certaine température (Davet, 1996), si bien que les températures saisonnière et instantanée influencent la structure des communautés microbiennes.

La disponibilité de l'eau et de l'air. Les microorganismes ont besoin d'eau pour se déplacer et se nourrir, en particulier les bactéries. Lorsque qu'il y a beaucoup d'eau, les microorganismes peuvent aisément se mouvoir et trouvent plus d'éléments solubles. Lorsque l'eau est peu disponible, il y a de meilleurs échanges gazeux. La dessiccation du sol entraîne la mort d'un nombre important de microorganismes, en particulier la jeune biomasse active, en phase exponentielle de croissance. Aussi, l'eau temporise les variations de température grâce à son inertie thermique. "*L'activité microbienne diminue régulièrement avec la disponibilité en eau*" (Davet, 1996).

Le pH. Le pH influence la composition des communautés ainsi que certains aspects de l'activité microbienne. Les champignons sont présents dans une gamme de pH comprise entre 3,5 et 8,5 ; les bactéries ont plus de difficultés à se développer en dessous d'un pH de 6,5. Chaque activité microbienne est optimale à un certain pH (Davet, 1996).

Le type de sol. La présence d'argile régule la vie microbienne étant donné sa plus grande capacité d'échange cationique. Il y a plus d'activité biologique et une plus grande biomasse dans les

sols argileux, qui offrent un meilleur taux de survie aux microorganismes (Davet, 1996). À échelle nationale, la variation de l'abondance et de la structure des communautés est essentiellement expliquée par les grands types pédologiques (Lemanceau et al., 2014).

3.4.2 *La faune du sol*

La faune peut influencer les microorganismes de façon directe (en se nourrissant d'eux) et de façon indirecte (en mélangeant les détritux, en excréant des déchets et en dispersant les propagules microbiennes) (Bardgett et al., 1998). Les collemboles et les nématodes sont des prédateurs pour les microorganismes ; les collemboles juvéniles se nourrissent principalement de bactéries, alors que les adultes se nourrissent surtout de champignons. Lorsque les collemboles se nourrissent de champignons, cela a pour effet de diminuer les populations fongiques et d'entraîner l'augmentation des populations bactériennes (Bardgett et al., 1998). Aussi, la biomasse microbienne par unité de poids de sol est positivement corrélée à la biomasse des vers de terre et à la richesse taxonomique, ainsi qu'avec l'abondance de la macrofaune non vers de terre (Ponge et al., 2013). La faune du sol est elle-même sensible aux facteurs environnementaux et anthropiques.

3.4.3 *L'intensité des pratiques agricoles*

Ponge et al. (2013) ont étudié l'évolution des communautés animales et microbiennes du sol sur un gradient d'intensité agricole (de la prairie permanente à la monoculture). Ils ont observé principalement un effet de l'occupation du sol (voir 3.4.5), mais aussi de la fréquence des perturbations mécaniques et de l'usage de pesticides. Il s'est avéré que la biomasse microbienne avait diminué de 56 % le long du gradient, en corrélation avec la diminution de la MO (Ponge et al., 2013). L'usage des pesticides semble généralement réduire la biomasse des microorganismes mais augmenter la respiration du sol (Harden et al., 1993). Aussi, l'intensification des pratiques peut augmenter le nombre de passages et la puissance des tracteurs employés qui peuvent compacter le sol et par la même occasion diminuer la biomasse microbienne (Heisler et Kaiser, 1995).

3.4.4 *Le labour*

Le labour expose la matière organique qui était inaccessible à l'intérieur des agrégats en éclatant la structure du sol et aère le milieu. Ces mécanismes ont pour résultat de stimuler fortement l'activité microbienne. De plus, le labour homogénéise la biomasse microbienne sur une profondeur de sol de 30 cm (Vian et al., 2009). À l'inverse, le non-labour peut aussi modifier les conditions du sol : les champignons sont plus abondants dans les systèmes de semis direct avec une couverture végétale plus importante (Davinic et al., 2013). Aussi, les formes labiles de P ont tendance à augmenter dans les sols non labourés (Costa et al., 2014). Toutefois, les effets du labour (ou de son

absence) sur les microorganismes et leur activité ne sont pas toujours clairs selon Briat et Job (2017) et Bérubé (2019).

3.4.5 L'occupation des sols

Les changements d'occupation des sols peuvent modifier la biomasse microbienne, de façon corrélée avec le carbone organique du sol, sur une échelle de quelques mois à 3 ans (Briat et Job, 2017). Chaque plante a des traits différents (composition chimique, taille et densité des organes, etc.) et correspond à différentes quantités et différents types de litières qui ne seront pas dégradées de la même façon par les microorganismes ; les plantes et leurs résidus influencent donc les communautés microbiennes (Briat et Job, 2017). Laisser des résidus de cultures augmente la diversité bactérienne et fongique ; les champignons sont en meilleure mesure que les bactéries de dégrader le matériel végétal récalcitrant (Bérubé, 2019). La raréfaction des espèces végétales a un effet négatif sur la biomasse microbienne du sol (Ponge et al., 2013 ; Davinic et al., 2013). Les associations de culture et l'allongement des rotations sont donc bénéfiques pour les communautés microbiennes (Briat et Job, 2017 ; Davinic et al., 2013). Aussi, les prairies et cultures pérennes ont une biomasse racinaire plus élevée (Ponge et al., 2013), et accueillent plus de microorganismes.

3.4.6 La fertilisation

Les apports de fertilisants organiques induisent une réponse rapide des communautés microbiennes (Briat et Job, 2017). Le fumier augmente la biomasse microbienne (Bardgett et al., 1998) et potentiellement l'activité s'il est haché et incorporé au sol (Lovell et Jarvis, 1996). Le lisier n'augmente pas la biomasse microbienne (Ponge et al., 2013), mais étant composé de matières labiles, il stimule probablement l'activité à court terme (ce qui n'a pas été testé dans l'expérience de Ponge et al.). Cependant, les engrais de ferme peuvent contenir différents polluants comme les hormones ou les antibiotiques ; toutefois, les antibiotiques ne semblent pas affecter les microorganismes du sol (Hernandez-Raquet et al., 2012). Aussi, le lisier de porc peut contenir de fortes teneurs en cuivre qui diminuent la diversité fongique des sols (Bérubé, 2019). Le biochar peut aussi augmenter l'activité et la biomasse microbiennes du sol (Li et al., 2018).

D'une manière générale, la fertilisation (en particulier la fertilisation azotée) modifie la composition des communautés des microorganismes. En effet, les taxons de type copiotrophes sont favorisés dans les parcelles fortement fertilisées à l'insu des taxons de types oligotrophes (Briat et Job, 2017). Pour cette raison, les apports d'engrais minéraux azotés diminuent la diversité des bactéries, alors que les apports d'effluents d'élevages quels qu'ils soient ont un effet positif sur la diversité des bactéries (Bérubé, 2019).

4. Les déjections de moutons

Les animaux d'élevage remplissent un service écosystémique d'augmentation de la fertilité qui est précieux pour les exploitations (Lemaire et al., 2023). Dans un système de culture de blé et de pâturage de saison fraîche, similaires à ceux rencontrés Amérique Latine, 95 % des exportations des éléments P, K, Ca et Mg ont lieu lors de la récolte de céréales, contre 5 % exportés par la viande ovine (Farias et al., 2022). La plupart des éléments ingérés retournent donc au sol : environ 70 à 95 % des éléments ingérés sont restitués au sol par le biais de l'urine et des déjections (Arnuti et al., 2020). De plus, les animaux jouent un rôle de catalyseur (Lemaire et al., 2023) : durant la digestion, la minéralisation des molécules est accélérée, ce qui rend les déjections plus intéressantes que les simples résidus de la culture de couverture. Pour comprendre les effets des déjections des ovins sur une prairie pâturée, voire dans la globalité de l'ICLS, il faut (i) connaître la composition exacte des déjections solide et de l'urine, (ii) comprendre comment sont réparties les déjections sur la parcelle, et (iii) comprendre comment elles se décomposent.

4.1 Composition des déjections solides

Selon Bloor et al. (2012), les déjections solides (toutes espèces animales confondues) sont constituées d'eau, de fibres non digérées, de microorganismes et des métabolites animaux et microbiens. Il y a environ 70 % d'eau dans le poids des déjections ovines.

Barnossi et al. (2019) ont identifié une grande diversité microbienne dans les fèces de moutons : 12 espèces de champignons ont été identifiées, appartenant à 6 genres microbiens fongiques, ainsi que des fixateurs d'azote aérobies. Dans leur expérience, la présence de germes pathogènes et phytopathogènes était bien moins élevée dans les déjections d'ovins que dans les fientes de poulets. Aussi, la forte teneur en micronutriments confère aux déjections une activité microbienne élevée (Barnossi et al., 2019).

Chez les ovins, la teneur moyenne en azote dans la matière sèche (MS) des déjections solides est de 2 à 2,8 %, et représente 26 % de l'azote ingéré (Bloor et al., 2012). Une partie de l'azote excrété se trouve dans les déjections solides (entre 20 et 55 %), et le reste (45-80 %), dans l'urine (Shand et Coutts, 2006) (voir 4.5 – Cas de l'urine). Environ 30 % de l'azote retrouvé dans les excréments solides est sous forme organique (Haynes et Williams, 1999), dans les fibres non digérées, les métabolites et les microorganismes (Bloor et al., 2012). La répartition de ces formes organiques *"consisterait en 45-65% d'amino-N, 5% d'acide nucléique-N, et 3% de NH_4^+ -N, le reste étant constitué d'acides nucléiques partiellement dégradés, de parois cellulaires bactériennes, et de*

glycoprotéines, ainsi que d'azote lié à la fibre" (traduit de Shand et Coutts, 2006). Bien que la proportion d'azote reste stable dans les déjections des bovins et des ovins (environ 8 g N/kg MS ingérée), la teneur en azote des déjections affiche une relation positive avec la teneur en azote du couvert. Chez les ovins, qui sélectionnent fortement leur alimentation lors du pâturage, la teneur en azote de leurs déjections est toujours supérieure à la teneur du couvert (figure 5). Enfin, *"l'excrétion d'azote dans les déjections solides est favorisée par un régime alimentaire riche en tannins, la formation de complexes protéines-tannins limitant la dégradation d'azote dans le rumen"* (Bloor et al., 2012).

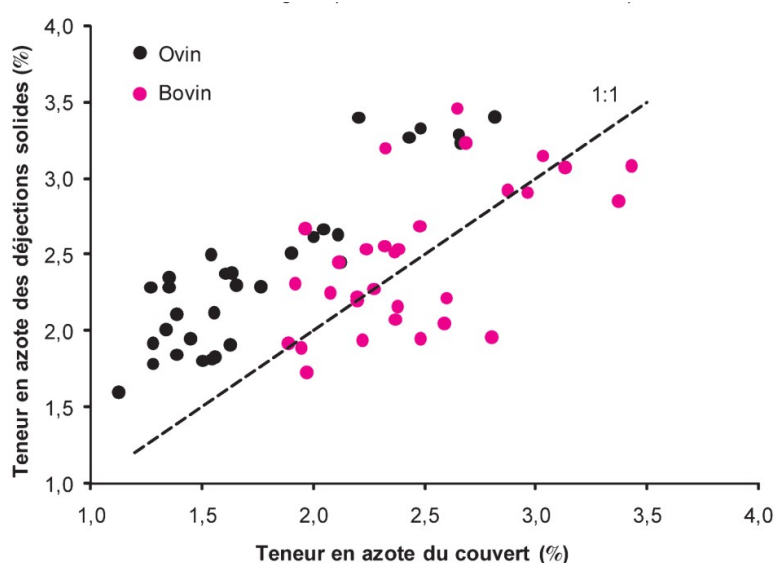


Figure 5: Évolution de la teneur en N des déjections solides en fonction de la teneur en N du couvert végétal (Bloor et al., 2012)

Contrairement à l'azote, la quasi-totalité du phosphore revient au sol via les déjections solides (>95 % selon Shand et Coutts, 2006), à raison d'une teneur entre 0,4 et 1,6% de la MS des déjections, sous des formes organiques et inorganiques (Bloor et al., 2012). Environ 20 % du P dans les déjections se trouve sous forme organique (Haynes et Williams, 1999). De plus, selon Bloor et al. (2012), la concentration en phosphore inorganique dans les déjections est *"fortement liée à la teneur en P du fourrage ingéré"*. Par exemple, selon Farias et al. (2020) on peut trouver 80 % de phosphore inorganique dans des déjections d'animaux qui ont ingéré un végétal avec 64 % de P inorganique.

D'autres minéraux sont restitués au sol via les déjections solides : le calcium (teneur : 1,2 à 2,5% de la MS des déjections) et le magnésium (teneur : 0,3 à 0,8% de la MS) qui sont généralement complexé avec du carbonate (CO_3^-), d'où l'alcalinité des déjections animales (Bloor et al., 2012). Comme le phosphore, la quasi-totalité du calcium excrété (> 95%) se trouve dans les

déjections solides (Shand et Coutts, 2006). Les teneurs en calcium augmentent aussi avec les teneurs de calcium ingéré "et, dans une certaine mesure, avec la teneur en P" (Bloor et al., 2012), étant donné que les fèces d'ovins contiennent du "phosphate dicalcique, $\text{CaHPO}_4[2\text{H}_2\text{O}]$ (brushite) contribuant à 34% et du phosphate d'ammonium et de magnésium $\text{NH}_4\text{MgPO}_4 [6\text{H}_2\text{O}]$ (struvite) contribuant à 29% du P total dans les fèces au jour 0" (traduit de Shand et Coutts, 2006).

Enfin, on trouve aussi du sodium et du potassium "sous forme de cations solubles" (Bloor et al., 2012) ; mais la majorité (70 à 90%) du potassium est excrété dans l'urine (Shand et Coutts, 2006). Il y a également du soufre, dont 40 % se trouve sous forme organique (Haynes et Williams, 1999). On trouve également "de faibles quantités d'autres éléments ou métaux lourds qui ne sont pas assimilés par l'animal" (Bloor et al., 2012).

D'après Bloor et al. (2012), cette composition peut varier selon l'espèce animale, la qualité de son fourrage, qui dépend elle-même de la saison et l'état physiologique de l'animal. En effet, lorsque la plante est consommée au stade végétatif, les fèces d'ovins peuvent contenir des teneurs en P et en K supérieures de 16 % et de 7 %, respectivement, à celles des déjections prélevées au stade post-floral (Arnuti et al., 2020). Les fèces au stade de post-floraison quant à elle contenaient 26 % de cellulose et 34 % d'hémicellulose en plus par rapport aux déjections prélevées au stade végétatif (Arnuti et al., 2020). L'intensité de pâturage, quant à elle, n'aurait pas d'effet sur la composition des déjections (Arnuti et al., 2020).

En plus des teneurs en éléments par excrément, la quantité d'éléments nutritifs qui retourne au sol via les déjections solides dépend évidemment de la masse et du nombre de déjections restituées par jour par animal. Les ovins en pâturage excrètent environ 8,2 à 11,0 g de matière sèche par kg de poids vif par jour. En d'autres termes, selon le tableau 5, les moutons défèquent sept à vingt-six fois par jour des déjections d'environ 30 à 170 g (Bloor et al., 2012), ce qui équivaut à une masse comprise entre 6 et 57 g de matière sèche (Shand et Coutts, 2006).

Tableau 5: Caractéristiques des déjections solides chez les herbivores domestiques (Bloor et al., 2012)

a) Teneur en éléments (% de matière sèche fécale)					
	N	P	K	Ca	Mg
Bovin/ovin	2-2,8	0,4-1,6	0,4-1,9	1,2-2,5	0,3-0,8
Equin	2,1	0,9-1,1	0,2-0,3	1,1-1,3	0,2-0,3
b) Quantités produites					
	Bovin		Ovin		
Nombre par jour	11-16		7-26		
Poids moyen de la déjection (kg)	1,5-2,7		0,03-0,17		

4.2 Distribution spatiale des déjections

Contrairement à l'épandage de fumier sur un champ, les animaux qui pâturent vont déposer leurs déjections de façon hétérogène dans la parcelle. La distribution asymétrique des déjections est essentiellement due au comportement des animaux. Cette hétérogénéité sera d'autant plus grande lorsque le chargement animal est faible ; à l'inverse, elle sera plus faible dans les systèmes de pâturage tournant dynamique (Haynes et Williams, 1999). La distribution inégale des déjections dans la parcelle entraîne une hétérogénéité des nutriments, qui peut amener un risque de pollution (Bloor et al., 2012). L'intégration des cultures à la production animale permet de diminuer l'hétérogénéité des parcelles de ce point de vue-là (De Faccio Carvalho, Barro, et al., 2018).

Le choix de l'emplacement des déjections dépend de la décision complexe des lieux de broutage. Les animaux sélectionnent avec soin leur site d'alimentation, les espèces qu'ils consomment et plus précisément les parties de plante à consommer (De Faccio Carvalho, Barro, et al., 2018). Les ovins sont d'ailleurs connus pour sélectionner avec précision leur alimentation. Les bovins et les équins broutent rarement à proximité des déjections, mais ce n'est pas aussi clair pour les moutons. Ce comportement de rejet chez les ovins a été prouvé en conditions contrôlées, mais est très peu documenté en situation de plein champ (Bloor et al., 2012).

Les bovins et les ovins ont tendance à se rassembler dans certaines zones et à accumuler les déjections dans ces endroits (Bloor et al., 2012). Une autre étude a d'ailleurs souligné que les ovins avaient tendance à répartir leurs déjections dans la parcelle moins uniformément que les cerfs ; ce qui a provoqué des résultats différents sur la production végétale, alors que les taux d'éléments nutritifs dans les déjections étaient similaires entre les deux ruminants (Williams et Haynes, 1995). Haynes et Williams (1999) ont étudié ces zones de regroupement (dites "de campement") et l'effet de l'accumulation des déjections sur le sol. Les animaux déposeraient environ 60 % de leurs excréments et 55 % de leur urine dans les zones de campement, qui n'occupent que 15 à 30 % de la superficie totale de la zone pâturée ; ce qui a pour effet d'augmenter la fertilité et l'activité biologique dans ces zones, au détriment des zones où le bétail se nourrit. Concrètement, ces zones de campements se trouvent souvent *"sous les arbres et les haies, autour des portails et des abreuvoirs dans les zones éloignées des routes et sur les crêtes et les collines dans les fermes de montagne"* (traduit de Haynes et Williams, 1999). Cette étude a conclu qu'il y avait un transfert des éléments nutritifs et de la matière organique vers les zones de campement, ce qui augmente la production végétale dans ces zones. À son tour, la végétation fournit plus de litière ce qui augmente d'autant plus les retours de matière organique au sol. Le transfert d'éléments pourrait s'y élever annuellement à environ 210 kg N/ha, 30 kg P/ha et 15 kg S/ha (Haynes et Williams, 1999). Étant

donné que ces zones concentrent les éléments nutritifs et leurs cycles biochimiques, les effets des excréments sur les microorganismes du sol y sont probablement plus perceptibles ; toutefois, les différences ne seraient plus significatives au-delà de 10 cm de sol (Haynes et Williams, 1999).

4.3 Dégradation des déjections

4.3.1 Facteurs de dégradation des déjections

La vitesse de dégradation des déjections solides est extrêmement variable : entre 30 et 450 jours dans les zones tempérées, voire 2 ans en conditions sèches (Bloor et al., 2012). Cette variation s'explique par le fait qu'il y ait divers types de dégradation : la dégradation physique et la dégradation biologique (Bloor et al., 2012). La dégradation physique peut être effectuée par le piétinement des animaux et aussi par la météo qui joue un grand rôle dans la vitesse de dégradation (Lovell et Jarvis, 1996). La dégradation biologique est faite par la faune et les microorganismes.

Influence de la taille des déjections. La forme et la taille des déjections a une importance. Les déjections en forme de petites boulettes des moutons sont dégradées plus rapidement ; elles mettent 3 à 8 semaines pour disparaître de la surface du sol (Williams et Haynes, 1995). Une autre étude a établi que les fèces de moutons ne laissent plus aucun résidu définissable après une période de 84 à 112 jours (Shand et Coutts, 2006). La forme des déjections modifie la surface de contact avec les organismes qui les dégradent. Par exemple, le fumier active bien plus les microorganismes lorsqu'il est épandu (et donc "haché en petits morceaux") et incorporé au sol (Lovell et Jarvis, 1996).

Influence des conditions météorologiques. Les conditions météorologiques ont différentes influences sur la dégradation des fèces. Pour commencer, les conditions sèches peuvent induire *"des changements chimiques tels que l'hydrolyse des diesters de phosphate et des changements conséquents dans l'extractabilité et la biodisponibilité du P"* (traduit de Shand et Coutts, 2006), ce qui a pour effet de former une croûte hydrophobe à la surface des déjections qui peut diminuer l'impact des précipitations (Bloor et al., 2012). De fait, la pluie peut exercer une action mécanique : *"Dickinson et Craig (1990) ont montré que le fait de couvrir les parcelles de fèces de bovins pour les protéger des effets directs de la pluie réduisait considérablement leur taux de décomposition, mais que les fèces continuaient à se décomposer sous l'action des organismes du sol, stimulée par l'infiltration d'eau du sol environnant"* (traduit de Shand et Coutts, 2006). De plus, beaucoup d'éléments dans les déjections de moutons sont solubles : environ 70 à 74 % du K, 47 à 65 % du P, 24 à 34 % du Mg et 9 à 13 % du Ca ; pour autant, ces éléments ne sont pas tous lixiviés (Shand et Coutts, 2006). Aussi, le gel en hiver ralentit la dégradation : il n'y a eu aucun changement marqué

dans les concentrations d'éléments nutritifs dans la solution du sol du témoin ou des sols traités lorsque la surface du sol était gelée (Shand et Coutts, 2006). La saison peut donc exercer une influence directe. En effet, une étude menée en Nouvelle-Zélande a constaté que les déjections avaient disparu après 3 semaines lors d'une application au printemps, 28 jours pour une application en hiver et 75 jours suivant l'application en été (Shand et Coutts, 2006). Enfin, l'humidité et la chaleur favorisent l'activité microbienne. La dégradation par les microorganismes atteint son optimum au printemps et au début de l'automne (Bloor et al., 2012). En outre, les déjections solides (du fait de leur couleur foncée et donc de leur albédo plus faible) absorbent la chaleur rayonnante et augmentent la minéralisation (Lovell et Jarvis, 1996).

Influence des insectes. Les insectes contribuent à la dégradation des déjections et peuvent en augmenter la vitesse d'un facteur 2. Les déjections solides représentent une source alimentaire. Une dizaine de familles de diptères (généralement au stade larvaire) et cinq familles de coléoptères (dont les bousiers) sont des insectes coprophages et contribuent à la dégradation des déjections (Bloor et al., 2012). En plus de se nourrir de la matière fécale, ces insectes creusent des galeries qui aèrent les déjections et *"les rendent plus sensibles à l'action de la pluie et plus favorables au développement de champignons et de microorganismes aérobies"* (Bloor et al., 2012).

Influence du couvert pâturé. Comme expliqué ci-dessus (4.1 - Composition des déjections), la composition chimique du couvert ingéré aura une influence sur la composition chimique de la déjection et donc sur la dégradation de celle-ci.

4.3.2 Dégradation bio-chimique des déjections

Au cours de la dégradation, *"les nutriments présents dans la matière fécale peuvent être incorporés dans le sol, ou "perdus" pour le système prairial s'ils sont émis sous forme gazeuse ou si les nutriments solubles sont lessivés"* (Bloor et al., 2012). Ainsi, *"la majeure partie du carbone des déjections est transformée en dioxyde de carbone (CO₂) suite à la respiration microbienne. Ces émissions de CO₂ sont particulièrement importantes durant les premières semaines après la production de la déjection"* (Bloor et al., 2012). Il resterait environs 12,6 % de carbone dans les cinq premiers centimètres de sol et 4 % dans les couches inférieures après la disparition totale de la déjection (Bloor et al., 2012).

La grande variété de molécules présentes dans les déjections fait que les éléments ne sont pas libérés en même temps dans le sol, et ne sont pas tous directement disponibles pour les plantes. Au début de la dégradation, ce sont principalement les transformations du carbone organique en CO₂ qui ont lieu ; la teneur en nutriments de la déjection augmente alors (Bloor et al., 2012). La fraction labile de la déjection est plus rapidement décomposée et accessible pour les plantes, ce qui

veut dire, par exemple, que les déjections émises à partir d'un végétal ingéré au stade jeune seront plus vite décomposées que les déjections venant d'un stade post-floral (Arnuti et al., 2020). Aussi les éléments solubles sont vite intégrés au sol, comme par exemple le potassium (Arnuti et al., 2020).

Dans leur expérience, Arnuti et al. (2020) ont observé que plus de la moitié de la matière sèche initiale des bouses était restée dans les sacs de litière à la fin de leurs évaluations. Selon eux, les boulettes de fèces avaient séché, ralentissant leur décomposition. Cependant, ils ont observé que la dégradation se déroulait principalement dans les 30 premiers jours suivant la pose des déjections. Au bout de 200 jours, il restait encore environ 60 % de la matière sèche des bouses à la surface du sol. Cette évolution de la MS est représentée à la figure 6. Dans une autre expérience, Shand et Coutts (2006) ont observé un effet maximal des déjections sur la disponibilité des éléments vers le jour 56, où l'analyse de la solution du sol a montré des concentrations plus élevées de P, N, K, Ca, Mg et de carbone organique dissous.

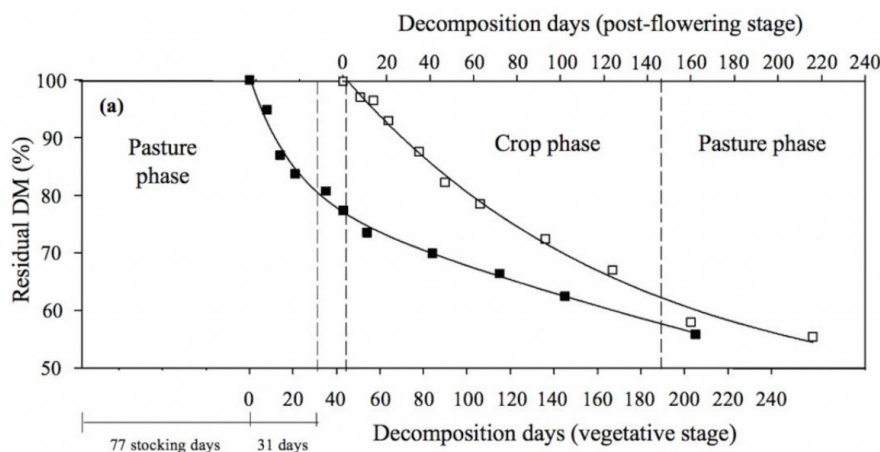


Figure 6: Évolution de la matière sèche résiduelle (DM) des déjections ovines au cours du temps, à différentes phases de décomposition (phases de pâturage et de culture) dans un système de production intégrée soja-mouton, en 2015 (Arnuti et al., 2020)

Évolution de l'azote. Au début de la décomposition des fèces, une faible quantité d'azote se volatilise sous forme ammoniacale (NH_3) et parallèlement l'azote organique est minéralisé en nitrate (NO_3^-). Le nitrate devient disponible pour les plantes et les bactériens dénitrifiants qui peuvent le transformer en protoxyde d'azote (N_2O) en conditions anaérobies (Bloor et al., 2012). Il est à noter que le N_2O (qui est un puissant gaz à effet de serre) est également un sous-produit de la nitrification et que les quantités d'émissions dues aux deux processus pourraient être du même ordre (Cellier et al., 2011). Toutefois, la minéralisation de l'azote des déjections a l'avantage d'être assez lente, et les risques de pollutions, notamment par lessivage du NO_3^- , sont diminués (Bloor et al., 2012). L'ammonium (NH_4^+) peut également être directement prélevé par les plantes et les

microorganismes. Le rapport C/N aurait en conséquence tendance à diminuer (Shand et Coutts, 2006). Cependant, dans une expérience avec des bouses de vaches, le rapport C/N a diminué et ensuite augmenté au cours des 10 semaines d'expérimentation (Lovell et Jarvis, 1996).

Évolution du phosphore. Le P est présent dans les déjections sous différentes formes qui sont chacune libérée différemment dans le sol. Selon Shand et Coutts (2006), la concentration de P augmente dans le sol suite à l'apport de déjection : d'une part grâce à l'apport direct de P dans les fèces et d'autre part, grâce à la désorption du P présent dans le sol libéré par la matière organique chargée négativement. Le P des fèces contribuerait essentiellement au P inorganique du sol (Shand et Coutts, 2006). De plus, la libération lente du P limite les réactions de sorption avec les hydroxydes de Fe et d'Al, et permet une plus grande efficacité d'utilisation du P (Costa et al., 2014). La minéralisation de P dépend toutefois de la compétition entre les plantes, le sol et les microorganismes, ce qui peut la ralentir (Costa et al., 2014). Les déjections libèrent de l'ordre de 2 ou 3 kg de P/ha (avec une plus forte libération lorsque les moutons ont pâturé un couvert jeune) ce qui correspondrait à 9 % de la quantité de P recommandée, à laquelle il faut ajouter les doses de P contenues dans les résidus de la culture de couverture (Arnuti et al., 2020). Environ 65 % du P est retourné dans le système au bout de 200 jours (Arnuti et al., 2020). La figure 7 ci-dessous illustre l'évolution de la libération de P contenu dans les fèces dans le sol. Dans les sols des ICLS, les déjections contribueraient entre 30 et 40 % à la fraction de P en surface du sol (Costa et al., 2014).

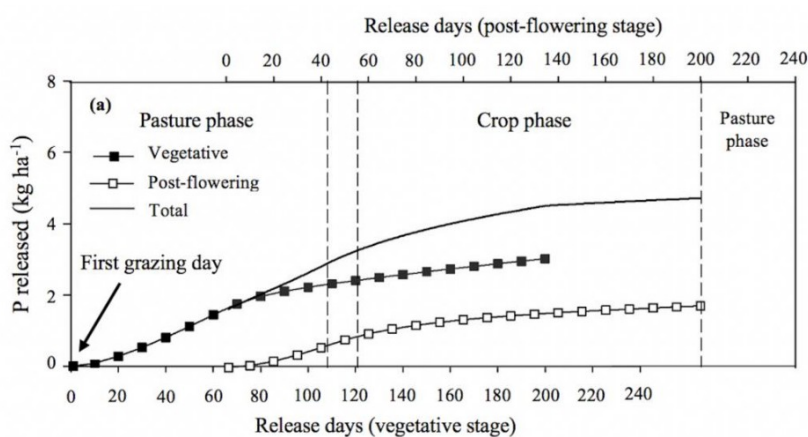


Figure 7: Libération de P accumulé des déjections ovines au cours du temps, à différents stades de développement des pâturages (stades végétatif et post-floral) et libération totale de P accumulé, dans un système de production intégré soja-moutons pour l'année 2015 (Arnuti et al., 2020)

Évolution du potassium. Comme expliqué ci-dessus, le potassium est essentiellement (99%) présent sous forme soluble dans les déjections. La libération du K est donc rapide et se stabilise après 60-80 jours. Dans l'expérience d'Arnuti et al. (2020), la libération de K a pu atteindre 12,9 kg

de K/ha (lorsque le couvert pâturé était au stade végétatif). Au bout de 200 jours la quasi-totalité de K était restituée (Arnuti et al., 2020) (figure 8). Les ICLS participeraient d'ailleurs durablement à l'équilibre potassique des sols agricoles (Prather, 2022).

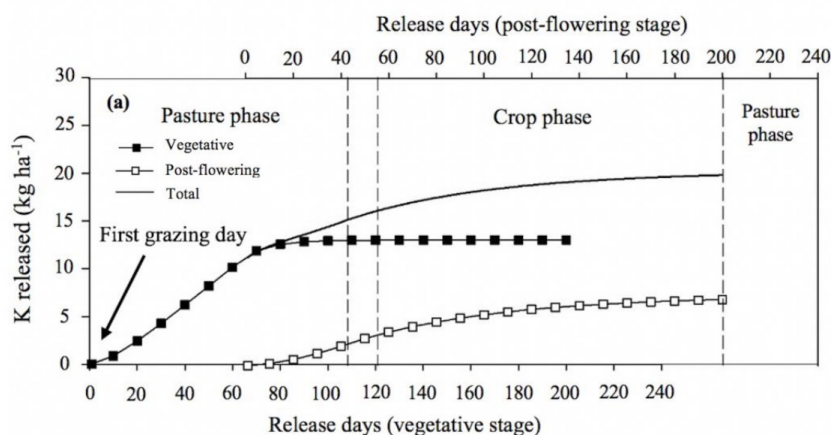


Figure 8: Libération de K accumulé des déjections ovines au cours du temps, à différents stades de développement des pâturages (stades végétatif et post-floral) et libération totale de K accumulé, dans un système de production intégré soja-moutons pour l'année 2015 (Arnuti et al., 2020)

4.4 Effet direct des déjections solides

Bloor et al. (2012) ont établi que les déjections pouvaient avoir un effet sur les services écosystémiques de production primaire, de qualité des fourrages, ainsi que sur des services de régulation tels que la dynamique des éléments nutritifs et la quantité de matière organique dans le sol. En effet, le retour des excréments apporte 150 à 300 kg d'azote par hectare et par an (Lovell et Jarvis, 1996). Rooney et al. (2006) ont établi que ces valeurs pouvaient monter jusqu'à 1200 kg dans des cas plus intensifs, mais ce n'est pas conseillé pour les ICLS (voir 2.2 - Difficultés à lever pour une bonne pratique des ICLS). Les boulettes de déjection des moutons sont rapidement dégradées, mais l'étude de Williams et Haynes (1995) a conclu que pour autant, aucune réaction mesurable de l'herbe n'a pu être mise en évidence. Toutefois, un an après l'expérience, il y avait plus de carbone organique, de nitrate et de phosphate dans la parcelle pâturée par les ovins que dans la parcelle non pâturée (Williams et Haynes, 1995). Les animaux qui paissent apportent donc bien des nutriments pour le couvert et les cultures qui suivent.

Le taux de carbone organique dans les sols de couverts pâturés est plus élevé (35-75 g C/kg selon Haynes et Williams, 1999) et entraîne une activité accrue des microorganismes. En effet, les excréments sont une source de nutriments labiles, qui peuvent augmenter la biomasse microbienne (Farias et al., 2020). Haynes et Williams (1999) ont constaté que le rapport de C_{mic}/C_{org} variait de

1,6 % à 2,9 % (C_{mic} étant le carbone contenu dans la biomasse microbienne et C_{org} étant le carbone organique du sol), tant dans les zones de campement que dans les autres zones. Ceci signifie que la biomasse microbienne est proportionnelle au taux de carbone organique. L'activité enzymatique était elle plus élevée dans les zones de campement, même exprimée par unité de C_{mic} , tout comme la respiration (Haynes et Williams, 1999).

Les déjections sont également un facteur important de la biodiversité des systèmes de culture : la grande variété de résidus animaux et végétaux ont des taux de décomposition différents ainsi que des nutriments différents (Arnuti et al., 2020). Le dépôt aléatoire des déjections dans la parcelle est un facteur de diversité spatiale (Bloor et al., 2012). La diversité favorisée par les déjections est tant animale que végétale. Au niveau de la diversité animale, c'est toute une nouvelle chaîne trophique qui est créée avec divers insectes coprophages (Bloor et al., 2012), qui peuvent attirer d'autres maillons de la chaîne comme leurs prédateurs. Les déjections ont aussi un effet sur la structure de la végétation à l'échelle locale, en créant de nouvelles conditions locales qui peuvent favoriser des espèces particulières ou encore en transférant des graines ingérées (Bloor et al., 2012). Enfin, la diversité des résidus augmente la diversité des microorganismes du sol, qui serait optimale lorsque l'intensité du pâturage est modérée (Arnuti et al., 2020).

Les effets sur le pH du sol ne sont pas aussi clair pour les déjections que pour l'urine (voir 4.5). L'étude de Haynes et Williams (1999) a conclu que le pH avait tendance à augmenter près des déjections dans les zones de campements, alors que Shand et Coutts (2006) ont plutôt établi que le pH de la solution du sol sous les déjections solides était faiblement diminué.

4.5 Cas de l'urine

Composition. Selon Bloor et al. (2012), la quantité d'azote ingéré par les herbivores domestiques est majoritairement évacuée dans l'urine qui contient 8 à 15 grammes d'azote par litre : sur l'entièreté de l'azote ingéré, 79 % est restitué dont 53 % par l'urine. Il en est de même pour le potassium : 92 % du K ingéré est restitué au sol dont 81 % via l'urine (Bloor et al., 2012). Une étude sur les effets de l'urine de moutons dans les prairies fait aussi état de la quantité d'azote urinée : 400 à 1200 kg d'azote sont restitués par les ovins (Rooney et al., 2006).*

Distribution spatiale. Lors du pâturage, l'urine est apportée de manière très hétérogène par les moutons. L'azote et les autres composants sont alors concentrés et les effets sur les microorganismes sont très localisés, ce "*qui pourrait être l'un des principaux facteurs des variations spatiales extrêmes caractéristiques de la microbiologie des pâturages*" (traduit de Rooney et al., 2006).

*Cette fourchette semble désigner la quantité d'azote retournant au sol par année, avec différentes intensités de pâturage, mais l'étude n'est pas tout à fait claire sur l'échelle de temps ni sur le nombre de moutons à l'hectare.

Dégradation bio-chimique. L'azote retourne au sol principalement sous la forme d'urée qui est rapidement hydrolysé en ion ammonium dont une petite partie est directement captée par les végétaux. Le reste de l'ammonium est utilisé par les microorganismes nitrifiants et autres. Cet apport local modifie brutalement les conditions du sol et la présence de NH_4^+ augmente le pH du sol (Rooney et al., 2006). En effet, à l'opposé de la dégradation lente des déjections solides, L'urée s'infiltre rapidement dans le sol et change brutalement la composition de la solution du sol en quelques jours (Shand et Coutts, 2006).

Effet direct. Rooney et al. (2006) ont étudié l'effet de l'urine de mouton, à différentes intensités, sur la structure des communautés microbienne et leur activité, ainsi que l'influence des plantes dans ce processus, dans des prairies acides d'Irlande. Il en a résulté que le pH augmentait avec la dose d'urine synthétique appliquée (de 5,4 (témoin) à 6,4 (application d'urine élevée)). L'augmentation du pH a également été constatée en conditions réelles par Haynes et Williams (1999) : le pH était plus élevé dans les zones de campement. Cependant, il semblerait que dans cette expérience, l'augmentation du pH soit aussi en partie due à l'alcalinité de l'herbe qui rendait les déjections plus alcalines. Le pH à son tour influence la disponibilité des nutriments du sol et les microorganismes (Rooney et al., 2006). En effet, l'application moyenne et élevée d'urine a augmenté significativement l'activité microbienne. Les communautés ont toutes varié dans le temps en fonction de l'espèce de graminée présente et de la quantité d'urine. La biomasse microbienne n'a pas été significativement modifiée (Rooney et al., 2006).

4.6 Effets à long terme dans une démarche ICLS

Étant donné que les nutriments ne sont pas libérés en même temps du fait de leurs différentes natures, les résidus du pâturage (animaux et végétaux) affectent la culture suivante (De Faccio Carvalho, Barro, et al., 2018). À long terme, dans les ICLS, une augmentation des fractions de C et de N labiles dans le sol a pu être observée (Dhaliwal et al., 2021), ainsi qu'une augmentation du P labile (Costa et al., 2014). En effet, *"l'impact de la déjection sur le fonctionnement du sol et la production végétale peut perdurer plusieurs années"*, même après sa disparition (Bloor et al., 2012). Les ICLS se différencient des autres systèmes agricoles car ils entraînent diverses modifications dans le fonctionnement des sols : la teneur en nutriments du sol, les activités microbiennes et les interactions plante-sol sont augmentées (Bloor et al., 2012), et les communautés microbiennes sont modifiées (Davinic et al., 2013). Par exemple, la colonisation des racines des cultures commerciales par des champignons mycorhiziens à arbuscules (qui aident les plantes à acquérir des nutriments et de l'eau, (Davinic et al., 2013)) est augmentée dans les ICLS (Prather, 2022) ; la

présence plus élevée de champignons améliore aussi la structure des agrégats (Davinic et al., 2013). Aussi, à long terme, le taux de matière organique augmente dans les sols des ICLS : certes, le pâturage diminue la biomasse aérienne du couvert, mais cette diminution est plus que compensée par les apports de fumier et d'urine, ainsi que par l'augmentation de la biomasse végétale souterraine, stimulée par le pâturage (De Faccio Carvalho et al., 2018). Ces modifications se traduisent par une augmentation de rendement des cultures dans la parcelle (Bloor et al., 2012), ainsi que d'autres avantages (voir 2.3 – Avantages de la pratique).

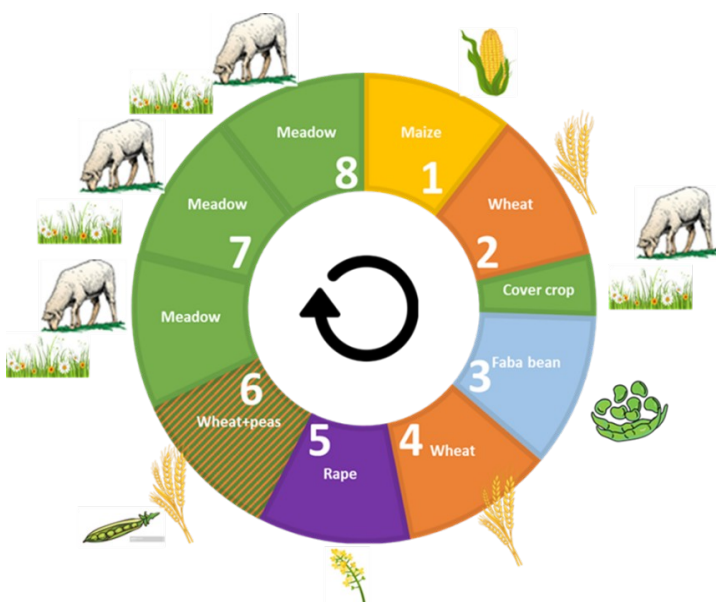
5. Le projet ecofoodsystem



Ecofoodsystem est un projet à long terme d'essai sur des rotations agricoles innovantes, réunissant de nombreuses disciplines de l'agronomie, qui fait suite à la publication de la commission EAT Lancet (Willett et al., 2019). Ces rotations innovantes ont pour but de mieux correspondre à un régime alimentaire sain et durable tel que défini par cette commission et de pouvoir répondre à la demande alimentaire future, tout en restant dans les limites planétaires.

Différentes rotations de 8 ans ont été optimisées sur base du régime EAT Lancet : deux rotations de référence, une rotation ICLS et une rotation végétale. La rotation de référence reprend les cultures "habituellement rencontrées" dans les systèmes agricoles de Gembloux et de la région limoneuse de Hesbaye. Elle est testée selon deux modalités, pour avoir une rotation utilisant uniquement des herbicides et une sans aucun pesticide de synthèse. La composante animale entre dans la rotation par le biais des effluents d'élevage (fumier) et la valorisation de certains sous-produits agricoles dans leur ration. La rotation végétale quant à elle simule l'agriculture dans un monde sans production animale. Aucune culture dans cette rotation n'est à destination du bétail et les sous-produits sont valorisés autrement. Aussi, aucun effluent d'élevage n'est apporté pour fertiliser les sols et la rotation est gérée sans pesticide de synthèse.

La rotation ICLS (figure 9) intègre au maximum la composante animale. Des ovins pâturent les prairies temporaires des années 7 et 8 de la rotation, ainsi qu'un couvert d'interculture entre l'année 2 et 3, et contribuent ainsi à la gestion des adventices. Aucun pesticide de synthèse n'est employé dans la rotation. L'animal est également en lien avec la rotation par le biais de l'apport de fumier et la valorisation des sous-produits. Le schéma des opérations culturales de la rotation est disponible en annexe 1.



Cette année, en 2024, ce sont les temporalités 4 et 8 qui se trouvent dans les parcelles, à savoir le froment, qui est la culture de référence interne entre toutes les rotations (les autres rotations ont aussi du froment en temporalité 4)

Figure 9: Rotation ICLS d'ecofoodsystem

et la prairie temporaire en deuxième année. Seules les parcelles de prairies temporaires font l'objet de ce travail.

Chaque rotation est représentée chaque année quatre fois (en quatre blocs), à deux temporalités différentes (par exemple l'année 1 et 5) ; il y a donc dans l'essai 32 parcelles mesurant chacune 84 m sur 18 m. Les rotations ont été réparties dans les blocs de façon aléatoires, mais de sorte à ce que chacune touche une fois par temporalité la bande enherbée dans un des blocs (figure 10).



Figure 10: Répartition des blocs d'ecofoodsystem (WalOnMap)

Les ovins de l'expérience sont de pure race texel ou de pure race rouge de l'ouest. Pour éviter à la prairie d'atteindre le stade de floraison, une première période de pâturage plus intensive, qui a commencé le 8 mai, a été réalisée avec 10 moutons (sauf pour la prairie 4 où ils étaient 9) ; ensuite (le 21 mai), pour maintenir les animaux le plus longtemps possible sur la saison de pâturage, des brebis ont été retirées des parcelles pour n'en laisser que quatre dans le pâturage. Les quatre brebis restantes ont été retirée de la prairie le 3 juin, afin de laisser le couvert pousser à nouveau et pour que les animaux ne manquent pas de fourrage. Les brebis ont ensuite été remplacée par quatre dans les prairies du 26 juin au 16 juillet.

6.1.1 Contexte *pédologique*

L'essai ecofoodsystem se situe au nord-est de Gembloux (50°34' N, 4°42' E), en Hesbaye. Cette région naturelle belge est caractérisée par ses sols limoneux. L'ensemble de l'essai est réalisé sur de petites parcelles les plus homogènes possible, sur un terrain assez plat. La carte ci-dessous (figure 12) montre les différents types de sols présents dans l'essai. Selon les données disponibles sur WalOnMap, le sol de l'essai est "sur matériaux limoneux" et majoritairement "à drainage favorable", avec quelques nuances. La légende complète est disponible en annexe 2. Les sols limoneux sont particulièrement intéressants pour les ICLS car ils y présentent des rendements supérieurs (5%) par rapport à leur équivalent non-intégré, notamment grâce à leur résistance au compactage (Peterson et al., 2020).



Figure 12: Carte numérique des sols de Wallonie (WalOnMap)

6.1.2 Contexte climatique

Gembloux se situe dans une région tempérée, à climat océanique. Ce type de climat a des effets positifs sur les rendements en ICLS (Peterson et al., 2020) ; la Hesbaye du fait de son pédoclimat est donc particulièrement propice à la pratique des ICLS. Le diagramme ombrothermique ci-dessous (figure 13) indique les températures et les précipitations moyennes par mois, basées sur les données récoltées entre 1991 et 2020 pour Gembloux (IRM, s. d.).

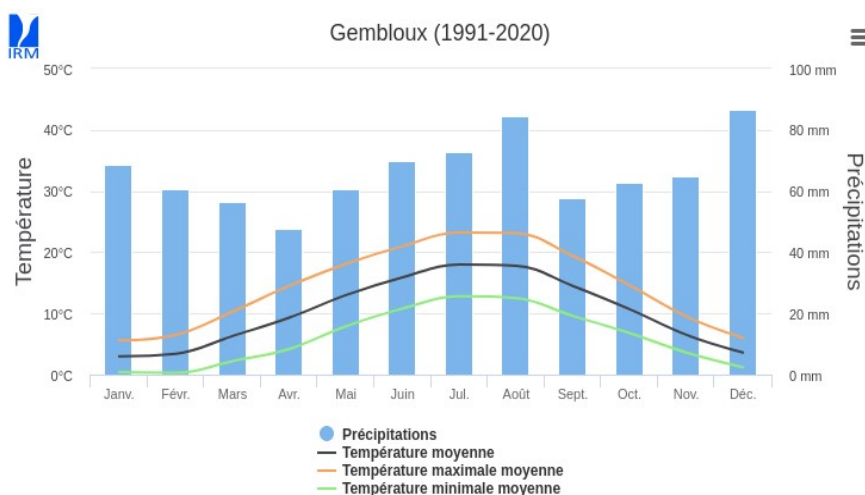


Figure 13: Diagramme ombrothermique de la commune de Gembloux (IRM, s.d.)

6.2 Méthodologie de récolte et de préparation des échantillons

6.2.1 Préparation du dispositif

Au début de l'expérience, l'herbe a été tondue et exportée dans les deux zones d'exclusion (celles isolées par des clôtures électriques) afin de supprimer le potentiel effet d'apport de matière organique. L'herbe a également été tondue sous les clôtures pour éviter les pertes d'électricité vers le sol. Les coordonnées GPS de tous les quadrats ont été prises afin de pouvoir les trouver l'année suivante pour un éventuel autre suivi.

La zone d'exclusion de 2024 est une amélioration de la zone de 2023, suite à l'analyse des premiers résultats. En effet, il est possible que l'écart entre les quadrats de contrôle et les quadrats de déjections, voire même de la partie de prairie pâturée ait été trop mince. Les quadrats de contrôle ont potentiellement pu être influencés par les déjections aux alentours. La zone de 2023 est maintenue telle qu'elle était (c-à-d quadrats à 1 m des clôtures et à 0,5 m du quadrat voisin) afin de maintenir un suivi sur deux ans, mais la disposition pour 2024 est donc différente. Les quadrats de contrôle sont écartés de 3 m de la prairie et des quadrats avec les déjections, et chaque quadrat est éloigné d'un mètre des autres quadrats de même type. La figure 14 représente la zone de 2024 (aux bonnes proportions), les carrés rouges y représentent les quadrats de déjections et les carrés oranges représentent les quadrats de contrôle (les carrés vides servent à l'expérience sur l'évaluation de la biomasse). La figure 15 est une photo prise le jour de la pose des déjections.

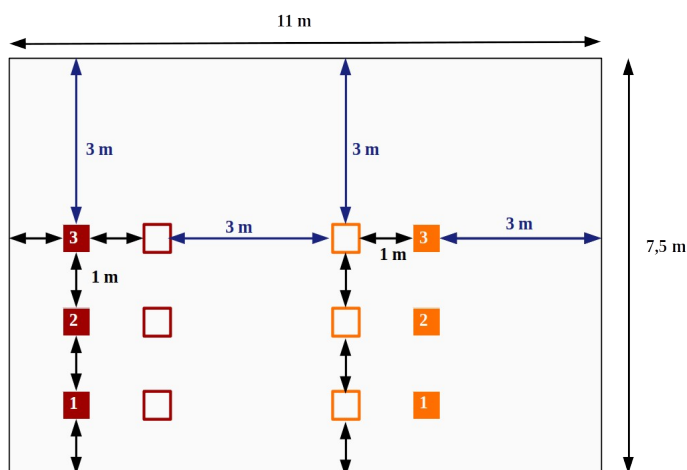


Figure 14: Schéma de la zone d'exclusion 2024



Figure 15: Zone d'exclusion de la prairie 2, après la pose des déjections (Gaëlle Dossogne)

6.2.2 Récolte des déjections et identification des pissats

Dès que les moutons ont été introduits dans les parcelles (le 8 mai 2024), les déjections fraîches (de moins de 12 heures) ont été récoltées matin et soir, mises en sacs et conservées en chambre froide (2°C), de sorte à obtenir 1,5 kg par quadrats. Les sacs étaient identifiés par prairie de façon à déposer dans les quadrats des déjections provenant des moutons de la même prairie. Le 15 mai, les déjections ont été déposées manuellement dans les quadrats, de sorte à les disposer de façon naturelle.

Les pissats ont été identifiés en début d'après-midi, deux journées de suite (soit deux prairies par journée, les 13 et 14 mai). Les pissats sont supposés être plus concentrés en minéraux lors de l'après-midi que le matin. Pour identifier les pissats, les moutons ont été observés et un

piquet était placé à l'emplacement du pissat lorsqu'une brebis avait fini d'uriner. Une fois que six pissats étaient identifiés par prairie, l'herbe a été coupée dans un carré de 50 cm par 50 cm autour du piquet, les éventuelles déjections solides ont été retirées de ce carré et des cages d'exclusion ont été placées par au-dessus, pour isoler les pissats des déjections solides (figure 16).

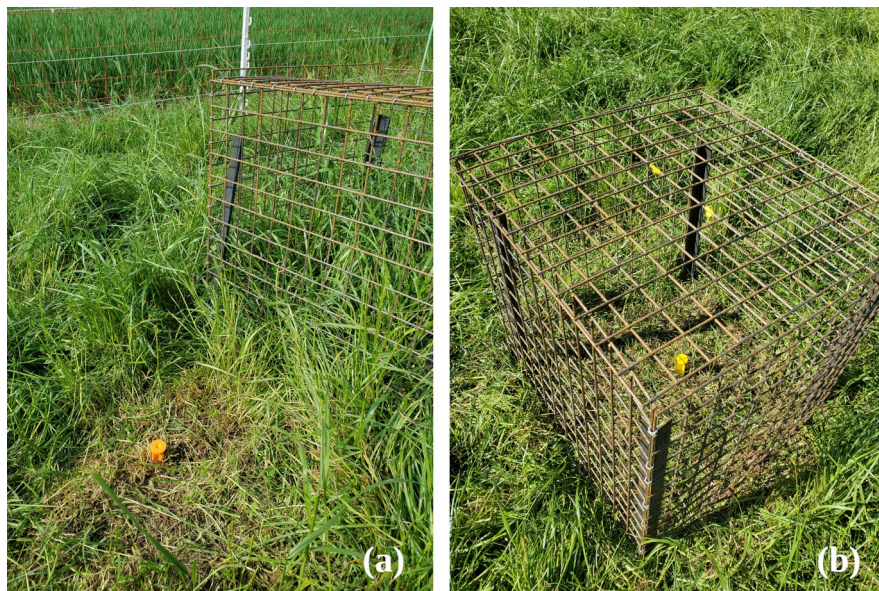


Figure 16: Mise en place des cages d'exclusion "PS" : (a) coupe de l'herbe et (b) pose de la cage (Gaëlle Dossogne)

6.2.3 Méthode échantillonnage dans la prairie

Dans chaque quadrat, un échantillon composite est prélevé à l'aide d'une tarière de 2 cm de diamètre, composé de plusieurs carottes de 10 cm de profondeur. Pour les quadrats PC, PC', PD et PD', le sol est prélevé cinq fois, au quatre coins et au centre du quadrat. Au début de l'expérience, le sol était prélevé sous les déjections (les fèces sont déplacées et remises ensuite) et lorsqu'il n'y avait plus de place sous les déjections le sol était prélevé à côté. Le sol est également prélevé cinq fois pour les points prairies (PP), sans espacement particulier entre les carottes. Enfin, le sol est prélevé trois fois pour les pissats (PS) en rayon autour du piquet (figure 17).



Figure 17: Échantillonnage : (a) prélèvement de sol avec une tarière, (b) exemple d'échantillonnage en rayon pour les pissats (Gaëlle Dossogne)

Le prélèvement a été répété six fois : avant l'arrivée des moutons (au temps "t0") puis aux 3^e, 6^e, 13^e, 32^e et 65^e jours qui suivent la pose des déjections ou l'identification des pissats. Pour les pissats, il n'y a pas eu de prélèvement au temps t0 puisqu'on ne pouvait pas prédire où ils allaient être déposés.

Les sacs d'échantillons composites ont été conservés dans des bacs frigos le temps de l'échantillonnage et ensuite placés dans une chambre froide. Le plus rapidement possible, ces échantillons composites ont été homogénéisés et répartis en sous-échantillons pour les différentes analyses. Pour commencer, du sol est conservé dans un tube eppendorf de 2 ml et fast frozen à l'azote liquide pour être conservé à -80°C pour des analyses moléculaires. Un échantillon de 0,625 g est prélevé dans des falcons de 15 ml pour évaluer l'activité enzymatique et conservé à la chambre froide (2°C) avant l'analyse. Aussi, 10 g de sol sont pesés pour évaluer la teneur en eau (ne peut pas être fait à l'avance). Et enfin, des sous-échantillons de 100 g sont réservés pour des analyses de composition chimique du sol réalisées par un laboratoire indépendant à La Hulpe.

6.2.4 Relevés météorologiques

Tout au long de l'expérience, les températures quotidiennes ont été relevées à 8h30, à savoir la température actuelle ainsi que les températures minimales et maximales de la journée pour la ville de Gembloux, à l'aide d'une application gsm (qui prend ses données sur weather.com). Aussi, les données sur les précipitations ont été relevées sur le site de l'IRM chaque mois. Le choix de la méthodologie est un compromis établi pour obtenir des données les plus exactes possibles sans devoir manipuler d'instrument. De plus, les données d'un boîtier installé sur la prairie 1 mesurant entre autre la température au niveau du sol et la température du sol à 30 cm de profondeur ont été récoltées par Clémence Pirlot et Aurore Degré.

6.3 Analyses en laboratoire

6.3.1 Teneur en eau des sols

Cette donnée est indispensable pour analyser les résultats de l'hydrolyse de la fluorescéine diacétate (analyse décrite ci-dessous). Le protocole est le suivant : peser environ 10 g de sol pour chaque échantillon composite et les mettre à l'étuve à 105°C pendant 24 heures. Le sol est à nouveau pesé lorsqu'il est sec. Le taux d'humidité (en pourcentage) est obtenue avec la formule

$$H \% = ((M_f - M_s) / M_s) * 100$$

Où H % est le taux d'humidité, M_f est la masse de sol frais, et M_s la masse de sol sec.

6.3.2 Hydrolyse de la fluorescéine diacétate (FDA)

L'objectif de l'hydrolyse de la fluorescéine diacétate (FDA) est de quantifier l'activité enzymatique globale d'un échantillon de sol. Au plus l'activité enzymatique microbienne est importante, au plus la FDA sera hydrolysée en libérant de la fluorescéine, mesurable par un spectrophotomètre (Essalhi et al., 2017).

Protocole :

Préparation du mélange tampon phosphate : Peser 8,7 g de K_2HPO_4 et 1,3 g de KH_2PO_4 et les mélanger à 800 ml d'eau déminéralisée. Le pH doit être ajusté pour mesurer précisément 7,6. Le reste d'eau déminéralisée peut-être ajouté pour obtenir 1 l de tampon. Le tampon peut être conservé au réfrigérateur à 4°C après autoclavage à 120°C pendant 20 minutes.

Préparation de FDA1 : Peser 50 mg de fluorescéine diacétate pour un volume de 10 ml d'acétone. Pour conserver la solution, protéger dans l'obscurité en entourant le flacon d'aluminium et garder la solution au réfrigérateur à 4°C.

Préparation de FDA2 : Prélever 4,8 ml de tampon phosphate et 4,8 ml d'acétone, ajouter 400 µl de FDA1. Entourer le flacon d'aluminium. La FDA2 ne peut pas être conservée et doit être préparée avant chaque manipulation.

Préparation de la solution de sol : Dans un flacon de 15 ml, ajouter 0,625 mg de sol et 10 ml de tampon phosphate. Agiter à température ambiante pendant 10 minutes dans un shaker incubator à 335 RPM, soniquer pendant 2 minutes et ensuite agiter à nouveau pendant 5 minutes.

Analyse sur plaque ELISA : Dans les plaques ELISA opaques noires, pipeter 195 µl de solution tampon phosphate dans chaque puits (sauf ceux du blanc). Ajouter 25 µl de la solution de sol par rangée de sorte à avoir quatre répétitions de chaque solution, et ajouter 30 µl de FDA2 dans chaque puits. Un témoin négatif de minimum huit répétitions est nécessaire pour chaque plaque de test : il permet d'évaluer le taux de fluorescéine diacétate dégradée au cours de l'expérience qui n'est pas dû à la présence de sol et des enzymes présentes dedans. Les puits du témoin sont composés de 220 µl de solution tampon phosphate et de 30 µl de FDA2.

L'analyse de la fluorescence est réalisée par un spectrophotomètre "tecan spark". 25 cycles sont effectués, à raison d'un cycle toutes les cinq minutes. Les paramètres suivants sont réglés : la température est à 28°C, la longueur d'onde d'excitation (*excitation wavelength*) est de 465 nm, la largeur de bande d'excitation (*excitation bandwidth*) est de 35 nm, la longueur d'onde d'émission (*emission wavelength*) est de 535 nm et la largeur de bande d'émission (*emission bandwidth*) est de 25 nm. Le gain manuel sélectionné est 20.

Droite de calibration :

Le but de cette droite est de convertir les données brutes et sans unité obtenues par le spectrophotomètre en données exploitables qui permettent de dire combien de molécules de fluorescéine ont été émises par hydrolyse de la FDA par quantité de sol et sur une certaine unité de temps. Des quantités connues de fluorescéine sont mesurées dans l'appareil et permettent de faire cette correspondance. La droite est disponible en annexe 6.

Préparation de la solution mère de fluorescéine (Fluo 1) : Mettre en solution dans un falcon de 50 ml isolé de la lumière par de l'aluminium 6,7 mg de fluorescéine et 13,4 ml d'acétone. La solution peut être conservée à 4°C.

Préparation de la solution de fluorescéine diluée (Fluo 2) : Mettre en solution 200 µl de fluo 1 dans 7800 µl d'acétone. Protéger de la lumière avec de l'aluminium. Ne pas conserver la solution.

Établissement de la droite :

Dans une plaque Élixa, remplir les puits d'une première colonne afin de vérifier que le niveau de dilution est correct. Chaque puits est rempli avec une quantité de fluo 2 de plus en plus élevée (au départ 0, 10, 20, 40, 60, 80, 100 et 120 µl de fluo 2), de 25 µl d'une solution de sol (choisie au hasard parmi les échantillons analysés, en l'occurrence ici PD-32, jour 32) et une quantité de tampon phosphate (TP) qui complète la fluo 2 (225, 215, 205, 185, 165, 145, 125 et 105 µl). Lancer un cycle du spectrophotomètre (tecan) aux mêmes paramètres que les analyses FDA (température à 28°C, *excitation wavelength* de 465 nm, *excitation bandwidth* de 35 nm, *emission wavelength* de 535 nm, *emission bandwidth* de 25 nm et un gain manuel de 20). Réitérer jusqu'à trouver la dilution de fluorescéine adaptée, et lancer un cycle avec 3 répétitions de chaque dilution.

6.3.3 Analyses moléculaires (qPCR)

Le but de la qPCR est de dénombrer les gènes fongiques et bactériens contenus dans un échantillon de sol. Il existe dans l'ADN de bactéries des gènes communs à toutes les espèces. C'est aussi le cas pour les champignons. Il est donc possible de dénombrer séparément les gènes de bactéries (ADNr 16S) et les gènes de champignons (ADNr 18S) contenus dans une certaine quantité de sol en amplifiant ceux-ci par PCR (polymerase chain reaction).

Extraction de l'ADN : un kit a été employé pour extraire l'ADN total du sol ; le protocole du kit commercial a été suivi (voir le protocole en annexe 3). Une fois l'ADN des échantillons de sol extrait, la concentration des molécules d'ADN est mesurée à l'aide d'un spectrophotomètre (nano drop). Chaque échantillon alors obtenu doit être dilué avec de l'eau ultra pure pour atteindre une concentration normalisée de 10 ng/µl.

Préparation des dilutions de plasmides : Des plasmides contenant le fragment de gène ciblé sont employés pour calibrer les données obtenues par qPCR. Des dilutions en série du plasmide dans des microtubes PCR de 10^8 à 10^3 copies de plasmides sont préparées en trois répliquas.

Préparation de la plaque pour PCR : Un mixe est préparé avec 2 μ l d'eau ultra pure, 1 μ l de Primer 1 (10 μ M), 1 μ l de Primer 2 (10 μ M) et 5 μ l de KAPA SybrFast (dilué 2x), à multiplier par le nombre d'échantillons. Les amorces (Primers) pour l'amplification de l'ADNr 16S (bactéries) sont : 5'-CCT ACG GGA GGC AGC AG-3' et 5'-ATT ACC GCT GCT GGC A-3'. Et les amorces pour l'amplification de l'ADNr 18S (champignons) sont : 5'-A CCA TTC AAT CGG TAT-3' et 5'-CGA TAA CGA ACG AGA CCT-3'. Chaque puits est rempli avec 9 μ l du mixe et 1 μ l d'échantillon d'ADN extrait et dilué est posé sur la paroi du puits (une répétition par échantillon). Aussi, préparer deux témoins négatifs composés de 9 μ l de mixe et 1 μ l d'eau ultra pure déposée sur la paroi. Enfin, préparer 18 puits avec les dilutions de plasmides (6 dilutions de 10^8 à 10^3 x3) avec 9 μ l de mixe au fond du puits et 1 μ l de solution de plasmides diluée contre la paroi. La plaque ensuite est scellée.

Analyse PCR : au dernier moment, avant de lancer la PCR, centrifuger à 400 rpm la plaque pour faire tomber les gouttes de 1 μ l (qui étaient contre la paroi) dans le fond du puits. La plaque est placée dans un thermocycleur QuantStudio 3 pour une analyse PCR en temps réel. Les conditions de réaction pour l'amplification du gène 16S et 18S sont de 95°C pendant 1 minute, puis 40 cycles de 30 secondes à 95°C, 30 secondes à 60°C et 30 secondes à 72°C, enfin une étape unique de melt curve de 15 secondes à 95°C, 1 minute à 60°C et 15 secondes à 95°C.

6.4 Analyses statistiques

L'égalité des moyennes des modalités a été testée par ANOVA à un facteur (modalités par prairie), calculées à l'aide de LibreOffice Calc.

7. Résultats

7.1 Observations sur le terrain

7.1.1 Dégradation physique des déjections

Tout au long de l'expérience, lors des échantillonnages, des photos des déjections ont été prises afin de suivre l'évolution de leur dégradation physique d'un point de vue visuel (figure 18). La surface des déjections s'est rapidement asséchée, malgré les fortes précipitations, dès le troisième jour. Des insectes coprophages, pour la plupart des coléoptères, ont creusé des galeries dans les déjections dès le troisième jour également. Au jour 32, le couvert végétal avait bien repoussé, et les déjections avaient une taille fortement réduite. Au jour 65, le couvert végétal avait complètement recouvert le quadrat et les déjections avaient presque disparu.

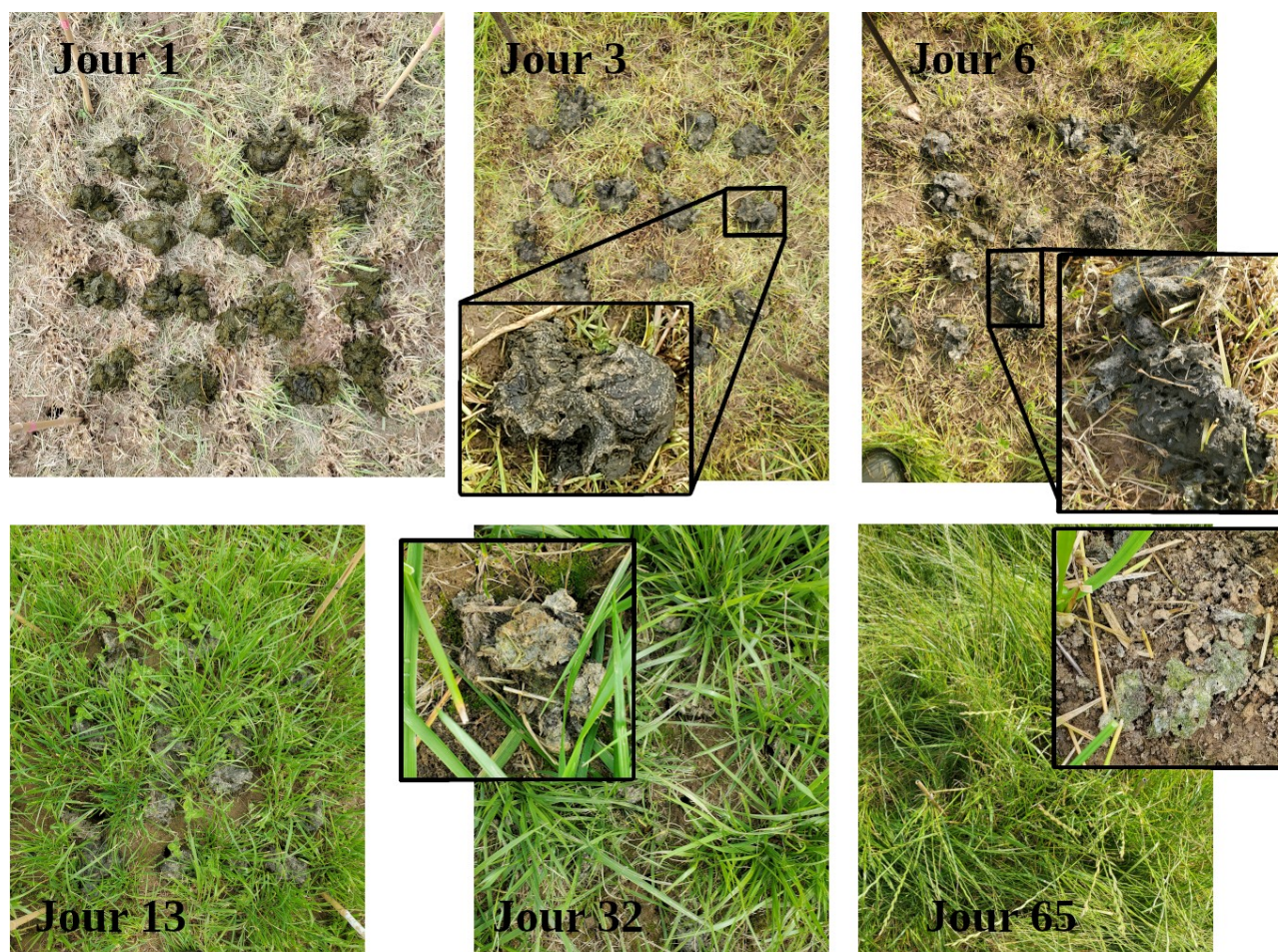


Figure 18: Dégradation visuelle des déjections : photos de quadrats prises au jour de dépôt et aux jours d'échantillonnages (Gaëlle Dossogne)

7.1.2 Autres observations

Lors de la collecte de déjections précédant la mise en place du dispositif, de nombreuses espèces d'insectes coprophages ont été observées sur les parcelles (figure 19). Quelques œufs étaient présents dans les déjections. La majorité des imagos observés appartenait à l'ordre des coléoptères sauf une espèce. Celle-ci était présente essentiellement sur des déjections assez fraîches (de moins de 24h) et pourrait appartenir à la famille des *scathophagidae*, de l'ordre des diptères ; cependant, l'espèce a été identifiée à partir de photos. L'identification des insectes coprophages présents dans les parcelles ICLS de l'essai mériterait d'être approfondie.



Figure 19: Insectes coprophages observés sur les prairies d'ecofoodsystem lors de la collecte de déjection (photos non-exhaustives) : (a) divers coléoptères creusant des galeries, (b) *scathophagidae*, (c) œufs, (d) (e) et (f) autres espèces de coléoptères coprophages rencontrés (Gaëlle Dossogne)

Aussi, lors des prélèvements de carottes de sol, de nombreux vers de terre ont été observés. La plupart étaient des juvéniles, il y avait en moyenne un ver qui était prélevé par carotte. Il y avait également de nombreuses galeries de limaces dans les quadrats ainsi qu'une galerie de petit rongeur. Enfin, il y avait régulièrement de petits morceaux de charbons dans les carottes prélevées.

7.2 Relevés météorologiques

Le printemps 2024 a été particulièrement marqué par de fortes précipitations. Les températures étaient quant à elles assez proches des températures normales de saison. Le diagramme ombrothermique comparant les précipitations cumulées et les températures moyennes de 2024 avec les normales de saison se trouve ci-dessous dans la figure 20. L'évolution quotidienne des températures est donnée en figure 21. Des données de l'IRM plus complètes sur les précipitations et les températures quotidiennes sont disponibles en annexe 4.

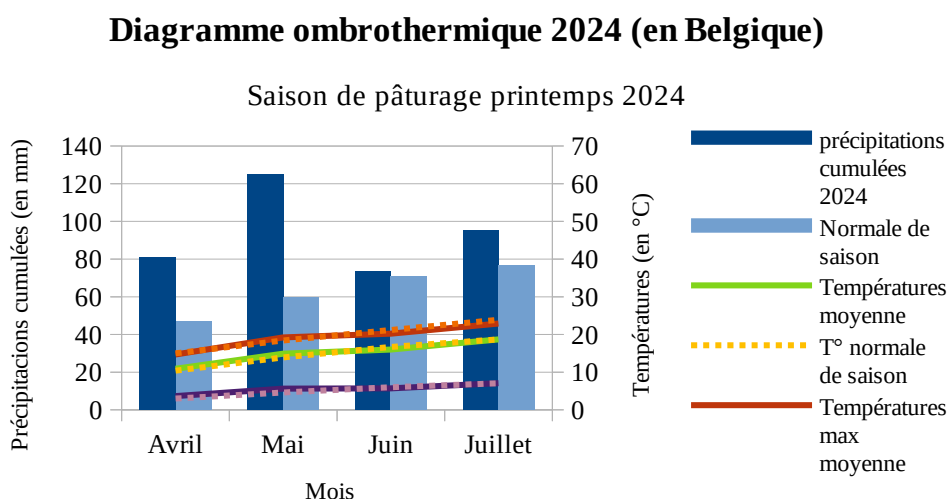


Figure 20: Diagramme ombrothermique de comparaison des précipitations et température de 2024 avec les normales de saison (IRM, 2024)

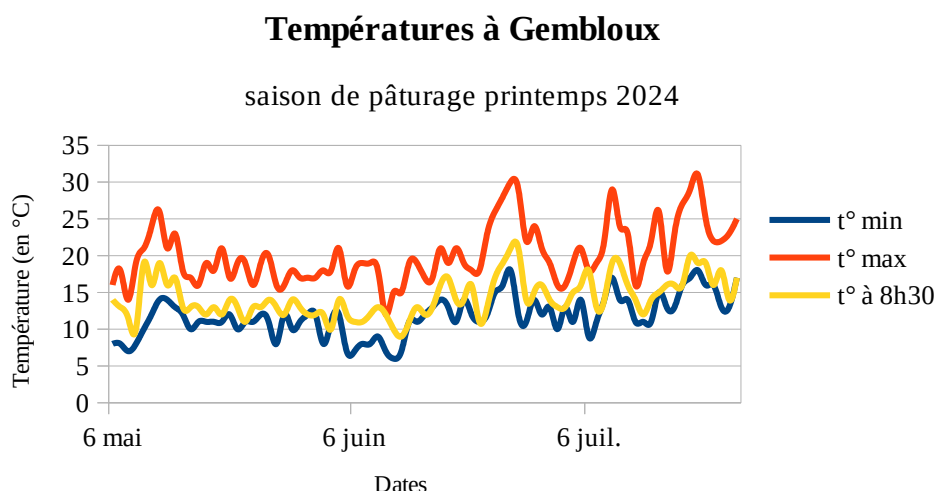


Figure 21: Évolution quotidiennes des températures de la saison de pâturage du printemps 2024 (Données pour Gembloux de weather.com)

Différents paramètres météorologiques peuvent avoir eu un impact sur la dégradation des déjections et la vie microbienne du sol ; il est important de faire un point sur les données prélevées aux jours d'échantillonnage. Ci-dessous, dans le tableau 6, se trouve un résumé de différents paramètres météorologiques pour les différentes journées d'échantillonnage.

Tableau 6: Résumé des paramètres météorologiques lors des journées d'échantillonnage

		Date	T° min	T° max	T° à 8h30	H % sol	T° du sol	T° 30 cm
T0	P1, P2, P3, P4	26/04/24	6	12	9	25,5	9,3	10,1
J3	Pissats P1, P2	15/05/24	12	18	13	27,0	13,6	15,1
	Pissats P3, P4	16/05/24	10	17	13	28,2	17,9	15,2
	P1, P2, P3, P4	17/05/24	11	16	13	25,9	14,1	15,4
J6	Pissats P1, P2	18/05/24	11	19	12	27,7	13,0	15,3
	Pissats P3, P4	19/05/24	11	18	13	27,3	14,3	15,2
	P1, P2, P3, P4	20/05/24	11	21	12	26,7	17,1	15,3
J13	Pissats P1, P2	25/05/24	12	19	13	26,6	13,5	16,0
	Pissats P3, P4	26/05/24	11	20	14	26,4	15,2	16,1
	P1, P2, P3, P4	27/05/24	8	16	13	25,8	19,3	16,2
J32	Pissats P1, P2	13/06/24	11	19	11	23,9	18,6	15,4
	Pissats P3, P4	14/06/24	11	19	13	21,3	15,8	15,6
	P1, P2, P3, P4	15/06/24	12	17	12	22,5	16,3	15,9
J65	Pissats P1, P2	16/07/24	13	18	16	25,7	17,6	18,4
	Pissats P3, P4	17/07/24	13	23	16	24,4	17,2	18,4
	P1, P2, P3, P4	18/07/24	16	27	16	23,2	17,9	18,8

T° 8h30 : la température relevée à 8h30 ; T° min : la température minimale de la journée ; T° max : la température maximale ; T° du sol : la température au niveau du sol à 8h30 ; T° 30 cm : la température du sol à 30 cm de profondeur à 8h30 ; H % sol : la moyenne des teneurs en eau des sols concernés (voir 7.3). Les données de "T° min", "T° max" et "T° à 8h30" sont donc des données obtenues via une application (the weather.com), les données de teneurs en eau viennent des pesées en laboratoire et les données de "T° du sol" et "T° 30 cm" viennent d'un boîtier installé sur la parcelle (contribution : Clémence Pirlot et Aurore Degré, 2024).

7.3 Teneur en eau des sols

Les teneurs en eau des sols résumées par les moyennes de chaque type de quadrat, ainsi que la moyenne globale par prairie (P), à chaque pas de temps sont données dans le tableau 7 ci-dessous. Les teneurs en eau maximales ont été relevées au jour 6 et les teneurs en eau étaient minimales au jour 32. La prairie 3, qui est située la plus basse des quatre, était généralement la plus humide.

Tableau 7: Moyennes des teneurs en eau de sols (en pourcent)

	Temps 0	Jour 3	Jour 6	Jour 13	Jour 32	Jour 65
moyenne P1	25,4	25,6	26,7	25,2	22,9	23,6
PC-1	25,6	25,3	28,0	25,1	24,2	24,3
PD-1	25,7	25,3	25,4	25,1	22,2	22,8
PP-1	26,4	25,0	26,4	24,9	23,6	24,1
PS-1	/	26,1	26,4	25,3	23,3	25,6
PC'-1	24,5	25,3	25,1	24,5	21,0	22,0
PD'-1	24,3	27,0	29,3	26,3	22,4	22,8
moyenne P2	25,3	26,4	27,3	26,0	22,9	23,6
PC-2	25,7	27,7	29,3	26,9	25,0	25,1
PD-2	25,9	26,5	27,7	26,9	24,1	23,7
PP-2	25,5	27,1	26,6	25,1	22,7	22,4
PS-2	/	27,9	29,0	27,8	24,4	25,8
PC'-2	24,9	24,0	24,4	24,4	20,4	21,7
PD'-2	24,5	25,2	27,3	25,4	20,9	23,7
moyenne P3	26,8	27,5	27,9	27,4	22,6	24,1
PC-3	25,3	25,6	26,0	25,1	21,8	22,6
PD-3	26,4	25,8	27,3	26,0	20,1	21,6
PP-3	25,9	27,0	27,9	26,8	23,7	24,5
PS-3	/	27,5	27,1	26,7	20,5	24,1
PC'-3	26,9	29,9	28,6	30,0	23,1	25,3
PD'-3	30,0	29,7	30,4	30,5	25,8	26,4
moyenne P4	24,3	24,9	25,2	24,9	21,6	22,6
PC-4	25,0	25,4	25,2	24,9	22,8	22,5
PD-4	25,4	24,4	25,6	24,7	21,0	22,6
PP-4	24,0	24,3	24,4	25,2	22,2	22,3
PS-4	/	28,8	27,5	26,1	22,0	24,7
PC'-4	22,7	23,1	23,2	23,4	21,0	21,7
PD'-4	24,4	24,1	26,0	24,9	20,4	22,1

7.4 Activité enzymatique des microorganismes

L'activité enzymatique des microorganismes du sol des prairies a été suivie sur six temporalités (Temps 0, Jours 3, 6, 13, 32 et 65 après dépôt), selon six modalités (PC, PD, PP, PS, PC' et PD') et dans quatre prairies. La figure 22 ci-dessous représente l'évolution dans le temps de l'activité enzymatique des différents types de traitements.

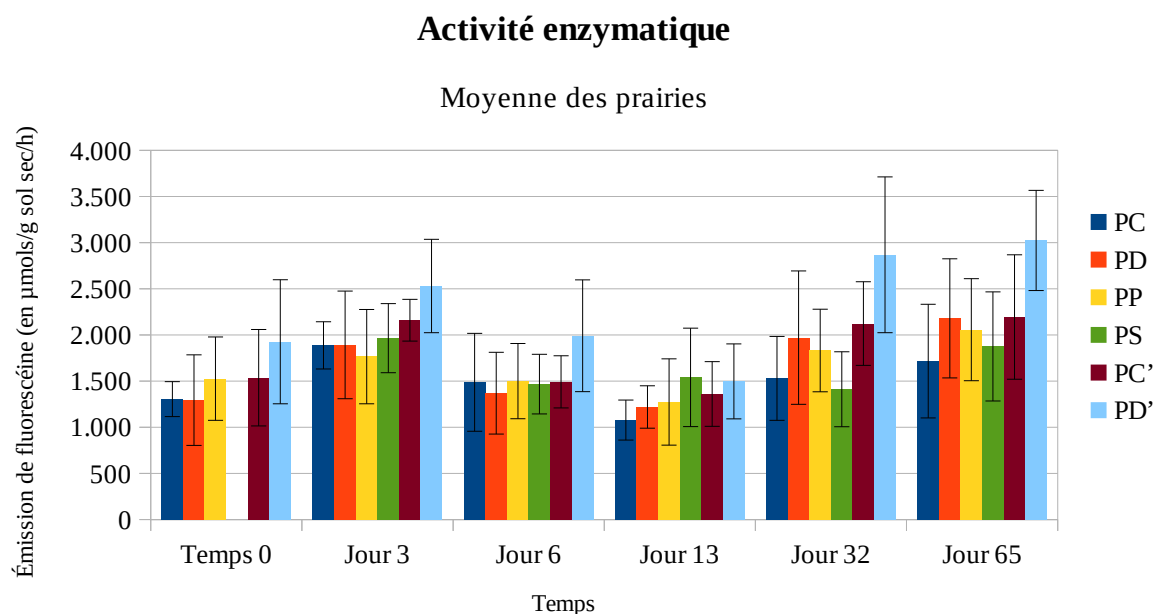


Figure 22: Évolution dans le temps de l'activité enzymatique moyenne des différentes modalités (toutes prairies confondues). PC : point contrôle (1^{ère} année) ; PD : point déjections (1^{ère} année) ; PP : point pâture dans la prairie ; PS : pissats ; PC' point contrôle (2^e année) ; PD : point déjections (2^e année)

Dans toutes les prairies, il y a eu une tendance d'évolution similaire : l'activité enzymatique a augmenté entre le temps 0 et le jour 3, puis a diminué au jour 6 jusqu'à un pic bas au jour 13 pour ensuite augmenter à nouveau au jour 32. Toutes les modalités ont suivi cette tendance, y compris les points de contrôle PC et PC' ; toutefois, la modalité avec des déjections PD' a une tendance parfois significative à avoir plus d'activité enzymatique dans ses sols que les autres. Chaque prairie a présenté des spécificités ; il est également intéressant de s'attarder sur les résultats de chacune afin d'avoir un aperçu de la variabilité entre blocs.

Activité enzymatique

Moyenne de la prairie 1

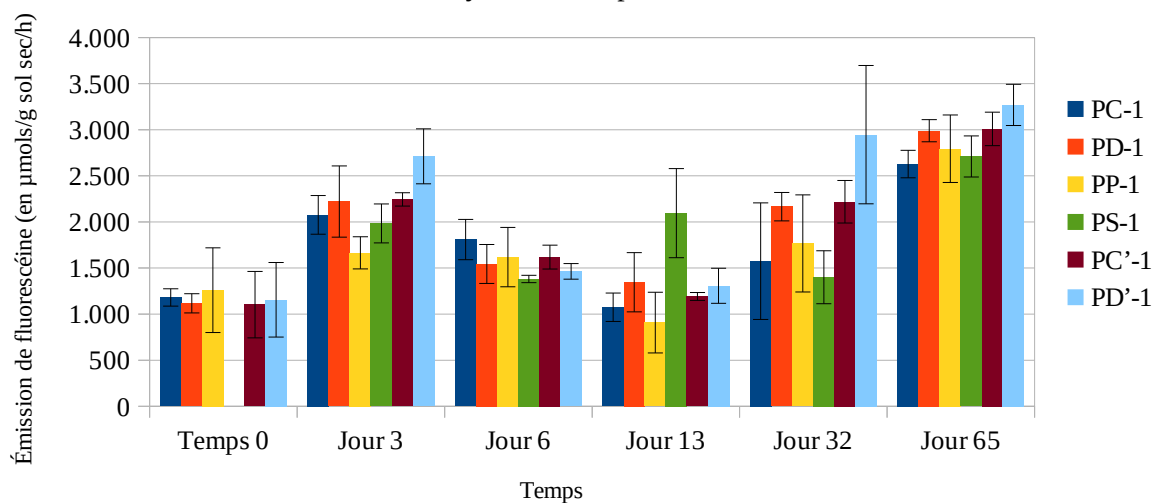


Figure 23: Évolution dans le temps de l'activité enzymatique moyenne des différentes modalités de la prairie 1. PC : point contrôle (1^{ère} année) ; PD : point déjections (1^{ère} année) ; PP : point pâture dans la prairie ; PS : pissats ; PC' point contrôle (2^e année) ; PD : point déjections (2^e année)

Dans la prairie 1 (figure 23), l'activité enzymatique a continué d'augmenter au jour 65, ce qui n'est pas forcément le cas des autres prairies. L'analyse ANOVA à un facteur a confirmé que les modalités étaient très significativement différentes (p -valeur $< 0,01$) au 3^e et au 13^e jours et significativement différentes (p -valeur $< 0,05$) au 32^e jour. Le traitement avec l'urine se distingue bien des autres traitements : l'activité enzymatique dans les sols avec les pissats était plus élevée au jour 13 qu'au jour 6, contrairement aux autres modalités, ce qui rend l'activité enzymatique des sols avec urine très significativement différente. Aux jours 3 et 32, c'est la modalité PD' qui présente la plus haute activité enzymatique et qui creuse la différence entre les modalités. Il n'y a pas de différence significative (p -valeur $> 0,05$) entre les traitements aux autres temporalités (temps 0, jour 6 et jour 65).

Activité enzymatique

Moyenne de la prairie 2

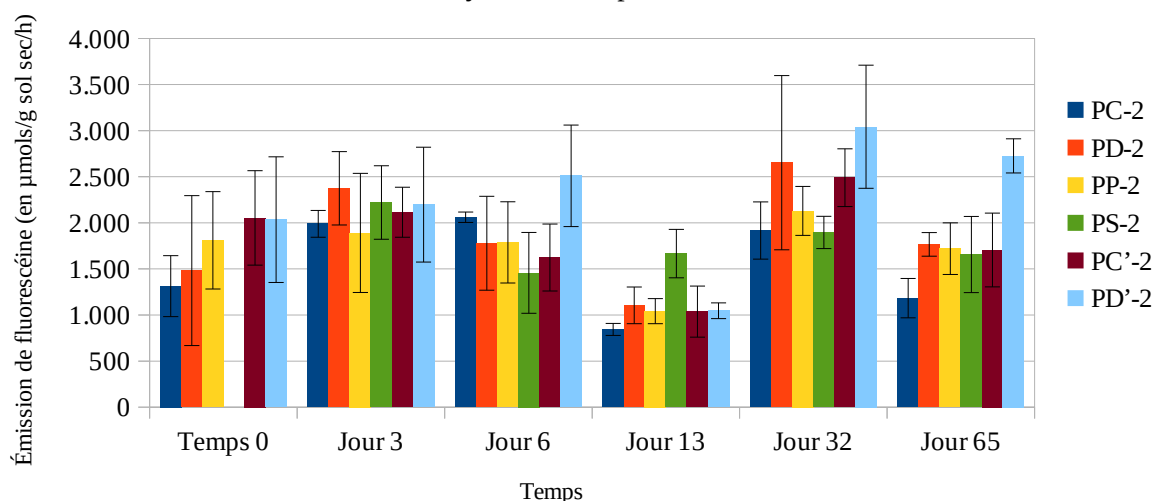


Figure 24: Évolution dans le temps de l'activité enzymatique moyenne des différentes modalités de la prairie 2. PC : point contrôle (1^{ère} année) ; PD : point déjections (1^{ère} année) ; PP : point pâture dans la prairie ; PS : pissats ; PC' point contrôle (2^e année) ; PD' : point déjections (2^e année)

Dans la prairie 2 (figure 24), les pissats ont évolué de la même manière que dans la prairie 1 : l'activité enzymatique dans les sols PS a augmenté entre le jour 6 et 13, contrairement aux autres traitements, ce qui rend cette modalité significativement différente des autres (p -valeur $< 0,01$). La prairie 2 est cependant différente de la prairie 1, car ici l'activité microbienne a diminué entre le jour 32 et 65. Au jour 65, l'activité est significativement différente (p -valeur $< 0,01$) entre PD' et les autres modalités ; aussi, l'activité microbienne est différente entre les traitements PC et PD. Il n'y a pas de différence significative entre les traitements aux autres temporalités (p -valeur $> 0,05$).

Activité enzymatique

Moyenne de la prairie 3

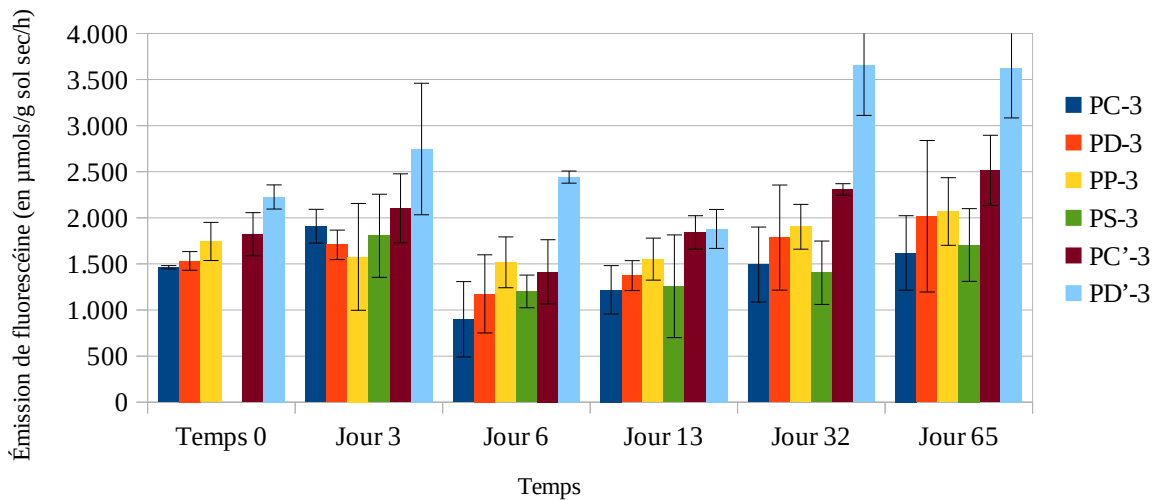


Figure 25: Évolution dans le temps de l'activité enzymatique moyenne des différentes modalités de la prairie 3. PC : point contrôle (1^{ère} année) ; PD : point déjections (1^{ère} année) ; PP : point pâture dans la prairie ; PS : pissats ; PC' point contrôle (2^e année) ; PD : point déjections (2^e année)

C'est dans la prairie 3 (figure 25) qu'il y a eu les plus hauts pics d'activité microbienne et qu'il y a les plus grandes différences entre les traitements. En effet, la modalité PD' est très significativement plus élevée (p -valeur $< 0,0025$) au temps 0, aux jours 6, 32 et 65. L'analyse ANOVA a également souligné une différence significative (p -valeur $< 0,05$) entre les traitements au jour 13. Le premier pic d'activité était cependant moins marqué dans la prairie 3 que dans les prairies 1 et 2. Il n'y avait pas de différence significative au jour 3 (p -valeur $> 0,05$).

Activité enzymatique

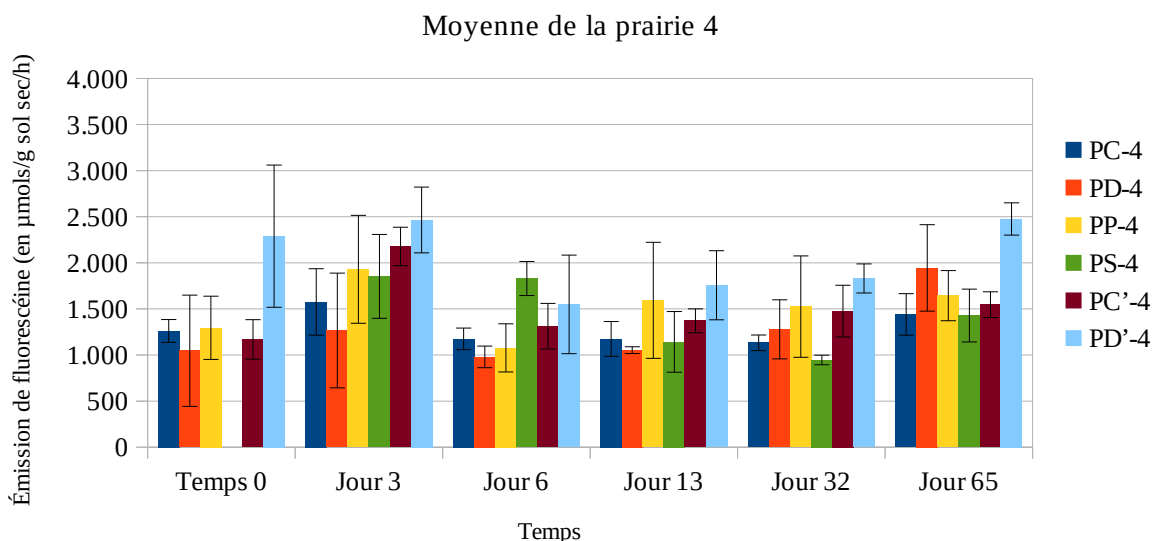


Figure 26: Évolution dans le temps de l'activité enzymatique moyenne des différentes modalités de la prairie 4. PC : point contrôle (1^{ère} année) ; PD : point déjections (1^{ère} année) ; PP : point pâture dans la prairie ; PS : pissats ; PC' point contrôle (2^e année) ; PD' : point déjections (2^e année)

Enfin, l'activité enzymatique dans la prairie 4 (figure 26) se différencie des premières prairies car elle était globalement plus faible. L'activité enzymatique est restée assez constante au fur et à mesure de l'expérience, il y a à peine eu un pic d'activité plus élevé au jour 3. Au temps 0 et au jour 6, l'analyse ANOVA a conclu qu'il y avait une différence significative entre les traitements (p -valeur $< 0,05$). Au temps 0, c'est la modalité PD' qui se distingue le plus avec une activité plus élevée que le reste des échantillons. Pour le jour 3, c'est plutôt le traitement PS qui a présenté un sol avec une activité microbienne plus élevée. En fin d'expérience (jour 65), la modalité PD' avait une activité enzymatique très significativement plus élevée (p -valeur $< 0,005$) que les autres modalités, à part PD.

Différentes observations peuvent être faites. D'abord, les points contrôles (sans apports de matière organique) ont également montré des pics d'activités, y compris les quadrats installés en 2024 qui sont éloignés de 3 m de la prairie et des quadrats avec déjections, ce qui n'était pas forcément attendu. L'activité enzymatique dans les quadrats avec pissats n'a pas eu de pic ou d'évolution très marquée et a suivi une évolution un peu différente des autres modalités dans les prairies 1, 2 et 4. Les points "déjections" installés en 2024 (PD) ont rarement été significativement différents des points contrôles, contrairement aux points "déjections" en deuxième année (PD') qui ont eu une forte tendance à présenter des sols plus actifs.

Les données obtenues peuvent également être comparées aux données récoltées lors de la saison de pâturage du printemps 2023. En 2023, trois modalités ont été étudiées : les conditions réelles avec cinq points pâtures "PP", qui sont les mêmes en 2024, trois points "contrôles" sans déjections "PC" (ces mêmes quadrats deviennent PC' en 2024) et trois points "déjections" avec 1,5 kg de fèces déposées dans les quadrats nommés "PD" (qui deviennent PD' en 2024). Le sol avait été prélevé sur 25 cm de profondeur et à intervalle d'un mois. Il y a eu quatre échantillonnages : au mois 0, 1, 2 et 3. Pour correspondre à la temporalité, seuls les données des mois 0, 1 et 2 ont été comparés respectivement aux données des jours "t0", 32 et 65 de cette année (figures 27, 28 et 29).

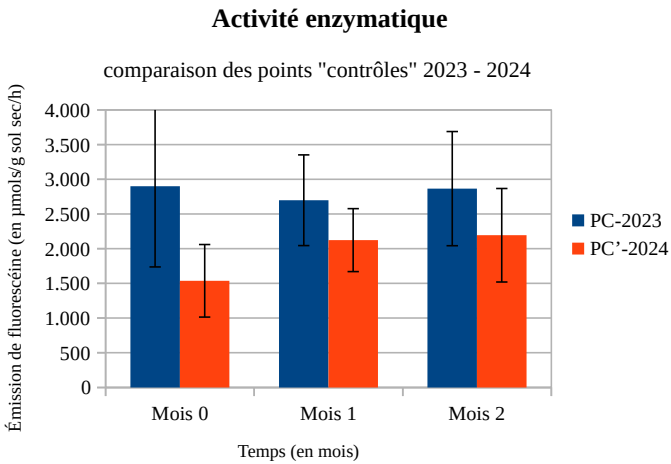


Figure 27: Comparaison de l'évolution dans le temps de l'activité enzymatique moyenne des points contrôles entre 2023 et 2024 (toutes prairies confondues)

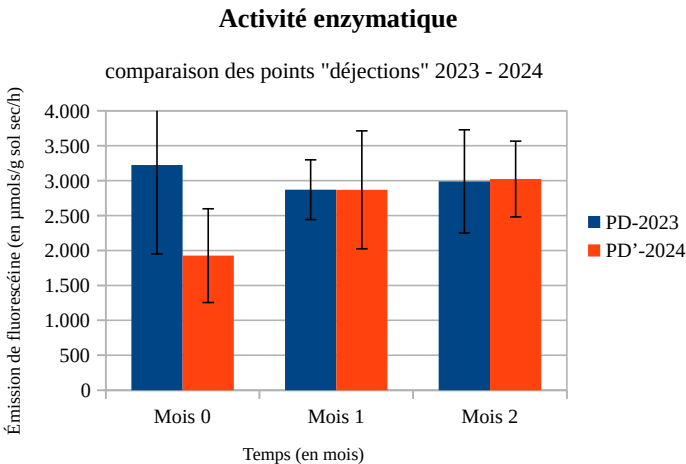


Figure 28: Comparaison de l'évolution dans le temps de l'activité enzymatique moyenne des points déjections entre 2023 et 2024 (toutes prairies confondues)

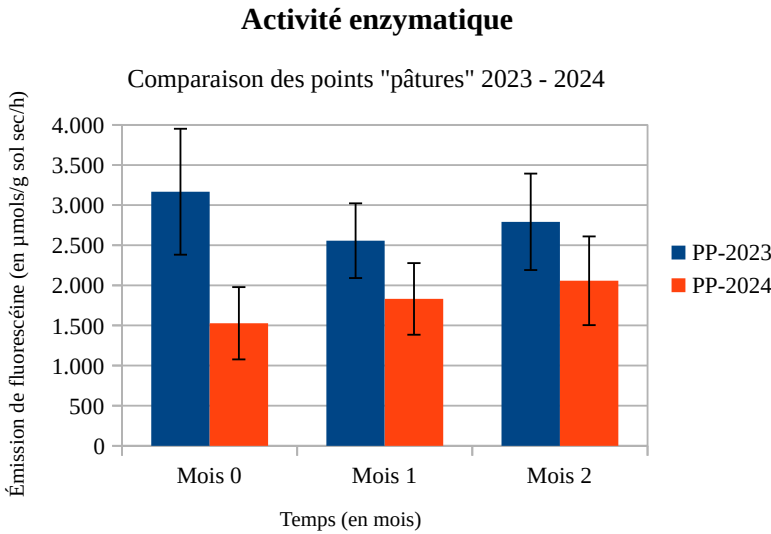


Figure 29: Comparaison de l'évolution dans le temps de l'activité enzymatique moyenne des points pâtures entre 2023 et 2024 (toutes prairies confondues)

L'activité enzymatique a quasi systématiquement été plus élevée (mais pas de façon significative) en 2023 qu'en 2024, sauf pour les points déjections, où les mois 1 et 2 sont très similaires. Les évolutions sont assez différentes : en 2023, il y a un pic bas au premier mois, alors qu'en 2024, l'activité augmente progressivement (à noter qu'il y a aussi un pic bas en 2024 autour du 13^e jour).

Certains constats réalisés en 2023 ont pu être confirmés à nouveau : dans la prairie 4, il y avait moins d'activité de manière générale et moins de différences d'activité enzymatique entre les temporalités (pas de grands pics), ce qui est toujours le cas. Il n'y avait pas de différence significative entre les traitements en 2023 ; pour la plupart des modalités en 2024, c'est également le cas, bien qu'il existe une tendance des sols avec déjections PD' à être plus actifs que le reste des traitements.

7.5 Abondance des microorganismes

Afin de déterminer si la biomasse microbienne suivait la même tendance que l'activité enzymatique, une série de 24 échantillons a été analysée. Les trois échantillons des modalités PC, PD, PC' et PD' de la prairie 1, au temps 0 et au jour 3, ont été sélectionnés. La figure 30 ci-dessous représente le nombre de gènes bactériens contenus dans un gramme de sol pour chaque temps et chaque modalité.

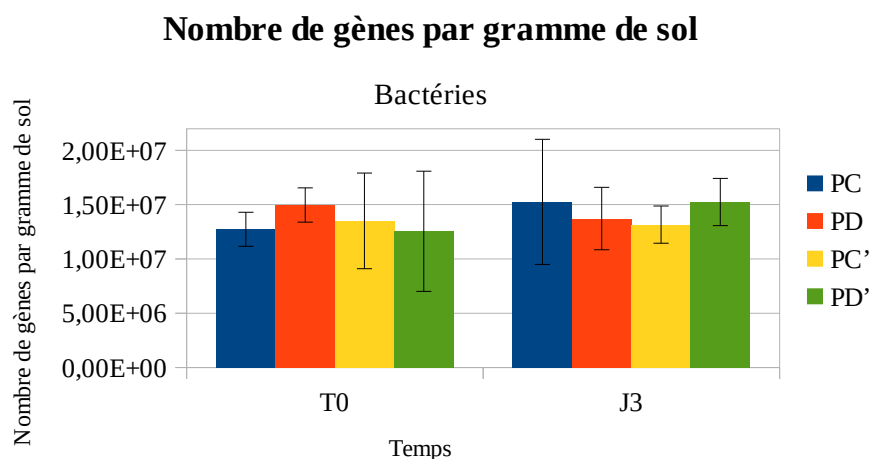


Figure 30: Nombre de gènes de bactéries dans un gramme de sol selon différentes modalités

Le nombre de gènes bactériens tend à augmenter entre le temps 0 et le jour 3 pour les modalités PC et PD' et à légèrement diminuer pour les modalités PD et PC', mais il n'y a aucune différence significative entre les modalités ni entre les temporalités.

La figure 31 ci-dessous montre les résultats de la qPCR pour le gène de champignons 18S.

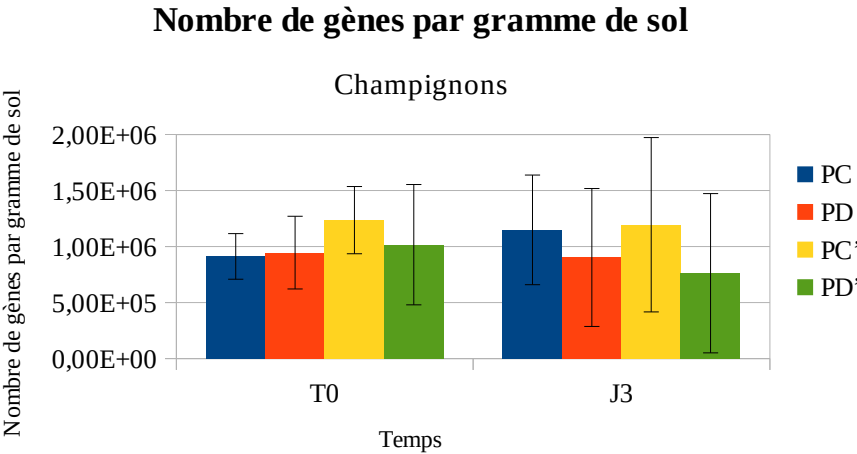


Figure 31: Nombre de gènes de champignons contenus dans un gramme de sol selon différentes modalités

Le nombre de gène de champignons tend à augmenter entre le temps 0 et le jour 3 dans les sols PC, mais a diminué pour les autres modalités. Cependant, à nouveau, il n’y a aucune différence significative entre les modalités ou les temporalités. Le rapport champignons/bactéries moyen est de l’ordre de 0,07 (mais varie entre 0,05 et 0,09), montrant une dominance bactérienne importante dans les sols analysés.

7.6 Rendement et qualité fourragère

Comme expliqué dans le point "6.1 site d’étude et espèces étudiées", des manipulations complémentaires ont été effectuées en parallèle dans la zone d’exclusion installée en 2024 : 28 jours après le dépôt des déjections, la hauteur du fourrage a été relevée et le fourrage a été prélevé afin d’analyser sa qualité et sa biomasse en matière sèche. Trois modalités ont été étudiées : un témoin "PC", l’effet des déjections avec les points "PD" et l’effet des pissats "PS". Les rendements ont été significativement différents entre les trois modalités (p-valeur < 0.05). Les sols avec déjections ont présenté les plus hauts rendements, suivi des sols avec application d’urine et les sols témoins ont eu les rendements les plus bas. Le tableau 8 compare les rendements en matière sèche et les hauteurs moyennes du fourrage des différents traitements, qui sont des moyennes de l’ensemble des prairies.

Tableau 8: Comparaison des moyennes de rendement et de hauteur d’herbe en fonction du traitement (Arthur Bughin)

Traitement	Rendement (kg MS/ha)	Hauteur du fourrage (cm)
Déjections "PD"	4097,7 ± 703,8	19,7 ± 2,7
Pissats "PS"	2486,4 ± 318,5	13 ± 1,1
Témoin "PC"	1312,6 ± 577,2	7,4 ± 2,5

Concernant la qualité du fourrage, un échantillon composite de chaque traitement a subi une analyse SPIR pour déterminer sa composition chimique. Le tableau 9 reprend pour chaque traitement les moyennes de chaque composant chimique du fourrage. Il y a une différence significative en cendre totale (CT), en cellulose (CEL), en *neutral detergent fiber* (NDF), et en sucres solubles totaux (SSt) entre les traitements ; par contre aucune différence significative n'a été décelée pour les autres composants chimiques, bien que le taux de protéine (MPT) soit légèrement plus élevé pour la modalité "PS" (Arthur Bughin, communication personnelle).

Tableau 9: Synthèse de la composition chimique du fourrage en fonction du traitement (Arthur Bughin)

	MS (%)	CT (% MS)	MPT (% MS)	CEL (% MS)	NDF (% MS)	ADF (% MS)	ADL (% MS)	DMSauf (% MS)	DMOrt (% MS)	SSt (% MS)
PD	94,5±0,2 ^a	12,1±0,2 ^b	12,8±1,7 ^a	23,5±1,8 ^{ab}	46,8±3,3 ^b	27,4±2,1 ^{ab}	2,4±0,1 ^b	81±3,5 ^a	84,3±3,3 ^a	20,1±2,9 ^a
PS	94,4±0,6 ^a	13,1±0,4 ^a	14,6±1,3 ^a	25,7±1,8 ^a	52,1±3,5 ^a	30,2±2,2 ^a	2,9±0,3 ^a	74,3±5,4 ^a	78,4±5,4 ^a	12,4±2,6 ^b
PC	94,5±0,2 ^a	11,7±0,4 ^b	12,4±1,7 ^a	21,9±0,6 ^b	44,3±1,7 ^b	25,9±0,6 ^b	2,5±0,1 ^{ab}	82±1,6 ^a	85,5±1,4 ^a	21,3±2,3 ^a

MS : matière sèche ; CT : cendre totale; MPT : matières protéiques totales ; CEL : cellulose ; NDF : *neutral detergent fiber* ; ADF : *acid detergent fiber* ; ADL : *acid detergent lignin* ; DMSauf et DMOrt : digestibilité de la matière organique selon les méthodes Aufrère et Boever respectivement ; Sst : sucres solubles totaux. Au sein d'une même colonne les moyennes suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes (p -valeur > 0,05).

8. Discussion

Sur le terrain, divers éléments ont pu être constatés. Les déjections ont été presque entièrement dégradées après les 65 jours d'expérience, ce qui est en accord avec la fourchette de 30 à 450 jours donnée par Bloor et al. (2012) et ce qui se dit dans la littérature (voir 4.3.1 Facteurs de dégradation des déjections). Aussi, diverses espèces animales (rongeurs, vers de terre, mollusques et insectes) ont été aperçues ; la présence d'insectes coprophages sur les lieux semble confirmer que les ICLS seraient d'avantage porteurs de biodiversité en apportant un tout nouveau maillon de la chaîne trophique, toujours en accord avec l'article de Bloor et al. (2012).

Contrairement à l'article de Rooney et al. (2006), l'application d'urine ne semble pas avoir hautement stimulé l'activité enzymatique des microorganismes du sol, bien que l'activité ait été quelques fois significativement différente au 6^e ou au 13^e jour pour ces sols-là. Il faut aussi noter que dans l'expérience ci-présente, la quantité d'urine n'a pas été contrôlée puisque les quadrats avaient été posés sur des plaques de pissats et que les quantités étaient relativement faibles ; or l'activité enzymatique n'avait pas non plus donné de résultats significatifs pour des applications faibles d'urine dans l'expérience de Rooney et al. (2006). De plus, les précipitations, particulièrement fortes cette année, pourraient avoir lessivé en grande partie l'urine et dilué les effets de celle-ci sur les microorganismes.

Les quadrats témoins ont également présenté une activité enzymatique inattendue : les sols ont eu un pic d'activité presque aussi élevé que les quadrats avec des déjections, or aucune matière organique n'avait été apportée. Les premières hypothèses pour expliquer ce phénomène, suite à l'expérience commencée en 2023, avait été de remarquer que la distance (50 cm) entre les quadrats avec et sans déjections n'était pas suffisante et que l'effet des déjections aurait pu être diffusé. Or, même avec une distance de 3 m, il y a toujours un pic d'activité. De nombreux facteurs influençant les microorganismes étant supposés être égaux entre les prairies (le type de sol, l'occupation des sols et les pratiques agricoles), des facteurs météorologiques pourraient expliquer la différence d'activité enzymatique dans le temps dans les quadrats témoins. Cependant, les paramètres météorologiques (température du sol, teneurs en eau) n'ont pas varié au point d'expliquer le premier pic d'activité. Une autre hypothèse serait que la coupe de l'herbe, lors de la mise en place du dispositif, aurait stimulé la croissance des racines qui aurait entraîné une augmentation des exsudations racinaires et donc augmenté l'activité microbienne. En effet, selon López-Mársico et al. (2015), le pâturage (un "stress" dans les parties aériennes de la plante) stimule la production de racines et a ces mêmes effets. En outre, il faut noter que les sols des témoins à 50 cm des quadrats

avec déjections ont eu une tendance à avoir une activité enzymatique plus élevée que les quadrats éloignés de 3 m, ce qui confirmerait que l'effet des déjections pourrait être diffusé sur une certaine distance. Dans la littérature, MacDiarmid et Watkin (1972) ont détecté un mouvement latéral de l'azote jusqu'à 15,24 cm de distance du bord des bouses de vaches de leur expérience. Cet article confirme que les déjections impactent aussi le sol latéralement, mais la distance reste faible par rapport aux 50 cm de l'expérience ci-présente.

Bien que les quadrats avec déjections qui ont été mis en place cette année n'aient pas eu une activité enzymatique significativement différentes des témoins, les résultats obtenus précédemment mènent à penser qu'à plus long terme les déjections augmenteraient l'activité microbienne car les quadrats qui avaient déjà reçu des déjections en 2023 présentaient une activité enzymatique plus élevée que les autres (tendance souvent significative). Cependant, l'activité enzymatique a été globalement nettement moins élevée en 2024 qu'en 2023, alors que le sol avait été prélevé plus profondément et que l'activité enzymatique aurait dû être plus "diluée" comme indiqué par Lovell et Jarvis (1996). Cette différence pourrait s'expliquer par la grande différence des paramètres météorologiques. En 2023, le sol avait été plus sec et donc peut-être plus favorable à l'activité microbienne que les conditions humides du printemps 2024. Toutefois, si l'activité a été moins élevée en 2024 pour la plupart des modalités comparées, il faut noter que l'activité enzymatique en présence de déjections était tout aussi élevée entre les deux années aux mois 1 et 2 de l'expérience, ce qui appuie l'hypothèse que les déjections augmenteraient l'activité enzymatique.

Le dernier traitement étudié était les conditions réelles, où le sol était librement pâturé par les brebis et où les apports en urine et déjections solides étaient réguliers. L'activité enzymatique du sol des prairies a eu une tendance (non significative) à être plus élevée que dans les sols témoins une fois le pic du 3^e jour passé. En effet, l'évolution de l'activité enzymatique dans la prairie pâturée a été assez régulière (n'est pas montée ou descendue en pic), ce qui est cohérent avec un apport plus régulier de matière organique. Le fait que l'activité y soit globalement plus élevée que dans les sols témoins conforte encore une fois l'hypothèse d'un effet positif des déjections sur l'activité enzymatique.

En résumé, l'activité enzymatique a augmenté en deux temps dans les prairies : après 3 jours, il y aurait un pic d'activité, qui correspondrait à la digestion des matières labiles contenues dans les déjections par les microorganismes et/ou à l'augmentation des exsudations racinaires. Ensuite, il y aurait un temps où l'activité microbienne diminue (aux environs du 13^e jour) et l'activité augmenterait à nouveau après un mois, où commencerait potentiellement la dégradation des molécules organiques plus complexes. Dans la littérature, il semblerait que l'apport de matières

organiques labiles entraîne une réaction de l'activité enzymatique et/ou une fluctuation à court terme de la biomasse microbienne alors que l'abondance microbienne est positivement corrélée avec la présence de matières organiques stables. Les premières analyses moléculaires ont pu prouver dans cette expérience que le pic d'activité entre le temps 0 et le jour 3 n'était pas corrélé avec l'abondance microbienne, ce qui n'est pas en contradiction avec la littérature, mais il faudrait poursuivre les analyses moléculaire pour aller plus loin dans les conclusions.

Les analyses de PCR quantitative ont également permis de relever un ratio champignons/bactéries extrêmement faible de 0,07 alors que les champignons constitueraient une proportion majeure de la biomasse microbienne du sol selon Davinic et al. (2013). Cependant, les champignons sont moins adaptés aux milieux agricoles, où ils sont perturbés par le labour, les récoltes et les apports fréquents en engrais azotés (L'Espérance, 2022), ce qui expliquerait pourquoi dans le cas de la rotation ICLS étudiée ici, les bactéries seraient majoritaires. Cela pourrait donc signifier que les sols des témoins et les sols avec déjections seraient tous riches en éléments solubles créant un micro-environnement propice aux bactéries.

Pour terminer, bien que l'étude des microorganismes ne permette pas de vérifier certaines hypothèses avec certitude, il semblerait que les déjections et l'urine aient eu un effet marqué sur la quantité et la qualité du fourrage. Les excréments ovins augmenteraient les rendements du fourrage et modifieraient significativement leur qualité.

Conclusions et perspectives

L'objectif de ce travail était d'étudier l'impact des déjections et de l'urine de moutons sur les microorganismes du sol, ainsi que la fertilité qui leur est associée, dans un système intégré culture-élevage. Mieux connaître les ICLS dans un contexte européen et l'activité enzymatique des sols lors de la phase de pâturage permettrait de mieux conseiller les agriculteurs au niveau de la fertilisation du système. Les analyses ont montré que l'activité enzymatique du sol avait varié dans le temps, et que l'activité était plus élevée au 3^e et au 32^e jour de l'expérience, mais que cette activité n'était pas spécialement corrélée à la biomasse microbienne. Les sols témoins n'ont pas eu d'activité microbienne significativement différente des sols avec déjections ($p > 0,05$) ; mais il semblerait qu'à long terme, les déjections puissent augmenter l'activité microbienne du sol puisque les résultats des quadrats avec déjections installés en 2023 où l'expérience a été répétée en 2024 (PD') étaient significativement différents des sols témoins ($p < 0,05$). L'apport de déjections ou d'urine a augmenté les rendements et, dans une certaine mesure, la qualité du fourrage. Les conclusions de ce travail confirment donc en grande partie les résultats des études réalisées ailleurs dans le monde.

Perspectives. Le choix de prélever le sol à 10 cm de profondeur plutôt qu'à 25 cm a vraisemblablement été judicieux mais les écarts dans les résultats n'en restent pas moins non-significatifs ; par contre le choix d'écarter de 3 m les quadrats avec déjections des quadrats témoins pourrait avoir eu un bon impact sur les nouveaux résultats. Concernant l'effet des pissats, il faudrait répéter l'expérience dans des conditions moins pluvieuses ; mais il se pourrait aussi que la quantité d'urine déposée ait été trop faible pour stimuler de façon significative l'activité enzymatique. Aussi, d'autres types d'activité que la FDA pourraient encore être testés, tels que l'uréase étudiée par Deng et al. (2019). Il serait intéressant de poursuivre les analyses moléculaires pour mieux connaître l'évolution de la biomasse microbienne au cours des 65 jours d'expérience. Ceci permettrait de confirmer ou non les premières hypothèses concernant l'abondance des microorganismes. L'analyse moléculaire pourrait même être poussée encore plus loin en étudiant les communautés microbiennes par séquençage à haut débit. Des analyses chimiques du sol doivent encore être réalisées afin de mieux comprendre l'impact de la dégradation des déjections par les microorganismes sur la fertilité chimique du sol, même si les analyses du fourrage donnent déjà une idée concrète de l'effet des matières fécales sur cet aspect. Des analyses statistiques plus poussées pourraient être réalisées pour vérifier la corrélation entre certains paramètres comme l'activité enzymatique et la disponibilité des éléments fertilisants par exemple. Enfin, la présence de nombreuses espèces coprophages et autres mériterait une étude sur la biodiversité apportée par les ICLS.

Contributions personnelles

Différentes analyses ont été réalisées pour ce travail, et les données ont été récoltées par différentes personnes. Les mesures de température du sol à 0 et 30 cm de profondeur ont été récoltées par Clémence Pirlot et Aurore Degrée. Les mesures de la hauteur du couvert végétal et l'analyse de la qualité bio-chimique du fourrage ont été réalisées par Sami Joseph Kambire, Alex Desjardins et Arthur Bughin, qui a également réalisé l'analyse statistique des résultats pour la partie concernant le fourrage. Le reste des manipulations (FDA, qPCR et teneur en eau des sols) et l'analyse des résultats ont été réalisés par Gaëlle Dossogne (l'autrice).

Bibliographie

- Alexandratos, N. et Bruinsma, J. (2012). World agriculture towards 2030/2050: the 2012 revision. Food and Agricultural Organization of the United Nations. Rome. 160 p. http://www.fao.org/fileadmin/templates/esa/Global_perspectives/world_ag_2030_50_2012_rev.pdf
- Anghinoni, I., Carvalho, P.C.F. & Costan S.E.V.G. de A. (2013). Abordagem sistêmica do solo em Sistemas Integrados de Produção Agrícola e Pecuária no subtropico brasileiro. *Tópicos em Ciência do Solo* 8:325–380.
- Arnuti, F., De Oliveira Denardin, L. G., De Albuquerque Nunes, P. A., Alves, L. A., Cecagno, D., De Assis, J., Da S Schaidhauer, W., Anghinoni, I., Chabbi, A., & De Faccio Carvalho, P. C. (2020). Sheep Dung Composition and Phosphorus and Potassium Release Affected by Grazing Intensity and Pasture Development Stage in an Integrated Crop-Livestock System. *Agronomy*, 10(8), 1162. <https://doi.org/10.3390/agronomy10081162>
- Bardgett, R. D., Keiller, S., Cook, R., & Gilburn, A. S. (1998). Dynamic interactions between soil animals and microorganisms in upland grassland soils amended with sheep dung : a microcosm experiment. *Soil Biology & Biochemistry*, 30(4), 531-539. [https://doi.org/10.1016/s0038-0717\(97\)00146-6](https://doi.org/10.1016/s0038-0717(97)00146-6)
- Barnossi, A. E., Saghrouchni, H., Moussaid, F., Chahmi, N., & Housseini, A. I. (2019). Microbiological study of effects of solid organic waste (chicken droppings and sheep manure) decomposed in the soil used for *Pisum sativum* cultivation. *International Journal Of Environmental Studies/The International Journal Of Environmental Studies/The International Journal Of Environmental Studies*, 77(5), 830-842. <https://doi.org/10.1080/00207233.2019.1704116>
- Bérubé, B. (2019). Impact à long terme de la conservation des résidus de culture et des effluents d'élevage sur les communautés bactériennes et fongiques du sol selon une approche métagénomique. Université de Laval. <https://corpus.ulaval.ca/jspui/bitstream/20.500.11794/66551/1/35150.pdf>
- Bloor, J., Jay-Robert, P., Morvan, A. L., & Fleurance, G. (2012). Déjections des herbivores domestiques au pâturage : caractéristiques et rôle dans le fonctionnement des prairies. *INRA Productions Animales*, 25(1), 45-56. <https://doi.org/10.20870/productions-animales.2012.25.1.3196>
- Bonaudo, T., Bendahan, A. B., Sabatier, R., Ryschawy, J., Bellon, S., Léger, F., Magda, D., & Tichit, M. (2014). Agroecological principles for the redesign of integrated crop–livestock systems. *European Journal Of Agronomy*, 57, 43-51. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.09.010>
- Bouthier, A., Trochard, R., Vale, M., Chaussod, R., & Nouaïm, R. (2015). Valoriser les indicateurs microbiologiques en grandes cultures et en polyculture-elevage. 12èmes Rencontres de la fertilisation raisonnée et de l'analyse COMIFER-GEMAS. Lyon.

- Briat, J., et Job, D. (2017). Les sols et la vie souterraine : Des enjeux majeurs en agroécologie. Dans HAL (Le Centre pour la Communication Scientifique Directe). <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01594265>
- Cellier, P. P., Gabrielle, B., & Hénault, C. (2011). Emissions de gaz à effet de serre et systèmes de culture : cas du protoxyde d'azote (N₂O). <https://hal.science/hal-01000555>
- Chouinard, Y. (2002). Production et émission du méthane et du gaz carbonique par les ruminants. Le 65e Congrès de l'Ordre des agronomes du Québec, 7-8. <http://hippotese.free.fr/blogdocs4/emission-methane-agronomes-Quebec.pdf>
- CIDSE , Broederlijk Delen, CAFOD, CCFD-Terre Solidaire, Entraide & Fraternité, Focsiv, KOO/DKA, MISEREOR, SCIAF et Trócaire. (2018). Les principes de l'agroécologie. Vers des systèmes alimentaires socialement équitables, résilients et durables. <https://www.fao.org/agroecology/database/detail/fr/c/1247413/>.
- Costa, S., De Souza, E. D., Anghinoni, I., Carvalho, P. C. F., Martins, A. P., Kunrath, T. R., Cecagno, D., & Balerini, F. (2014). Impact of an integrated no-till crop–livestock system on phosphorus distribution, availability and stock. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 190, 43-51. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.12.001>
- Daniaux, C., Regibeau, C., Jamart, D., Herremans, S. et Delmon, X. (s. d.). Pâturage des intercultures par les ovins. Réseau wallon de Développement Rural.<https://collegedesproducteurs.be/wp-content/uploads/2023/10/paturage-des-intercultures-par-les-ovins-college-des-producteurs.pdf>
- Davet, P. (1996). Vie microbienne du sol et production végétale. Mieux Comprendre. INRA éditions. https://books.google.be/bookshl=fr&lr=&id=QOM_ge7tx_QC&oi=fnd&pg=PA90&dq=microorganisme+du+sol+d%C3%A9finitions&ots=1S1pwmD-Tz&sig=p6DUTV9rv-n9QiktT61FX2IpxlI&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false
- Davinic, M., Moore-Kucera, J., Acosta-Martínez, V., Zak, J. C., & Allen, V. G. (2013). Soil fungal distribution and functionality as affected by grazing and vegetation components of integrated crop–livestock agroecosystems. *Applied Soil Ecology*, 66, 61-70. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.01.013>
- De Faccio Carvalho, P. C., Barro, R. S., Neto, A. B., De Albuquerque Nunes, P. A., De Moraes, A., Anghinoni, I., Bredemeier, C., Bayer, C., Martins, A. P., Kunrath, T. R., Santos, D. T. D., De Campos Carmona, F., Barros, T. H. B., De Souza Filho, W., De Almeida, G. L., Caetano, L. A. M., Cecagno, D., Arnuti, F., De Oliveira Denardin, L. G., . . . Borin, J. B. M. (2018). Integrating the pastoral component in agricultural systems. *Revista Brasileira de Zootecnia*, 47(0). <https://doi.org/10.1590/rbz4720170001>
- De Faccio Carvalho, P. C., Peterson, C. A., De Albuquerque Nunes, P. A., Martins, A. P., De Souza Filho, W., Bertolazi, V. T., Kunrath, T. R., De Moraes, A., & Anghinoni, I. (2018). Animal production and soil characteristics from integrated crop-livestock systems : toward sustainable intensification. *Journal Of Animal Science*, 96(8), 3513-3525. <https://doi.org/10.1093/jas/sky085>

- Deng, J., Chong, Y., Zhang, D., Ren, C., Zhao, F., Zhang, X., Han, X., & Yang, G. (2019). Temporal Variations in Soil Enzyme Activities and Responses to Land-Use Change in the Loess Plateau, China. *Applied Sciences*, 9(15), 3129. <https://doi.org/10.3390/app9153129>
- Dhaliwal, J. K., Sagar, K. L., Chellappa, J., Sekaran, U., & Kumar, S. (2021). Labile soil carbon and nitrogen fractions under short and long-term integrated crop–livestock agroecosystems. *Soil Research*, 60(6), 511-519. <https://doi.org/10.1071/sr21038>
- Dickinson C.H. & Craig G. (1990). Effects of water on the decomposition and release of nutrients from cow pats. *New Phytol* 115:139–147
- Essalhi, A., Oumeddour B., et Touaimia, A. (2017). Effet de l’Apiros sur l’activité microbienne de la rhizosphère de *Pisum sativum* et isolement des bactéries endophytes. Mémoire de fin d’études. Université 8 Mai 1945 Guelma. <https://dspace.univ-guelma.dz/xmlui/handle/123456789/1641>
- Farias, G. D., Bremm, C., Savian, J. V., De Souza Filho, W., De Lima, L. C., De Albuquerque Nunes, P. A., Alves, L. A., Sacido, M., Montossi, F., Tiecher, T., & De Faccio Carvalho, P. C. (2022). Opportunities and challenges for the integration of sheep and crops in the Rio de la Plata region of South America. *Small Ruminant Research*, 215, 106776. <https://doi.org/10.1016/j.smallrumres.2022.106776>
- Farias, G. D., Dubeux, J. C. B., Savian, J. V., Duarte, L. P., Martins, A. P., Tiecher, T., Alves, L. A., De Faccio Carvalho, P. C., & Bremm, C. (2020). Integrated crop-livestock system with system fertilization approach improves food production and resource-use efficiency in agricultural lands. *Agronomy For Sustainable Development*, 40(6). <https://doi.org/10.1007/s13593-020-00643-2>
- Harden, T., Joergensen, R. G., Meyer, B., & Wolters, V. (1993). Soil microbial biomass estimated by fumigation-extraction and substrate-induced respiration in two pesticide-treated soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 25(6), 679-683. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(93\)90107-m](https://doi.org/10.1016/0038-0717(93)90107-m)
- Haynes, R., & Williams, P. H. (1999). Influence of stock camping behaviour on the soil microbiological and biochemical properties of grazed pastoral soils. *Biology And Fertility Of Soils*, 28(3), 253-258. <https://doi.org/10.1007/s003740050490>
- Heisler, C., & Kaiser, E. (1995). Influence of agricultural traffic and crop management on collembola and microbial biomass in arable soil. *Biology And Fertility Of Soils*, 19(2-3), 159-165. <https://doi.org/10.1007/bf00336153>
- Hernandez-Raquet, G., Dabert, P., Balaguer, P., Budzinski, H., Mougin, C., & Bernet, N. (2012). Dynamique et Impact des Perturbateurs Endocriniens et des composés Pharmaceutiques issus des élevages agricoles. Agence nationale de la recherche. <https://anr.fr/Colloques/SEST2012/documents/16-Hernandez.pdf>
- Herremans, S., Regibeau, C., De Toffoli, M., Jamar, D., Daniaux, C., & Huyghebaert, B. (2021). Le pâturage des couverts d’interculture par les ovins et ses impacts: synthèse bibliographique. *Fourrages*, 248, 21-28.

- IRM. (s. d.). Climat dans votre commune. KMI. <https://www.meteo.be/fr/climat/climat-de-la-belgique/climat-dans-votre-commune>
- IRM. (2024). Bilans climatologiques de 2024. <https://www.meteo.be/fr/climat/climat-de-la-belgique/bilans-climatologiques/2024/juillet>
- Lemaire, G., Garnier, J., Da Silveira Pontes, L., De Faccio Carvalho, P. C., Billen, G., & Assmann, T. S. (2023). Domestic Herbivores, the Crucial Trophic Level for Sustainable Agriculture : Avenues for Reconnecting Livestock to Cropping Systems. *Agronomy*, 13(4), 982. <https://doi.org/10.3390/agronomy13040982>
- Lemanceau, P., Maron, P., Mazurier, S. S., Mougél, C., Philippot, L., Pivato, B., Plassart, P., Ranjard, L., Revellin, C., Tardy, V., & Wipf, D. (2014). Qu'attendre des recherches en microbiologie du sol ? Dans HAL (Le Centre pour la Communication Scientifique Directe). <https://hal.inrae.fr/hal-02797138>
- L'Espérance, E. (2022). Augmentation de l'absorption de l'azote organique par le blé en augmentant le ratio champignon : bactérie. Doctoral dissertation, Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique.
- Li, Y. C., Li, Z. W., Wei, L., Jiang, Y., Weng, B. Q., & Wen, L. (2018). [Effects of biochar and sheep manure on rhizospheric soil microbial community in continuous ratooning tea orchards]. *PubMed*, 29(4), 1273-1282. <https://doi.org/10.13287/j.1001-9332.201804.036>
- López-Mársico, L., Altesor, A., Oyarzábal, M., Baldassini, P., & Paruelo, J. M. (2015). Grazing increases below-ground biomass and net primary production in a temperate grassland. *Plant And Soil*, 392(1-2), 155-162. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2452-2>
- Lorant, N. (2023, 31 mars). Serveau. CRA-W | Centre Wallon de Recherches Agronomiques. <https://www.cra.wallonie.be/fr/serveau>
- Lovell, R. D., & Jarvis, S. C. (1996). Effect of cattle dung on soil microbial biomass C and N in a permanent pasture soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 28(3), 291-299. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(95\)00140-9](https://doi.org/10.1016/0038-0717(95)00140-9)
- MacDiarmid, B. N., & Watkin, B. R. (1972). The cattle dung patch: 2. effect of a dung patch on the chemical status of the soil, and ammonia nitrogen losses from the patch. *Grass and forage science*, 27(1), 43-47.
- Mazoyer, M., & Roudart, L. (1997). Histoire des agricultures du monde : du néolithique à la crise contemporaine. Dans Éditions du Seuil eBooks. <http://ci.nii.ac.jp/ncid/BA37314688>.
- Peterson, C. A., Deiss, L., & Gaudin, A. C. M. (2020). Commercial integrated crop-livestock systems achieve comparable crop yields to specialized production systems : A meta-analysis. *PLOS ONE*, 15(5), e0231840. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0231840>
- Peyraud, J., Richard, G., & Gascuel, C. (2015). Boucler les grands cycles biogéochimiques. <https://hal.science/hal-01215774>
- Planetary boundaries. (2023). Stockholm Resilience Centre. <https://www.stockholmresilience.org/research/planetary-boundaries.html>

- Planisich, A., Utsumi, S. A., Larripa, M., & Galli, J. R. (2021). Grazing of cover crops in integrated crop-livestock systems. *Animal*, 15(1), 100054. <https://doi.org/10.1016/j.animal.2020.100054>
- Ponge, J., Pérès, G., Guernion, M., Ruiz-Camacho, N., Cortet, J., Pernin, C., Villenave, C., Chaussod, R., Martin-Laurent, F., Bispo, A., & Cluzeau, D. (2013). The impact of agricultural practices on soil biota : A regional study. *Soil Biology & Biochemistry*, 67, 271-284. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.08.026>
- Prather, A. (2022). The impact of integrated crop-livestock systems : a review of the components and barriers of the classic farming approach. <https://krex.k-state.edu/handle/2097/41802>
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K. J., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, É. F., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J., Nykvist, B., De Wit, C. A., Hughes, T. P., Van Der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P. K., Costanza, R., Svedin, U., . . . Foley, J. A. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature (London)*, 461(7263), 472-475. <https://doi.org/10.1038/461472a>
- Rooney, D., Kennedy, N., Deering, L., Gleeson, D., & Clipson, N. (2006). Effect of Sheep Urine Deposition on the Bacterial Community Structure in an Acidic Upland Grassland Soil. *Applied And Environmental Microbiology*, 72(11), 7231-7237. <https://doi.org/10.1128/aem.00926-06>
- Shand, C. A., & Coutts, G. (2006). The effects of sheep faeces on soil solution composition. *Plant And Soil*, 285(1-2), 135-148. <https://doi.org/10.1007/s11104-006-0065-5>
- Veen G.F., Sundqvist M.K., Wardle D.A., 2015. Environmental factors and traits that drive plant litter decomposition do not determine home-field advantage effects. *Functional Ecology*, 29 (7), 981-991.
- Vian, J., Peigné, J., Chaussod, R., & Roger-Estrade, J. (2009). Effets du mode de travail du sol sur les microorganismes à l'échelle du profil cultural. <https://isara.hal.science/hal-04100458>
- Willett, W. C., Rockström, J., Loken, B., Springmann, M., Lang, T., Vermeulen, S. J., Garnett, T., Tilman, D., DeClerck, F., Wood, A., Jonell, M., Clark, M., Gordon, L., Fanzo, J., Hawkes, C., Zurayk, R., Rivera, J. Á., De Vries, W., Sibanda, L. M., . . . Murray, C. J. L. (2019). Food in the Anthropocene : the EAT–Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. *The Lancet*, 393(10170), 447-492. [https://doi.org/10.1016/s0140-6736\(18\)31788-4](https://doi.org/10.1016/s0140-6736(18)31788-4)
- Williams, P. H., & Haynes, R. (1995). Effect of sheep, deer and cattle dung on herbage production and soil nutrient content. *Grass And Forage Science*, 50(3), 263-271. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.1995.tb02322.x>