



HAL
open science

Etude de l'impact du pâturage sur l'hétérogénéité spatiale d'un écosystème prairial.

Geoffrey Zanin

► **To cite this version:**

Geoffrey Zanin. Etude de l'impact du pâturage sur l'hétérogénéité spatiale d'un écosystème prairial.. Milieux et Changements globaux. 2016. hal-02799849

HAL Id: hal-02799849

<https://hal.inrae.fr/hal-02799849v1>

Submitted on 5 Jun 2020

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

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



MASTER II Biologie et Environnement SPECIALITÉ : Génomique, Ecophysiologie et Production végétale

RAPPORT DE STAGE PRESENTE PAR:

Geoffrey ZANIN

SUJET:

Etude de l'impact du pâturage sur l'hétérogénéité spatiale d'un écosystème prairial

Responsables du Stage:

**Juliette BLOOR
Katja KLUMPP**



juin 2016

Remerciements

Tout d'abord, je tiens à remercier particulièrement Juliette Bloor, chargée de recherches, et Katja Klumpp, ingénieur de recherches, pour m'avoir accepté en tant que stagiaire ainsi que pour les conseils et le suivie prodigués tout au long du stage.

Je remercie chaleureusement Olivier Darsonville, Jacques Tysandier et Alexandre Salcedo, tous trois techniciens, pour leur aide et conseils lors des mesures et expérimentations sur le terrain.

Et enfin je remercie l'ensemble de l'équipe de l'UREP pour leur accueil chaleureux au sein de l'unité.

Résumé

L'hétérogénéité spatiale d'un écosystème a été étudiée au sein de prairies pâturées, afin de déterminer l'impact d'une intensification des pratiques d'élevage sur la distribution spatiale de différentes variables liées d'une part aux propriétés physico-chimiques du sol et à celle de la végétation. Pour mener à bien cette étude, des mesures spatialisées ont été conduites sur deux parcelles de prairie permanente auvergnate située en moyenne montagne. Ces sites d'études sont en place depuis 2002, l'une des parcelles subit un traitement dit intensif (fort chargement animal, fertilisation), la seconde subit un traitement dit extensif (faible chargement animal, pas de fertilisation). Les résultats montrent que la distribution spatiale de certaines variables (hauteur d'herbe, composition floristique ou encore stock de carbone) est dépendante de l'intensité du pâturage. L'intensification conduit généralement à la diminution de la taille des patches, voire à une perte de la dépendance spatiale et donc à une homogénéisation de l'écosystème. Cette étude a donc permis de mettre en avant l'impact d'une intensification des pratiques d'élevage mais également de mettre au point une méthode d'analyse de l'hétérogénéité spatiale en vue de la déployer dans le cadre d'un projet européen.

Abstract

Ecosystem's spatial heterogeneity was studied in grazed grassland. With the aim of identify the effects of a livestock intensification on the spatial distribution of varied variables describing the soil's physicochemical and vegetation properties. To perform this study, spatialize measurements were lead on two permanent grassland localized in Auvergne, a low mountain region. Those experimental sites are used since 2002, one of the grassland receives an intensive treatment (high stock rate, fertilization), and the second one endures an extensive treatment (low stock rate, no fertilization). Results show for some variables (plant height, floristic composition, carbon stocks) a spatial distribution dependent of the grazing intensity. Usually, the intensification leads to a decrease of the patch sizes. But can also go further with a loose of the spatial dependence and so bring to an ecosystem homogenization. This study permit to show us the effects of an intensification of livestock management on spatial heterogeneity but as well to develop a method of heterogeneity analysis in grassland with the purpose of use it as part of an European project.

Abréviations

A : Range

AI : Aléatoire

C₀ : Nugget variance

C : Variance spatiale

E : Exponentiel

EXT : Extensif

INT : Intensif

LAS : Laboratoire pour les Analyses de Sol

LSU : Livestock Grazing Comparison

MSH : Magnitude of Spatial Heterogeneity

OK : Krigeage Ordinaire

PP : Prairie Permanente

PT : Prairie Temporaire

S : Sphérique

SOERE : Système d'Observation et d'Expérimentation de Recherches en Environnement

STH : Surface Toujours en Herbe

Vol : Volume

Sommaire

1	Introduction	1
2	Etat de l'art.....	2
2.1	Importance des prairies.....	2
2.2	L'impact du pâturage en prairie.....	4
2.3	Pourquoi et comment étudier l'hétérogénéité spatiale en prairie.....	6
3	Matériel et Méthode	8
3.1	Site d'étude.....	8
3.2	Design expérimentaux et échantillonnages.....	9
3.2.1	Mesures spatialisées de 2012 et 2014.....	9
3.2.2	Etude géostatique de 2016.....	10
3.3	Analyses statistiques.....	10
3.3.1	Géostatistiques.....	10
3.3.2	Statistiques classiques.....	12
4	Résultats	12
4.1	Analyse des données de 2012 et 2014	12
4.1.1	Impact de l'Intensité du pâturage	12
4.1.2	Evolution au sein des différentes strates du sol	13
4.1.3	Patterns spatiaux	14
4.2	Etude géostatique de 2016.....	15
4.2.1	Propriétés du sol (profondeur et compaction).....	15
4.2.2	Paramètres biologiques.....	15
4.2.3	Patterns spatiaux	15
5	Discussion	16
5.1	Caractéristiques du sol.....	16
5.1.1	Relations entre intensité de pâturage et variables du sol	16
5.1.2	Patterns spatiaux des variables du sol et intensité de pâturage	18
5.2	Caractéristiques de la végétation	20
5.2.1	Intensité du pâturage et biomasse aérienne.....	20
5.2.2	Pattern spatiaux de la végétation et intensification du pâturage	20
5.2.3	Interactions plantes-sol	22
6	Conclusions et perspectives.....	22
7	Bibliographie.....	23

1 Introduction

Les prairies permanentes et temporaires figurent parmi les écosystèmes les plus répandus à la surface du globe, et rendent de nombreux services agro-environnementaux aux hommes. Elles contribuent notamment à la préservation de la biodiversité, au stockage du carbone et à la structuration des paysages. Elles possèdent également une dimension économique via la production de fourrage pour l'élevage. Cependant les changements climatiques annoncés ainsi que l'intensification des pratiques agricoles mettent en périls l'ensemble de ces services. Ainsi leur préservation est l'une des préoccupations majeure de l'écologie actuelle.

Le pâturage des grands herbivores au sein des écosystèmes prairiaux est source de multiples bouleversements pour ces derniers. Le piétinement engendre par exemple une compaction accrue du sol. La défoliation entraîne des modifications physiologiques chez les végétaux de l'écosystème et les dépôts d'urine et de fèces ont pour conséquence une augmentation locale des teneurs nutriments dans le sol. L'impact de ces différents phénomènes sur les processus écosystémiques n'est pas homogène dans le temps et l'espace. Ils dépendent notamment du comportement des animaux. En conséquence, le pâturage modifie la structure spatiale de l'écosystème et les patrons de distribution des propriétés plantes/ sol. Cependant, différentes pressions de pâturage impliquent différentes réponses de l'écosystème. A titre d'exemple, une intensification du pâturage aboutit à la diminution de la taille des différents patches de végétations, et peut aller jusqu'à une homogénéisation de la structure de l'écosystème.

L'étude spatiale des écosystèmes est une approche de plus en plus courante en écologie et est issue de techniques d'analyses utilisées en géologie notamment. Plusieurs recherches ont démontrées que l'hétérogénéité spatiale des écosystèmes peut avoir un rôle important pour les interactions biotiques et les flux de nutriments. A ce jour plusieurs études se sont intéressées à l'impact direct du pâturage sur l'hétérogénéité spatiale. Cependant, à notre connaissance, la plupart des études utilisent comme modèle des prairies peu productives de régions semi-arides. Le but de ce stage de recherche est de déterminer l'effet de la pression de pâturage sur un ensemble de variables correspondant aux propriétés physico-chimique du sol et aux caractéristiques de la végétation. Une étude de l'hétérogénéité spatiale a également était menée pour chacune de ces variables dans le but de décrire leur structure dans l'espace.

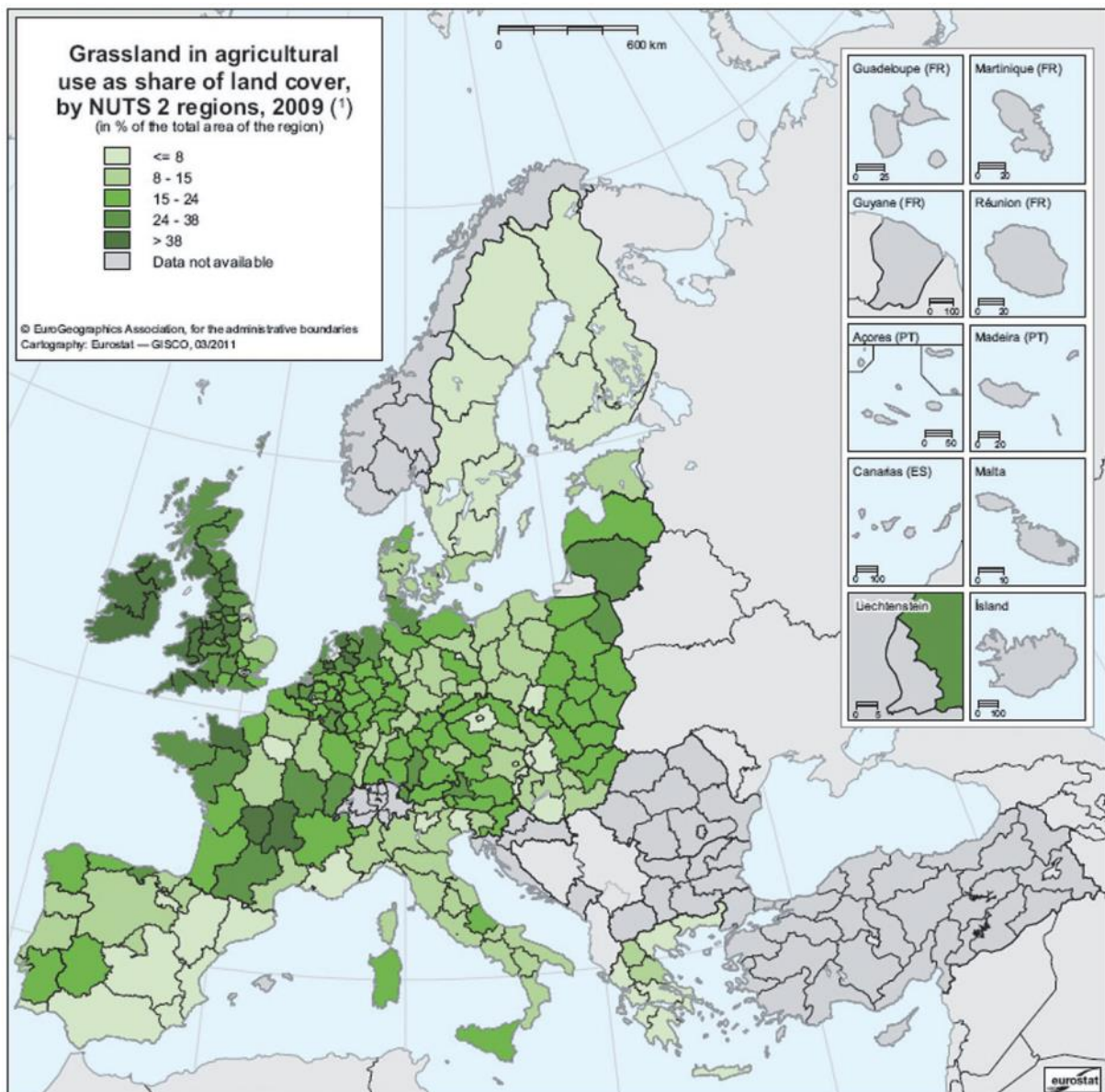


Figure 1 : Surfaces en prairies permanentes au sein de l'Union Européenne (UE-27 ; 1995 ; Huyghe et al., 2014)

Ce projet s'appuie sur l'analyse d'un jeu de données issu de prélèvements repérés dans l'espace et réalisé en 2012 et 2014. Ce jeu de données a été complété par une campagne de mesures menée en 2016 sur des grilles optimisées pour les analyses géostatistiques. Le projet a donc nécessité la prise en main d'un système d'information géographique afin de manipuler les coordonnées géographiques des points de mesure.

2 Etat de l'art

2.1 Importance des prairies

Les prairies constituent une formation végétale dominée par des espèces herbacées, et représentent en Europe (UE-25) une part importante des surfaces avec un total de 80 millions d'hectares (Figure 1) (FAOSTAT data). Sur le territoire français on dénombre 13,1 millions d'hectares dédiés aux écosystèmes prairiaux, ce qui représente 44,5 % des surfaces agricoles utilisables (Devun & Legarto, 2011 ; AGRESTE, 2010). Ces prairies sont maintenues en grande partie par le pâturage ou la fauche, et donc associées à des activités d'élevage (AGRESTE, 2010). On distingue dans un premier temps les surfaces toujours en herbe (STH) dites prairies permanentes (9,1Mha) qui sont des prairies naturelles ou semées non incluent dans une rotation de cultures pour au moins 5 ans. Parmi les STH, on discerne les STH productives (6,7Mha ; COM (2011) 625) et les STH peu productives (ex parcours, landes, alpages ; 2,2Mha). Puis dans un second temps, les surfaces en herbes incorporées dans une rotation de cultures (3,1Ma) dont la production est utilisée pour l'alimentation du bétail. Elles sont nommées d'après l'UE des prairies temporaires (PT). Enfin les prairies artificielles (0,2Mha) sont considérées comme étant des prairies constituées exclusivement de légumineuses ou bien d'un mélange composé d'au moins 80 % de légumineuses (AGRESTE, 2010).

Depuis plusieurs décennies, les surfaces allouées aux prairies diminuent progressivement au profit du maïs ensilage et des céréales (surfaces PP 12,8 Mha en 1980 sont passées à 7,4 Mha en 2010). On constate notamment que certaines d'entre elles sont laissées à l'abandon ou bien remplacées par des cultures annuelles pour une production plus intensive (Butler et al., 2010). Or ces écosystèmes fournissent de nombreux services agro-environnementaux comme la production de fourrages, la séquestration du carbone, la structuration du paysage, la réduction de l'érosion des sols ou encore la préservation de la biodiversité (Michaud et al., 2012). De fait, les prairies sont un réservoir important de

biodiversité. Selon plusieurs études, la diversité spécifique au sein des prairies serait positivement corrélée à leur productivité via la mise en place d'un effet de complémentarité entre les différentes espèces qui s'explique par la différenciation de niches écologiques ou la facilitation (Cardinale et al., 2007).

La production végétale d'une prairie couvre en moyenne 64 % de la ration annuelle des bovins. Les systèmes valorisant la part d'herbe dans l'alimentation des bovins ont des pertes d'azote par lixiviation et en phosphore par ruissellement fortement réduites. De plus, les exploitants diminuent la charge de phytosanitaires en favorisant les surfaces prairiales (Peyraud et al., 2014). En 2011 par exemple seul 6 % des prairies permanentes françaises ont reçues un traitement herbicide (AGRESTE, 2011). Les prairies contribuent également à la séquestration du carbone dans les sols (présence d'exsudats racinaires, rhizodéposition, et formation d'une litière de feuilles mortes ; Lemaire, 2013). Le carbone est aussi rejeté dans l'atmosphère sous forme de CO₂ par la respiration des plantes, des animaux et des microbes. Mais aussi sous forme de CH₄ produit par la digestion des ruminants en pâturage. Ces rejets de carbone sont plus faibles comparés à la quantité de carbone séquestré, ce qui confère aux prairies une fonction de puits de carbone.

Une partie des services rendus par les prairies comme la séquestration du carbone, sont dépendant de processus écologiques comme la photosynthèse, la respiration ou bien la décomposition de la matière organique. Or ces mêmes processus sont des éléments clés des cycles biogéochimiques du carbone et de l'azote, et peuvent être source de problèmes environnementaux. De fait, les systèmes d'élevage et d'alimentation des animaux sont associés aux émissions des gaz à effet de serre tel que le dioxyde de carbone (CO₂ issue de travail de terre et consommation de fuel), le méthane (CH₄ issue de la fermentation entérique) ou bien le protoxyde d'azote (N₂O émis par les sols issue de la fertilisation azotée et des effluents d'élevage) responsables des changements climatiques observés ces dernières années (Coumou & Rahmstorf, 2012). En ce qui concerne le protoxyde d'azote issu de la nitrification et de la dénitrification microbienne suite à un apport d'azote (minéral ou organique), 65 % des émissions globales sont issues du secteur agricole. Ses émissions sont augmentées par l'apport d'azote et les déjections pendant la période du pâturage.

Ainsi de par leurs intérêts agro-environnementaux, différentes recherches menées aujourd'hui visent à intégrer les nombreux paramètres impliqués dans les processus

écosystémiques des prairies afin comprendre au mieux leur fonctionnement en tant que stockeur de carbone en lien avec une alimentation animale.

2.2 L'impact du pâturage en prairie

Le pâturage représente une perturbation importante car la présence de grands herbivores affecte à court et long terme le couvert végétal, les caractéristiques édaphiques mais aussi les interactions plantes-sols-atmosphère via des phénomènes de défoliation, de piétinement, de restitutions (urine, fèces) et d'émissions animales (CH₄, CO₂). Le pâturage engendre également de la variabilité intra-parcellaire à travers le comportement et les activités animales comme les regroupements aux abreuvoirs (Adler et al., 2001). Ces comportements et les choix alimentaires des animaux sont dépendant de l'espèce, de la race, du stade physiologique et de l'état de faim de ces derniers (Dumont et al., 2001). Par conséquent, la prairie pâturée est un agro écosystème complexe et dynamique, caractérisée par une végétation en constante évolution sous l'impact de l'activité des herbivores domestiques qui la pâture (Milchunas et al., 1988).

Le prélèvement de la biomasse végétale par les herbivores (défoliation) provoque dans un délai de quelques heures des réponses physiologiques chez la plante, comme la réduction de la photosynthèse suivie par une réallocation du carbone et de l'azote de la tige vers les racines ainsi que la sécrétion accrue d'exsudats racinaires (Patra et al., 2009). A court terme, la défoliation diminue la hauteur du couvert végétal et augmente la pénétration de la lumière au travers de la canopée. Cela conduit à la modification du microclimat (température et humidité) dans le voisinage proche de la plante (Bloor & Pottier, 2014). A plus long terme, la pression de pâturage/fauche peut mener à une modification des caractères morphologiques ou physiologiques des plantes (appelées traits fonctionnels) et de la composition floristique des prairies. Cela dépend de l'utilisation et de l'intensité de défoliation (pâturage ou fauche), de la fertilisation et des conditions pédoclimatiques. Par exemple, une gestion intensive (prélèvement fréquents) favorise souvent des espèces à faible hauteur comme les végétaux prostrés et les espèces à stolons ou en rosettes (Díaz et al., 2007). De plus, à l'échelle de la population, un pâturage en continue provoque une augmentation du nombre de talles au détriment du pourcentage de talles épiées dans les zones où la hauteur du couvert végétal est réduite (Johnson & Parsons, 1985).

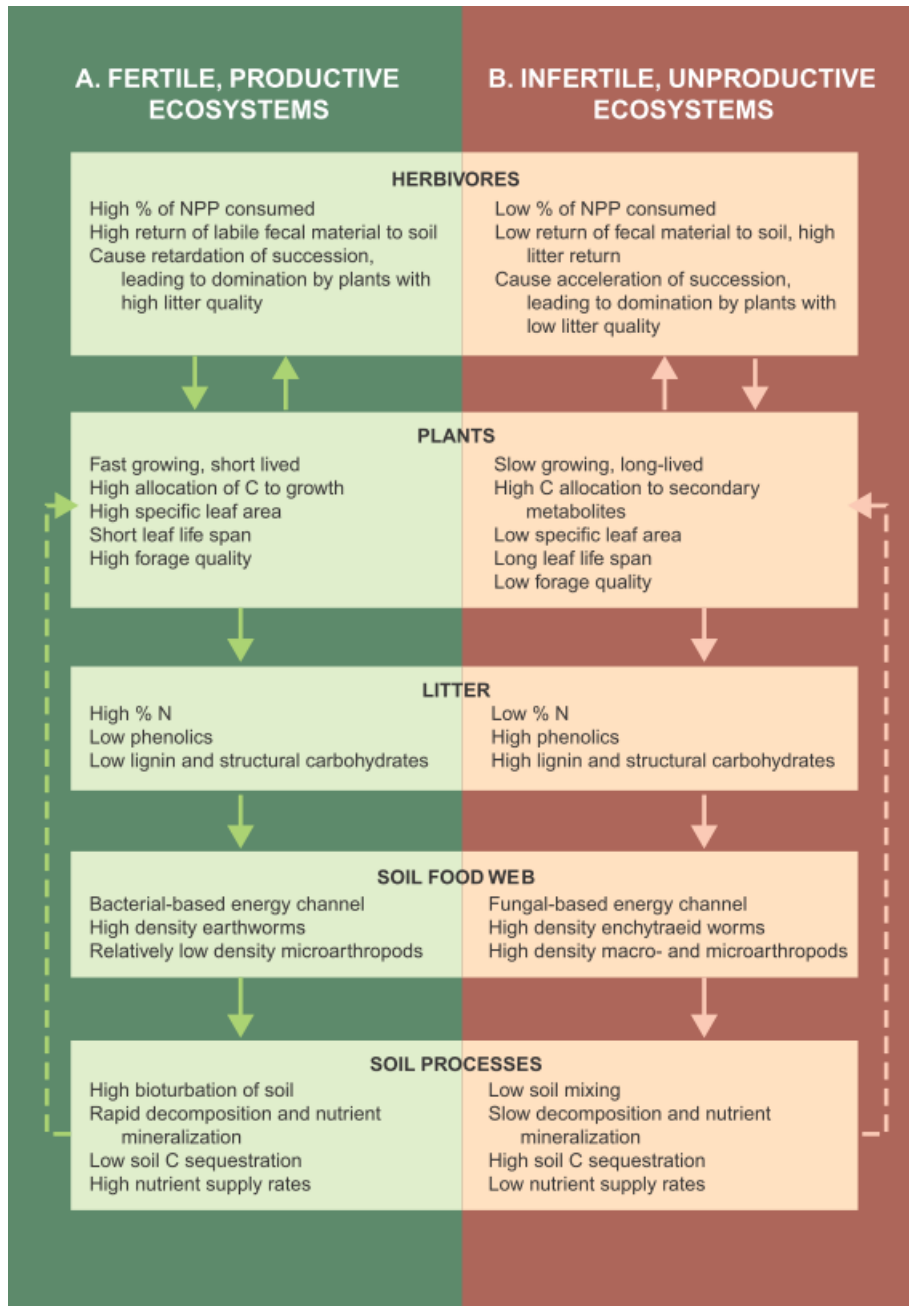


Figure 2 : Schéma récapitulatif des processus écologiques ainsi que des liens entre biomasse aérienne et souterraine au sein d'écosystèmes prairiaux fertiles et infertiles (Wardle et al., 2004).

Les restitutions animales (déjections solides, urine) et le piétinement ont des effets directs sur les propriétés physico-chimiques du sol ainsi que sur les activités des microorganismes du sol. Le piétinement des animaux au sein des prairies détériore certaines qualités du sol en le compactant (Drewry et al., 2008). La pénétration de l'eau dans le sol est ainsi fortement réduite, ce qui cause une réduction de l'humidité du sol, une augmentation de l'érosion et ainsi une perte d'eau par évaporation (Ludvikova et al., 2014). Les herbivores rendent une grande partie de ce qu'ils ingèrent à l'écosystème sous forme de fèces et d'urine. Les déjections solides représentent entre 25 et 45 % de ce qui est ingéré par les animaux. De ce fait, ces flux représentent respectivement 76, 66 et 92 % de l'azote, du phosphore et du potassium ingéré (Bloor et al., 2012). Les excréments apportent au sol des nutriments sous forme labile. Cela a pour conséquence de stimuler la biota du sol ainsi que la minéralisation (Bardgett & Wardle, 2003), fournissant un apport plus important de nutriments pour les plantes. De par leur présence, les herbivores modifient donc la qualité de la matière organique disponible pour les décomposeurs.

Les effets du pâturage varient en fonction de facteurs abiotiques (conditions environnementales) et de la productivité de l'écosystème. Grâce à la présence d'un fourrage de bonne valeur nutritive, les herbivores évoluant dans un environnement fertile apportent à l'écosystème des retours importants et riches en nutriments via leurs déjections. Ce qui aboutit à la domination de plantes produisant une litière de meilleure qualité (C/N faible, peu de cellulose). A l'inverse les écosystèmes peu fertiles fournissent une alimentation pauvre en nutriments pour les herbivores et sont caractérisés par des végétaux donnant une litière de basse qualité (C/N forte avec lignine et difficilement dégradable) (Figure 2). Les conditions fertiles engendrent alors une accélération des cycles biogéochimiques. Quant-aux conditions non fertiles, elles entraînent un ralentissement de ces cycles où les nutriments sont conservés et peuvent favoriser la séquestration du carbone (Wardle et al., 2004).

Les effets du pâturage varient également en fonction du chargement animale. La croissance des plantes est fortement altérée sous une forte pression de pâturage, ce qui avec les grandes quantités prélevées par les herbivores provoque une baisse de l'accumulation de matière organique dans la litière (Han et al, 2008). Cependant, un pâturage intensif peut favoriser des espèces tolérantes à la défoliation, ayant des vitesses de croissance rapide, des feuilles fines et riches en azotes. Aboutissant ainsi à la formation d'une litière riche en nutriments (Wardle et al., 2004). Ainsi, dans le sol, la minéralisation et la décomposition sont

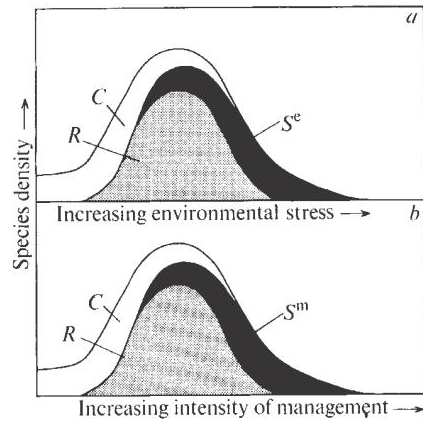


Figure 3 : Diagrammes représentant l'impact sur la diversité spécifique d'un stress environnemental (a) et du pâturage (b). S=espèces extrêmement résistantes aux stress. C=espèces compétitrices. R=espèces intermédiaires. (Grimm, 1973)

plus rapides et les nutriments sont disponibles en grande quantité. Les activités microbiennes sont également influencées par l'intensité du pâturage. De plus, par l'apport important en excréments lors d'un pâturage intensif, les activités de dénitrifications et de nitrifications sont accentuées (Patra et al., 2009). A cela s'ajoute des modifications de la composition des communautés microbiennes lors d'un pâturage plus intensif (Bardgett et al., 2001).

L'intensité de pâturage peut impacter la composition de la communauté végétale et la diversité des espèces présentes. D'après l'hypothèse de perturbation intermédiaire de Grime proposée en 1973 (Figure 3), la biodiversité d'un écosystème est maximale quand l'intensité d'un stress n'est ni trop fort, ni trop faible. En effet, lorsque le stress est important, seule une minorité d'espèces peut s'accommoder de celui-ci. A l'inverse lorsque le stress est quasiment inexistant, seules quelques espèces ultra compétitives occupent le milieu. Ainsi quand le stress est modéré, les espèces tolérantes, compétitives et celles non comprises dans ces deux catégories peuvent coexister. Cette hypothèse peut s'appliquer aux prairies et aux perturbations engendrées par les différentes intensités de pâturage. On observe donc des variations de réponses aux différentes fréquences de pâturage en plus des réponses propres à la seule activité de pâturage. L'entomofaune peut également être impactée par différentes pressions de pâturage. L'augmentation du chargement animal sur une parcelle peut aboutir à une forte réduction de l'abondance d'invertébrés au sein de la parcelle (Dumont et al., 2001).

2.3 Pourquoi et comment étudier l'hétérogénéité spatiale en prairie

Le pâturage est source d'hétérogénéité chez les plantes et dans le sol au sein de la parcelle. De fait, plusieurs facteurs agissent pour façonner des patterns spatiaux au sein des écosystèmes prairiaux (Adler et al., 2001). Tout d'abord, les restitutions animales et les patrons de défoliation ne sont pas distribués d'une manière homogène. En effet les herbivores privilégient du fourrage de qualité (stade végétatif, teneur en azote élevé). De plus, les rassemblements en troupeaux dans des zones de repos ont comme conséquence une accumulation localisée de restitutions animales. Chez les vaches, on constate des zones de refus à proximité de déjections solides. Une étude de Gillet et al. (2010) a mis en avant la présence de 4 zones bien définies dans un rayon proche des patches provoqués par le dépôt de fèces : (1) La bouse en elle-même. (2) Une zone non pâturée dû à la proximité de la bouse mais riche en nutriments. (3) Une zone faiblement pâturée toujours dû à la proximité des fèces mais cette fois-ci peu fertilisée. Et enfin (4) une zone qui sort complètement de l'influence de

la bouse. Ces différentes zones peuvent se traduire par des modifications transitoires dans la composition botanique.

De nombreux travaux suggèrent que l'hétérogénéité spatiale peut modifier les interactions biotiques (compétition plante-plante, plante-sol) et la diversité des communautés végétales (Bloor & Pottier, 2014). Les effets de l'hétérogénéité spatiale sur la diversité peuvent s'expliquer par plusieurs phénomènes comme la différenciation des niches écologiques qui permettent de diminuer les compétitions intra-spécifiques, le « storage effect », la dynamique des patchs ou encore les compromis entre compétition et colonisation. De plus, l'hétérogénéité spatiale est connue pour pouvoir impacter les stocks et les flux de nutriments, avec des conséquences pour le fonctionnement de l'écosystème (Garcia-Palacios et al., 2012). Par exemple, l'hétérogénéité du sol peut à la fois engendrer des réponses morphologiques et physiologiques chez les plantes modifiant l'utilisation des ressources, la production de la population ainsi que celle de la communauté. L'inégalité de répartition des nutriments du sol affecte l'assemblage des communautés en modifiant les stratégies d'utilisation des ressources des plantes. De plus certaines espèces sont susceptibles de faire évoluer leur capacité de compétition face à une hétérogénéité des nutriments dans le sol (Fransen et al., 2001). Les différents patchs d'azotes présents dans le sol peuvent aussi être considérés comme étant des modérateurs des relations diversité-productions, et interagir avec des facteurs du changement climatique.

La création et la stabilité de différents patchs de végétation au sein de la parcelle peut varier en fonction de l'intensité du pâturage (Dumont et al., 2012). Par exemple, une augmentation de la pression de pâturage peut mener à une diminution de la taille des patchs de végétations ainsi qu'à une homogénéisation de ces derniers. Idem pour la distribution spatiale de la teneur en carbone organique du sol, l'hétérogénéité des patchs de carbone diminue avec l'intensité de pâturage (Lin et al., 2010).

La caractérisation de l'hétérogénéité spatiale nécessite des mesures spatialisées (spatialement explicites) et s'appuie sur les géostatistiques, des méthodes d'analyses spatiales développées en géologie, géographie, minéralogie et d'en d'autres domaines où il est question de surfaces. L'un des principaux outils des géostatistiques est la variographie. A l'aide de semi-variogrammes, la variographie permet d'étudier le degré d'autocorrélation, c'est-à-dire de déterminer si des données séparés par une courte distance sont susceptibles de présenter des similarités plus fortes que des données séparées par une distance plus importante (Ren et

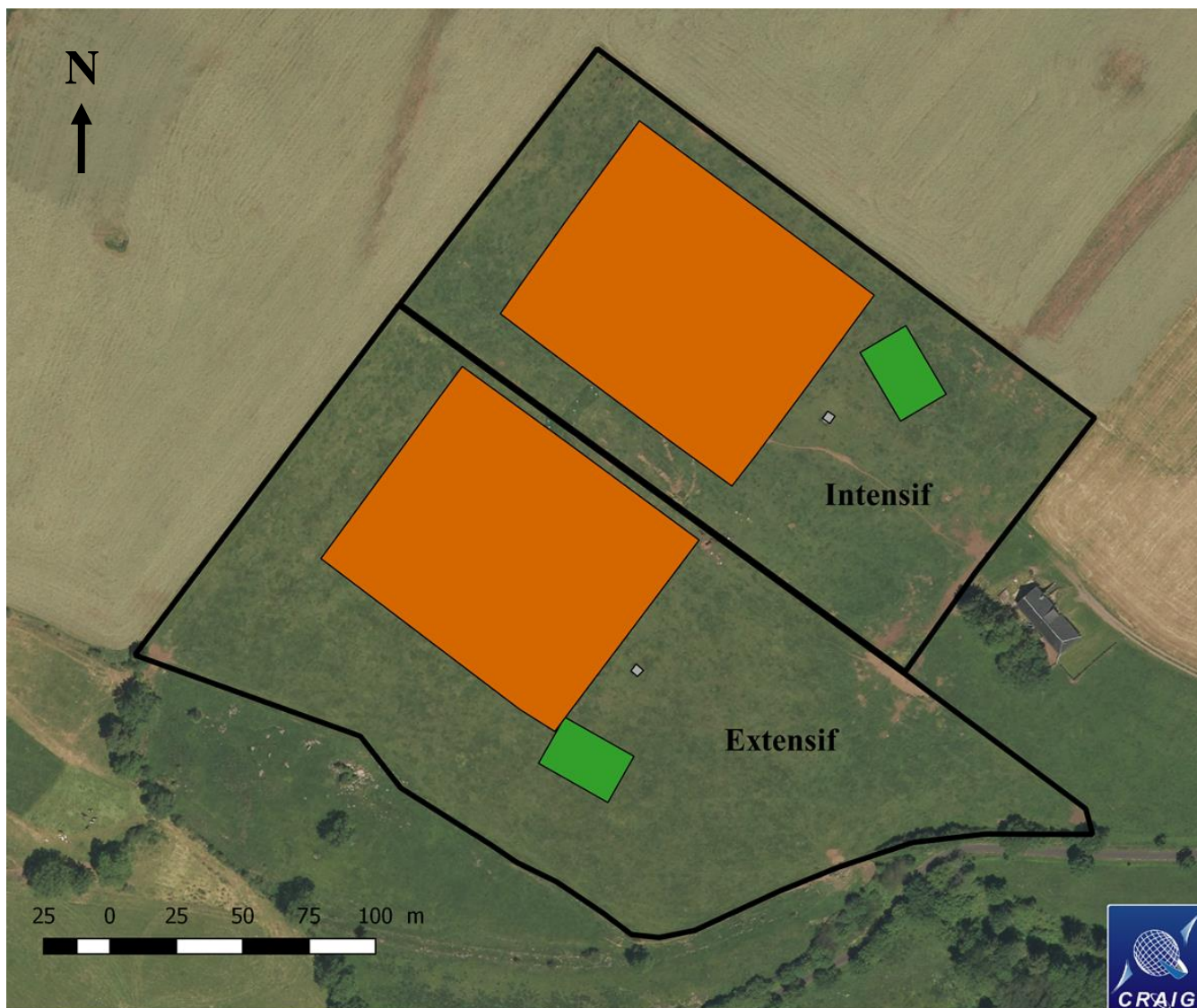


Figure 4 : Visualisation du site d'étude INRA de Laqueuille à l'aide du logiciel de SIG QGIS (version 2.14-Essen).
Orange : Grilles de 2012 et 2014. Vert : Grilles de 2016. Gris : LI-COR eddy covariance systems.

al., 2015). L'allure de la courbe du modèle correspondant le mieux au semi-variogramme obtenu fournit ainsi des renseignements sur les patterns spatiaux de la variable étudiée. Un modèle sphérique indique par exemple que les données sont auto corrélées jusqu'à une distance marquée par le palier de la courbe, traduisant la présence de patches pour la variable étudiée. L'interpolation spatiale permet de façonner une carte des variables étudiées à partir de points d'échantillonnages. Différents outils existent en géostatistiques afin de réaliser une interpolation, l'une d'elles se nomme le krigeage et utilise les paramètres spatiaux déterminés par le semi-variogramme. Le krigeage fut employé dans de nombreuses disciplines comme la météorologie afin d'estimer la valeur d'une variable comme la température en un lieu où il n'existe pas de relevés (Fortin & Dale, 2005). En écologie l'outil de krigeage permet de mettre en évidence la structure spatiale des écosystèmes.

Au cours des dernières décennies, les analyses spatiales ont pris une place importante dans l'écologie actuelle et ce à cause de 3 principaux facteurs. (1) Les écologues ont largement étudiés la structure des écosystèmes et en on conclut qu'elle impact considérablement leur fonctionnement. (2) Les activités humaines ont contribué à la dégradation de la structure des écosystèmes, ce qui soulève des questions concernant l'influence de ces altérations sur l'hétérogénéité spatiale des écosystèmes. (3) Le développement de nouveaux logiciels ont facilités l'accès des analyses spatiales aux écologues (Fortin & Dale, 2005). Cependant, le rôle de l'hétérogénéité spatiale sur le fonctionnement des prairies reste peu documenté. Les principaux objectifs de mon stage étaient (i) de quantifier et de décrire l'hétérogénéité spatiale pour des paramètres plantes/sol en prairie pâturée, et (ii) d'étudier l'impact de l'intensité du pâturage (chargement animal) sur l'hétérogénéité spatiale en prairie tempérée. Une meilleure compréhension des impacts de l'hétérogénéité spatiale en prairie est nécessaire pour améliorer la prédiction du fonctionnement de la prairie à l'échelle parcellaire et de sa capacité à fournir des services écosystémiques.

3 Matériel et Méthode

3.1 Site d'étude

Le site d'étude (Figure 4, Annexe 1) est un SOERE (Système d'Observation et d'Expérimentation de Recherches en Environnement) localisé dans la commune française de Laqueuille en région Auvergne (5°38'N, 2°44'E, 1040 m asl). Au sein du site, divers suivis

sont menés, notamment des suivis météorologiques, de production biomasse, de composition floristique ou encore des conditions physico-chimiques du sol. Ce dernier est un andosol constitué à 16 % d'argile, 56 % de limon et 28 % de sable. La parcelle initiale de 6,65 ha fut scindée en deux au printemps 2002, ces deux parcelles sont depuis continuellement pâturées de mai à octobre par des génisses. L'une des deux parcelles (2,81 ha) est soumise à un chargement de $0.98 \text{ LSU}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ (1,6 animaux par ha et par an) et est référencée comme parcelle intensive. La seconde (3,4 ha) possède un chargement de $0,51 \text{ LSU}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$, soit la moitié de la parcelle intensive et est référencée comme extensive. La parcelle intensive est fertilisée avec 210 kg d'azote (ammonium nitrates) par hectare par an, tandis que la parcelle extensive n'est pas fertilisée (Klumpp et al., 2011).

3.2 Design expérimentaux et échantillonnages

3.2.1 Mesures spatialisées de 2012 et 2014

En 2012, une série de carottages spatialisés a été effectuée afin d'étudier l'impact de l'intensité du pâturage sur différentes propriétés du sol. Le plan d'échantillonnage pour chaque traitement s'est matérialisé par une grille de 110 par 90 mètres avec des points de prélèvements espacés de 15 mètres. Par la suite en 2014, 15 points de carottage par parcelles ont été rajoutés aux grilles existantes sous forme de transects de 2 m composés de 5 points séparés de 0.5 mètres. Leur implantation fut choisie afin de permettre l'application d'analyses géostatistiques en couplant les nouvelles données obtenues avec celle de 2012.

Les carottes de sol ont été prélevées à la sortie de l'hiver (fin mars/ début avril). Les carottes ont été extraites avec une tarière de 8 cm de diamètre sur 60 cm de profondeur et ont été divisées en 4 strates distinctes : 0-10 cm, 10-20 cm, 20-40 cm et 40-60 cm. Les échantillons ainsi obtenus ont été analysés par le laboratoire central pour les analyses de sol (LAS) de l'INRA localisé à Arras (62). Les données fournies par le LAS et les équipes de l'UREP comprennent la densité apparente et la concentration en carbone et azote sur les 4 profondeurs de sol. Dans ce présent rapport, ces données sont analysées afin d'examiner l'hétérogénéité du stock du carbone et de l'azote du sol (en kg/ha) à une échelle large. Ces stocks pourraient ensuite être mis en lien avec des données spatialisées d'autres variables exprimant l'intensité du pâturage (ex végétation, compaction et humidité du sol,...).

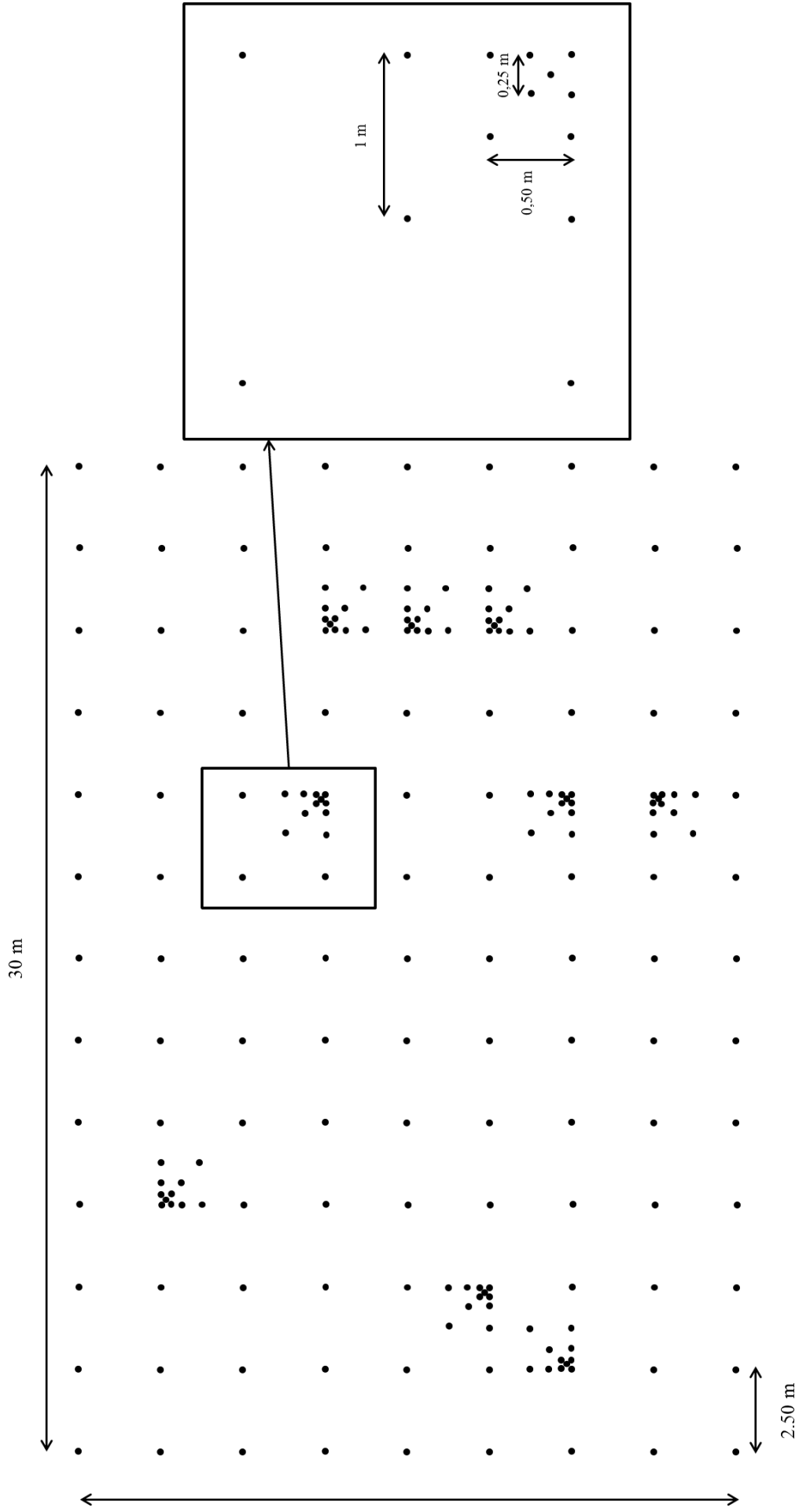


Figure 5 : Schéma illustrant la réparation des points de mesures au sein des grilles de 2016.
Exemple ici de la grille située sur la parcelle intensive.

3.2.2 Etude géostatistique de 2016

En février 2016, deux grilles de 207 points chacune (Figure 5) ont été implantées afin d'examiner l'impact du pâturage sur l'hétérogénéité spatiale à une échelle fine dans les deux traitements (pâturage intensif et extensif). L'emplacement précis des grilles se trouve dans des zones de mesures (empreinte) des échanges CO₂ entre plante-sol-atmosphère (mesurés par la méthode eddy covariance). Dans un premier temps, les grilles ont été représentées numériquement à l'aide du carnet de terrain joint avec l'ensemble GPS de Trimble (modèle 5800-R8, logiciel Trimble Survey Controller version 11.21). Par la suite, les grilles ont été matérialisées sur le site d'étude avec l'assistance de l'outil GPS. Les différentes variables mesurées sont la profondeur du sol, la hauteur d'herbe, la composition floristique, l'humidité du sol ainsi que sa compaction.

Une première campagne de relevés a été menée à la sortie de l'hiver 2016 afin de mesurer la hauteur d'herbe et la profondeur du sol à chacun des points de mesures pour chacune des grilles. Les hauteurs d'herbes ont été effectuées le 31/03/2016 à l'aide d'un herbomètre, en notant la hauteur de la feuille verte ou sénescence la plus haute en contact avec le piquet matérialisant le point de mesure. La profondeur du sol a été déterminée avec une sonde en acier. Enfin la compaction du sol a été mesurée sur un échantillon de 20 points à l'aide d'un pénétromètre SC 900 de la marque Fieldscout.

Durant le mois de mai 2016, une seconde campagne de prélèvements a été réalisée. La hauteur était une nouvelle fois mesurée dans le but de pouvoir étudier l'évolution de cette variable dans le temps et l'espace. La composition fonctionnelle de la végétation a été évaluée en établissant la proportion de poaceae, fabaceae et dicotylédones présentes à chacun des points de mesures. Enfin, l'humidité du sol a été relevée via un humidimètre TDR 100 de la marque Fieldscout.

3.3 Analyses statistiques

3.3.1 Géostatistiques

L'analyse de la semi-variance permet l'étude de la structure spatiale de l'écosystème, elle est calculée entre différents points $N(h)$ de mesures séparés par une même distance h (Lag distance), où $y(x_i)$ est la valeur de la variable étudiée à la position x_i et $y(x_i + h)$ est la valeur prise par la variable à la distance h de x_i :

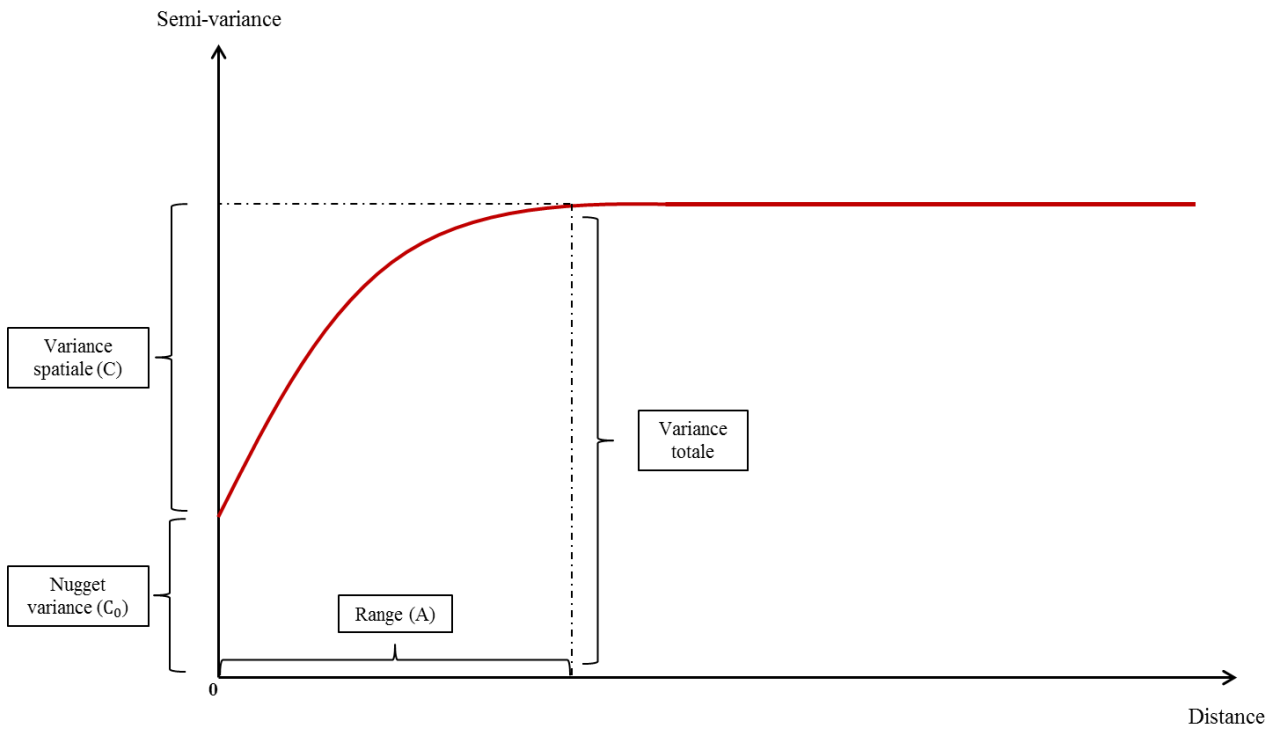


Figure 6 : Exemple de semi-variogramme fictif permettant d'illustrer les différents paramètres permettant de décrire le pattern spatial d'une variable pour un modèle sphérique.

$$y(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [y(x_i) - y(x_i + h)]^2$$

Les semi-variogrammes (Figure 6) représentent les valeurs de semi-variances d'une variable en fonction de la distance h . Différents modèles permettent d'illustrer et d'interpréter l'allure du semi-variogramme. Ainsi pour chaque semi-variogramme un modèle aléatoire, linéaire ou sphérique lui est ajusté. Les paramètres du modèle sont utiles à la description de la structure spatiale de la variable. La range (A) représente la distance à partir de laquelle le semi-variogramme atteint une asymptote (modèles sphériques uniquement). La nugget variance (C_0) est la valeur de la semi-variance à une distance $h=0$, elle reflète une erreur associée aux instruments de mesures ou bien que les variances peuvent-êtres spatialement expliquées à une distance h inférieure à l'échelle la plus fine utilisée dans l'étude. La variance spatiale (C) est la différence entre la variance totale (sill variance) et la nugget variance, elle traduit la part de variabilité spatiale. Le MSH (Magnitude of Spatial Heterogeneity) est le résultat du rapport entre la variance spatiale et la variance totale ($C/[C+C_0]$). Il permet d'estimer l'importance de la dépendance spatiale, sa valeur est de zéro en l'absence de structure spatiale et s'approche de 1 lorsque les échantillons sont spatialement dépendants (Lin et al., 2010 ; Lane & BassiriRad, 2005).

Les semi-variogrammes sont construits avec les données de la campagne de sol de 2012 et 2014 en utilisant 8 classes de distances dont la plus petite regroupe 45 paires de mesures et la plus grande 241, pour une moyenne de 157 paires par classes. La distance h minimale pour laquelle a été calculée la semi-variance est de 0.5 m tandis la distance h maximale est de 60 m. Pour l'étude de 2016, les semis-variogramme ont été réalisés à partir de 23 classes avec une moyenne de 604 paires de mesures par classes. La distance h la plus courte est de 0.17 m, la plus élevée est quand-à-elle de 15.8 m.

La méthode de krigeage utilisé dans cette étude est le krigeage ordinaire (OK). Il permet d'estimer la valeur d'un point non échantillonné situé sur la zone d'expérimentation sans connaissance de la moyenne constante. La formule générale des deux principales méthodes de krigeage dont le OK est :

$$\hat{Z}(s_0) = \sum_{i=1}^N \lambda_i Z(s_i)$$

Table 1 : Analyses statistiques des données de sol issues des carottages de 2012 en fonction du traitement (Intensif, Extensif) et de l'horizon d'étude (0-10 cm, 10-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm). L'absence d'informations sur l'interaction des facteurs est synonyme de non significativité. n=400

Variable	Facteurs	SCE	Ddl	F-value	P-value	
Stock carbone (kg.m⁻²)	Traitement	1.21	1	0.7355	0.394	NS
	Horizon	466.12	3	94.5374	0.001	***
Stock azote (kg.m⁻²)	Traitement	0.0014	1	0.1089	0.742	NS
	Horizon	3.74817	3	95.79	0.001	***
C/N	Traitement	1.761	1	8.5654	0.004	**
	Horizon	53.247	3	86.3203	0.001	***
Matière organique (g. kg⁻¹)	Traitement	533	1	1.0558	0.28	NS
	Horizon	823386	3	543.4229	0.001	***
Densité apparente (kg.m³)	Traitement	111193	1	9.3532	0.001	***
	Horizon	4083390	3	114.4941	0.001	***
Densité racinaire (kg.m⁻²)	Traitement	0.1462	1	15.575	0.001	***
	Horizon	4.4243	3	157.135	0.001	***
	Interaction	0.2929	3	10.403	0.001	***

Où $Z(s_i)$ est égal à la valeur mesurée à l'emplacement i , λ_i correspond à la pondération inconnue de la valeur relevée à l'emplacement i , s_0 représente l'emplacement de prévision et N est égal au nombre de valeurs prélevées.

Les analyse géostatistiques ont été conduites à l'aide du logiciel R (version 3.0.3) et des packages `geoR`, `gstat` et `GridExtra`.

3.3.2 *Statistiques classiques*

Certaines analyses présentées dans ce rapport ont nécessitées l'utilisation de statistiques dites « classiques ». Dans ces cas-là, l'homoscédasticité et la normalité des données ont été vérifiées respectivement par un test de Levene et un test de Shapiro. Si l'absence de normalité est constatée, alors les données sont normalisées par la méthode du boxcox. En cas de non-respect de la normalité ou d'échec de la normalisation, les données ont été comparées via un test de permutation si les variances sont homogènes ou via un test de bootstrap lorsque les variances sont inégales. Une ANOVA de type 2 est appliquée au model si les variances sont homogènes et les données normales avec ou sans normalisation. Dans le cas où seul deux distributions d'échantillons sont comparées, les données sont analysées via un test-t de Student lorsque l'égalité des variances est respectée ou via un test-t de Welch dans le cas contraire. Enfin, les données sur la hauteur d'herbe de mars et mai 2016 ont été comparées par un test t sur les données appariées.

Les analyses en statistiques classiques ont nécessité l'utilisation du logiciel R (version 3.0.3) et des packages `car`, `coin`, `lme4` et `mulltcomp`.

4 Résultats

4.1 Analyse des données de 2012 et 2014

4.1.1 *Impact de l'Intensité du pâturage*

L'intensité du pâturage a un effet significatif et positif sur la densité apparente du sol ($745.2 \pm 142.85 \text{ kg.m}^{-3}$ en milieu extensif et de $782.1 \pm 155 \text{ kg.m}^{-3}$ en intensif) (Table 1). En même temps, on constate une réduction du rapport C/N (11.17 ± 0.57 en intensif et 11.31 ± 0.60 en extensif) du sol ainsi de la densité racinaire en pâturage intensif comparé à la parcelle de pâturage extensif (de $0.106 \pm 0.171 \text{ kg.m}^{-2}$ en intensif et 0.065 ± 0.116) (Table

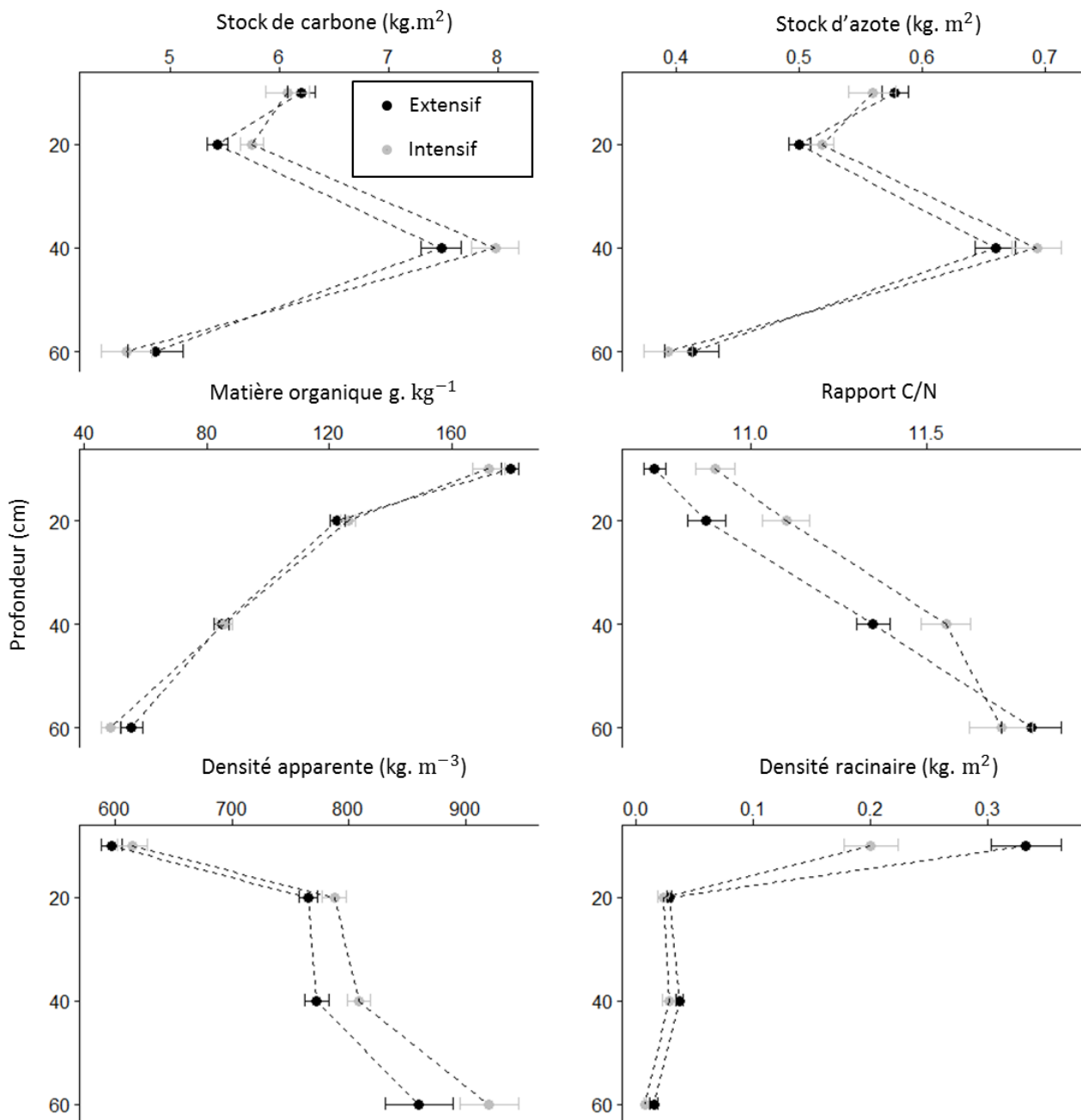


Figure 7 : Profile de distribution de plusieurs variables au sein de différentes strates pour deux intensités de pâturage en prairie. Les barres d'erreurs représentent l'erreur standard. Ce référer à la table 1 pour les statistiques.

1). Un ensemble de trois variables est non-affecté par l'intensité du pâturage : la quantité de matière organique ainsi que les stocks de carbone et d'azote.

Le second facteur étudié est la profondeur du sol. L'ANOVA 2 analysant la réponse de la variable densité racinaire à l'intensité de pâturage et à la profondeur du sol révèle une interaction significative entre ces deux facteurs (Table 1). L'effet de la pression de pâturage n'est visible que dans la couche superficielle du sol. Au-delà de ça, aucune différence significative n'est observable (Figure 7).

4.1.2 Evolution au sein des différentes strates du sol

L'ensemble des variables étudiées ont des valeurs moyennes significativement différentes au sein des multiples horizons du sol analysés. Les stocks d'azote et de carbone au sein des 4 strates de sol étudiées ont une évolution similaire (Figure 7). Dans les 10 premiers centimètres de sol, les stocks de carbone sont de $6.28 \pm 0.83 \text{ kg.m}^{-2}$ en extensif et $6.24 \pm 1.32 \text{ kg.m}^{-2}$ pour la parcelle intensive. Ces valeurs diminuent dans les 10 cm suivant pour atteindre respectivement $5.46 \pm 0.63 \text{ kg.m}^{-2}$ et $5.76 \pm 0.69 \text{ kg.m}^{-2}$ pour les parcelles extensive et intensive. A l'horizon des 40 cm, les stocks de carbones augmentent considérablement avant de décroître à nouveau au sein de la strate la plus profonde. Passant de $7.29 \pm 1.44 \text{ kg.m}^{-2}$ à $4.76 \pm 1.52 \text{ kg.m}^{-2}$ sous une pression de pâturage extensive et de $7.95 \pm \text{kg.m}^{-2}$ à 4.55 ± 1.52 en intensif.

Certaines des variables ont une évolution plus progressive avec la profondeur, comme la quantité de matière organique ou bien le rapport C/N (Figure 7). La quantité de matière organique diminue avec la profondeur, ces valeurs moyennes varient de $181.79 \pm 19.11 \text{ g.kg}^{-1}$ en extensif et $173.59 \pm 33.11 \text{ g.kg}^{-1}$ en intensif dans l'horizon des 10 cm à respectivement $51.88 \pm 22.23 \text{ g.kg}^{-1}$ et $46.477 \pm 20.33 \text{ g.kg}^{-1}$ pour les parcelles extensives et intensives au sein de l'horizon des 60 cm. A l'inverse le rapport C/N augmente avec la profondeur du sol, allant dans l'exemple de la parcelle extensive de 10.76 ± 0.23 dans la couche superficielle du sol à 11.83 ± 0.55 à l'horizon des 60 cm.

Les densités apparentes et racinaires ont des valeurs se démarquant dans les premières strates de sols analysées (Figure 7). En effet, au-delà des 20 cm de profondeur, ces variables varient peu. Ainsi, la densité apparente est faible entre l'horizon des 10 cm ($595.69 \pm 63.15 \text{ kg.m}^{-3}$ en extensif et $624.39 \pm 87.42 \text{ kg.m}^{-3}$) et celui des 20 cm ($768.97 \pm 55.2 \text{ kg.m}^{-3}$ en extensif et $796.17 \pm 70.11 \text{ kg.m}^{-3}$ en intensif) cependant des valeurs sont plus importantes

Table 2 : Résumé des paramètres des modèles s'ajustant aux semi-variogrammes pour différentes variables liées aux propriétés du sol mesurées en 2012 et 2014.

Variables	Traitement	Horizon (cm)	Modèle	A (m)	MSH	Traitement	Horizon (cm)	Modèle	A (m)	MSH
Stock carbone (kg.m⁻²)	INT	0-10	AI	-	0	EXT	0-10	L	-	0.451
		10-20	S	18.43	0.273		10-20	S	29.26	0.273
		20-40	S	47.11	0.441		20-40	S	37.01	0.757
		40-60	S	23.83	0.955		40-60	S	18.9	0.580
Stock azote (kg.m⁻²)	INT	0-10	AI	-	0	EXT	0-10	L	-	0.386
		10-20	S	15.83	0.282		10-20	AI	-	0.187
		20-40	S	51.36	0.354		20-40	S	48.18	0.377
		40-60	S	10.2	1		40-60	S	32.76	0.640
Matière organique (kg.m⁻²)	INT	0-10	AI	-	0.001	EXT	0-10	L	-	0.625
		10-20	S	23.72	0.804		10-20	S	14.95	0.761
		20-40	S	26.54	0.480		20-40	S	12.91	0.681
		40-60	S	19.31	0.995		40-60	S	36.36	0.766
C/N	INT	0-10	AI	-	0	EXT	0-10	AI	-	0.310
		10-20	S	16.18	1		10-20	AI	-	0
		20-40	S	12.8	0.593		20-40	S	27.88	0.376
		40-60	S	12.799	0.846		40-60	S	12.8	0.790
Densité apparente (kg.m³)	INT	0-10	S	42.56	0.737	EXT	0-10	AI	-	0
		10-20	S	26.73	0.340		10-20	S	13.85	0.561
		20-40	S	22.64	0.777		20-40	AI	-	0
		40-60	S	54.13	0.575		40-60	E	3.01	1
Densité racinaire (kg.m⁻²)	INT	0-10	S	12.8	0.866	EXT	0-10	S	45.43	0.446
		10-20	S	24.2	1		10-20	S	26.04	0.859
		20-40	L	-	0.846		20-40	L	-	0.886
		40-60	AI	-	0.214		40-60	AI	-	0.952

A, Range; MSH, magnitude of spatial heterogeneity; AI, Aléatoire; S, Sphérique; L, Linéaire; E, Exponentiel; INT, Intensif; EXT, Extensif

dans les horizons 40 et 60. A l'inverse la densité racinaire diminue avec la profondeur. Cependant dans la couche superficielle la densité racinaire est plus importante de 0.31 ± 0.19 kg.m^{-2} en pâturage extensif par rapport en intensif 0.21 ± 0.15 kg.m^{-2} . Les couches plus profondes ne diffèrent pas entre les traitements est sont 10 fois plus faibles (0.027 ± 0.013 kg.m^{-2} et 0.023 ± 0.032 kg.m^{-2} au sein des parcelles extensive et intensive dans l'horizon des 20 cm).

4.1.3 *Patterns spatiaux*

Dans la couche de sol superficielle (0-10cm), l'intensité de pâturage n'a pas eu d'effet significatif sur la dépendance spatiale des propriétés du sol (pas de différences significatives pour les valeurs de MSH). De plus, nous n'avons pas mis en évidence un effet significatif de l'intensité du pâturage sur l'échelle spatiale (ou la taille) des patchs observés pour les propriétés du sol. De fait, la range A des semi-variogrammes construits à partir des données issues de la parcelle intensive (variant de 10.2 à 51.36 m) n'est pas significativement différente de celle observé pour les semi-variogrammes de la parcelle extensive (variant de 3.01 à 48.18 m).

Trois modèles ont été majoritairement ajustés aux semi-variogrammes décrivant la distribution spatiale des propriétés. Les modèles sphériques montrent que la variable est auto corrélées dans l'espace jusqu'à une distance A (range). Un modèle linéaire fait état de la présence d'une distribution sous forme d'un gradient pour la variable étudiée. Enfin, lorsqu'un modèle aléatoire s'ajuste à un semi-variogramme, on considère que la variable n'est pas auto-corrélée dans l'espace. Pour la plupart des cas, les variables sont auto-corrélées dans l'espace (Table 2). Cependant au sein des 10 et 20 premiers centimètres du sol (à l'exception de la densité racinaire et de la densité apparente) les données ne présentent pas d'autocorrélations, ou alors elles sont distribuées le long d'un gradient. Tandis qu'au-delà de 20 cm, les variables sont essentiellement auto-corrélées dans l'espace.

Cependant, les variables sont plus souvent distribuées le long d'un gradient au sein de la parcelle extensive dans les 10 premiers centimètres. Alors que sous une pression de pâturage intensive et au sein des 10 premiers centimètres du sol, les variables ne sont pas auto-corrélées dans l'espace. Ainsi dans les couches superficielles, on retrouve une dépendance spatiale dans la parcelle extensive mais pas pour la parcelle intensive. Cette différence est gommée au sein des couches profondes du sol.

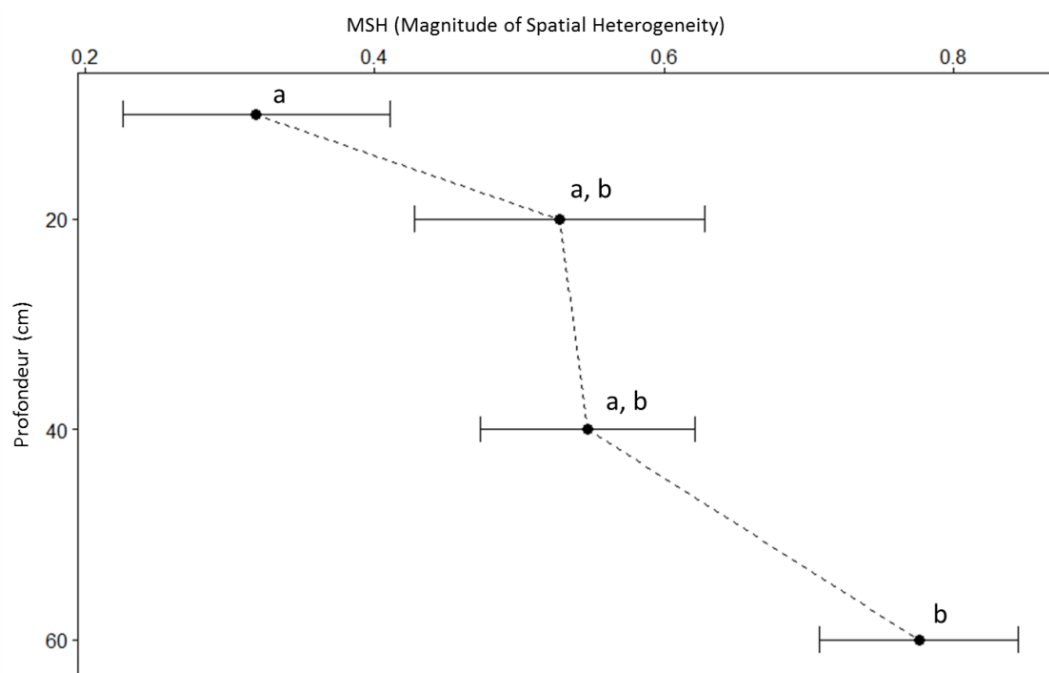


Figure 8 : Evolution du MSH à différentes profondeurs de sol dans une prairie, toutes variables confondues. Les barres d'erreurs représentent l'erreur standard. Les valeurs de MSH proviennent de la table 2.

Table 3 : Résumé statistique des données recueillies en 2016 sur les parcelles intensives et extensives. Le nombre de valeurs observées est de 207 par modalités excepté pour la compaction où n=20.

Variable	Intensif (M ± ET)	Extensif (M ± ET)	Test t	Test t apparié
Profondeur (cm)	29.29 ± 6.12	43.15 ± 11.2	<0.001	-
Compaction (kPa)				
0-10 cm	203.06 ± 48.78	167.72 ± 33.91	<0.001	-
10-20 cm	288.63 ± 4.55	240.22 ± 38.25	<0.001	-
Hauteur herbe (cm)				
Mars 2016	7.35 ± 2.87	8.27 ± 4.95	0.020	<0.001
Mai 2016	20.43 ± 4.37	16.6 ± 4.94	<0.001	
% Graminées	93.19 ± 22.54	85.8 ± 14.32	<0.001	-
% Légumineuse	3.23 ± 10.04	7.41 ± 19.3	0.006	-
% Dicotylédones	3.57 ± 10.31	6.97 ± 13.02	0.003	-
Humidité (% vol. sol)	42.51 ± 3.82	45 ± 3.05	<0.001	-

La comparaison de la range A entre les différentes strates du sol ne montre pas des différences significatives. Néanmoins le MSH présente des différences significatives toutes variables confondues (Figure 8). La valeur du MSH augmente avec la profondeur du sol ; les semi-variogrammes représentant une moyenne MSH de 0.32 ± 0.32 entre 0 et 10 cm. Tandis qu'entre 40 et 60 cm, le MSH moyen des semi-variogrammes est de 0.78 ± 0.24 cm.

4.2 Etude géostatistique de 2016

4.2.1 Propriétés du sol (profondeur et compaction)

Au sein des grilles du dispositif de 2016, les mesures de profondeur du sol montrent que ce dernier est nettement plus profond dans la parcelle extensive avec une moyenne de 43.15 ± 11.2 cm contre 29.29 ± 6.12 en intensif (Table 3). De plus les relevés de compaction du sol mettent en avant la présence d'une différence significative entre les deux traitements et les deux strates étudiées (Table 3). Le sol de la parcelle intensive est plus compact (0-10cm-, 203 ± 49) que dans la parcelle extensive (168 ± 34) à 10 et 20 cm de profondeur. L'humidité du sol montre des valeurs légèrement plus élevées ($p < 0.001$) pour la parcelle extensive (45 ± 3.05) que la parcelle intensive (42.51 ± 3.82) à la date de mesure en mai.

4.2.2 Paramètres biologiques

Les variables mesurées au sein des grilles placées sur le dispositif expérimental de Laqueuille sont toutes sensiblement affectées par la pression de pâturage (Table 3). Les relevés d'hauteur d'herbe réalisés avant la reprise de croissance de la végétation montrent des valeurs plus importantes sur la parcelle extensive. Tandis que plus tard au cours de la saison, lorsque la végétation a repris sa croissance, les valeurs d'hauteur d'herbe sont supérieures dans la parcelle intensive comparé à celle observées pour l'extensive. En ce qui concerne la composition fonctionnelle des prairies, on constate également des différences majeures entre les deux traitements. Une forte pression de pâturage semble augmenter la proportion de poaceae (93% en intensif et 86% en extensif) au détriment des autres groupes fonctionnels que sont les légumineuses (3% en intensif et 6% en extensif) et autres dicotylédones (Table 3).

4.2.3 Patterns spatiaux

Contrairement aux analyses de 2012-14, les semi-variogrammes obtenus à l'aide des mesures de 2016 témoignent de l'impact du pâturage sur la structure spatiale de l'écosystème (Figures 9 et 10). Les valeurs du Range (A) indiquent des patchs avoisinant une taille de 5

Table 4 : Résumé des paramètres des modèles s'ajustant aux semi-variogrammes pour différentes variables liées à la végétation et au sol mesurées en 2016.

Variables	INT			EXT		
	Modèle	A (m)	MSH	Modèle	A (m)	MSH
Hauteur herbe						
Mars 2016	S	0.99	0.751	S	6.77	0.498
Mai 2016	S	1.80	0.727	S	4.96	0.471
% Poaceae	S	5.17	0.302	S	0.71	0.544
% Fabaceae	L	-	0.594	S	0.98	0.513
% Dicotylédones	Al	-	0	S	1.54	0.429
Humidité du sol	S	0.97	0.332	Al	-	0

A, Range; MSH, magnitude of spatial heterogeneity; Al, Aléatoire; S, Sphérique; L, Linéaire; INT, Intensif; EXT, Extensif

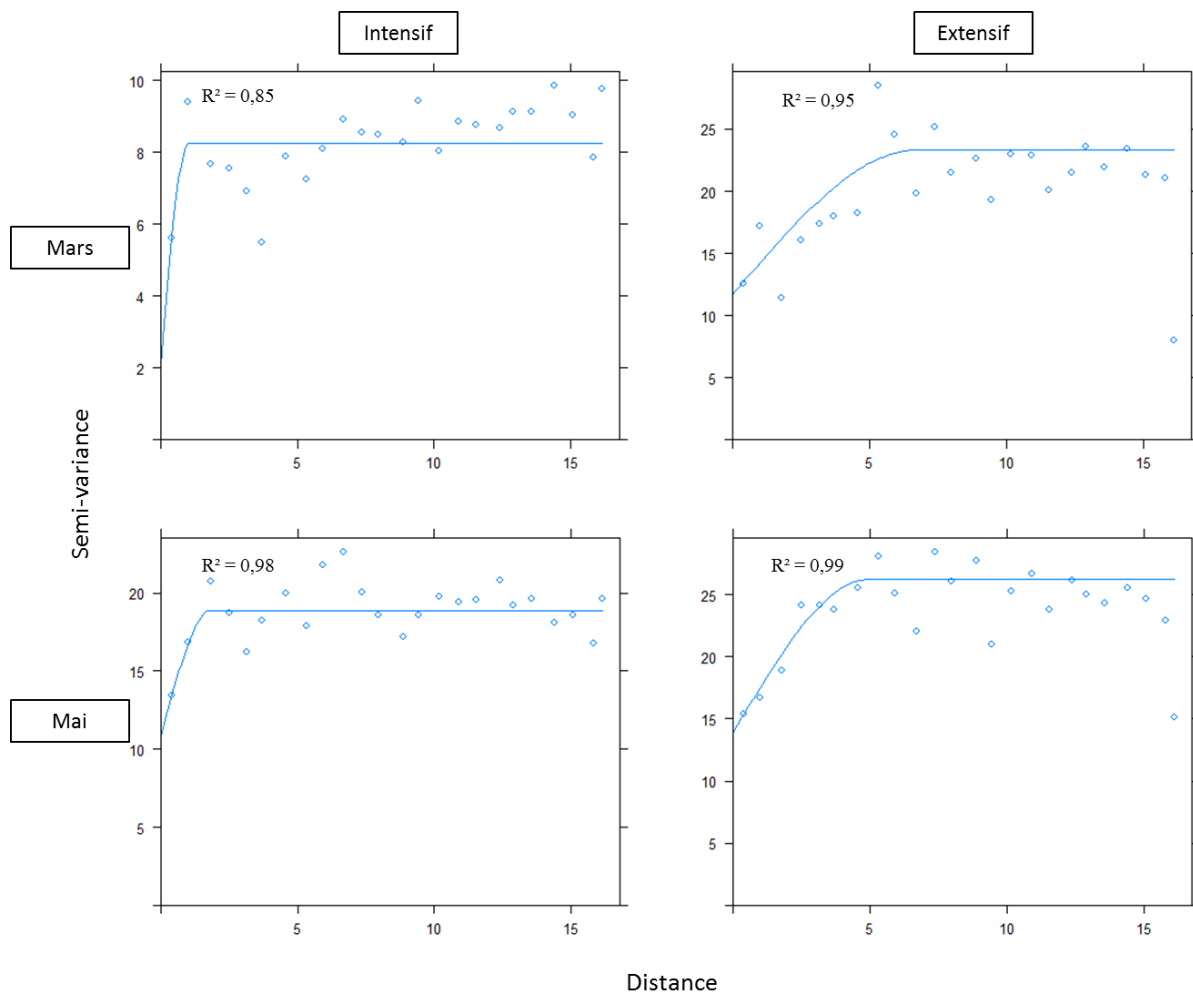


Figure 9 : Semi-variogrammes de la hauteur d'herbe pour chaque modalité. Se référer à la table 4 pour les paramètres des modèles.

mètre basées sur la hauteur de l'herbe dans la parcelle extensive (Figure 9). Lorsque la pression de pâturage s'intensifie, les patches basés sur les mesures d'hauteur d'herbe atteignent des tailles plus petites de 0.75 mètres. Ces caractéristiques restent sensiblement identiques au cours du temps. En effet, la taille des patches observés ne varie pas entre mars et mai 2016 (Table 4 et Figure 9). Le MSH illustrant le degré de dépendance spatiale varie également avec la pression de pâturage. En pâturage intensif le MSH est de 0.751 en mars 2016 et 0.727 en mai 2016 (Table 4). Tandis que ces valeurs sont réduites dans le cadre d'un pâturage extensif (respectivement 0.498 et 0.471 en mars et mai 2016).

En ce qui concerne la composition floristique, les semi-variogrammes issus des proportions des groupes fonctionnels présents dans la parcelle extensive sont sensiblement identiques entre chacun des groupes (Figure 10). Pour cette parcelle, la taille des patches varie de 0.71 m à 1.54 m et le MSH de 0.429 à 0.544 (Table 4). Cependant au sein de la parcelle intensive, la distribution des variables diffère fortement entre les groupes. La variable faisant état de la proportion des légumineuses est distribuée le long d'un gradient, et celle concernant la proportion des dicotylédones n'est pas auto-corrélée dans l'espace. Sous un traitement intensif, la proportion de dicotylédones ne présente donc pas de dépendance spatiale, contrairement au traitement extensif. Enfin, la proportion de graminée est auto corrélée dans l'espace jusqu'à une distance de 5.17 m avec un MSH de 0.302 sous une pression de pâturage intensive. Dans la parcelle extensive, cette distance A d'auto corrélation est plus petite, elle atteint 0.71 m avec un MSH de 0.544 (Table 4). Ces résultats sont cependant contraires à ceux obtenus pour la hauteur d'herbe.

L'humidité du sol est auto-corrélée dans l'espace seulement au sein du dispositif intensif avec une distance de 0.970 m pour un MSH de 0.332 (Table 4). Aucune autocorrélation n'est observable pour la parcelle extensive du fait que le modèle s'ajustant le mieux au semi-variogramme est un modèle aléatoire.

5 Discussion

5.1 Caractéristiques du sol

5.1.1 Relations entre intensité de pâturage et variables du sol

L'analyse de l'ensemble des données a mis en évidence l'impact de la pression de pâturage sur certaines propriétés physico-chimiques du sol. Tout d'abord, le chargement

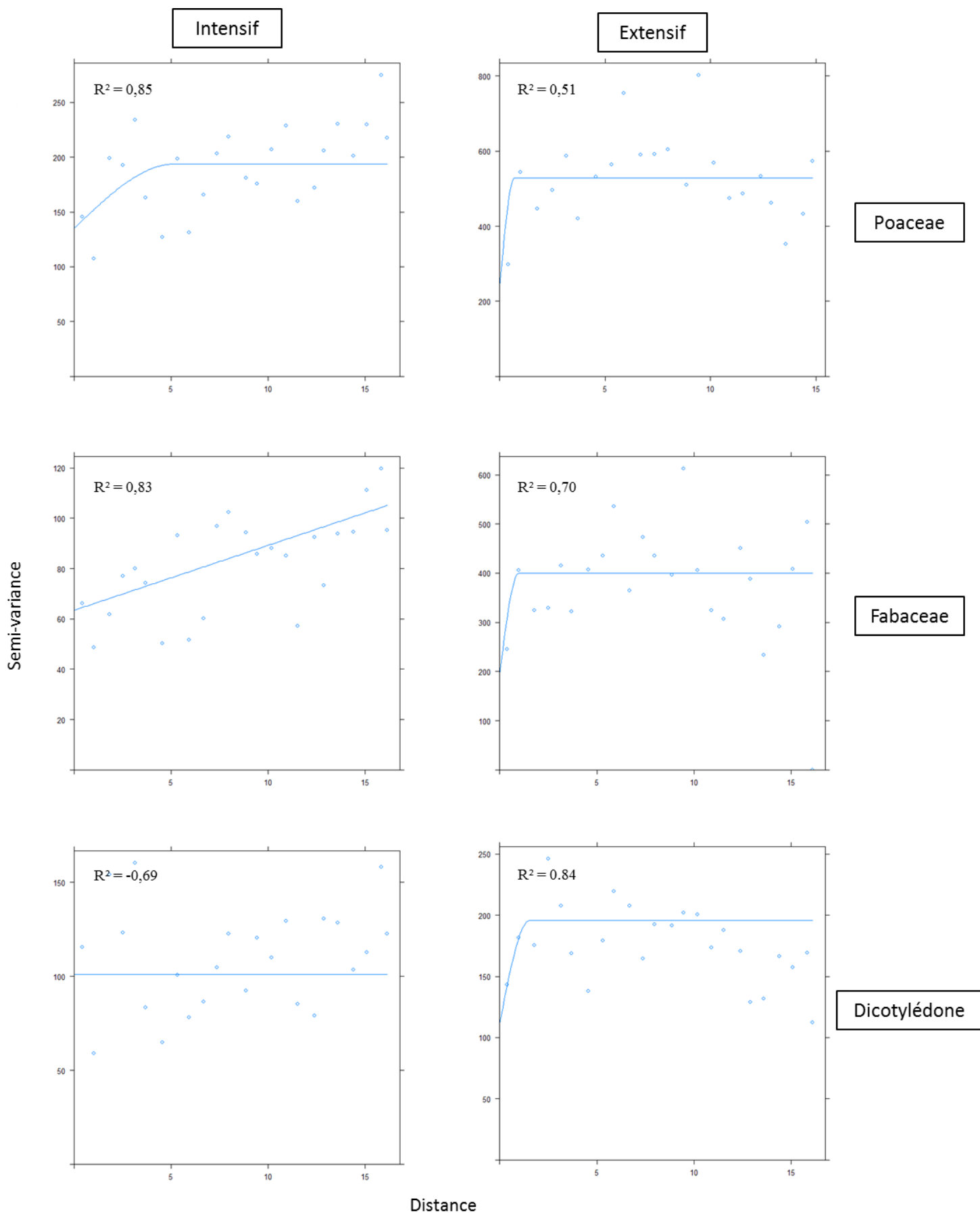


Figure 10 : Semi-variogrammes de la proportion des groupes fonctionnels pour chaque modalité. Se référer à la table 4 pour les paramètres des modèles.

animal influence la compaction du sol, montrant une augmentation de la compaction et une augmentation de la densité apparente avec une pression accrue du pâturage. La présence de grands herbivores sur une parcelle est source de perturbations pour le sol. En effet, les allés et venus des animaux provoquent une compaction du sol. Ce phénomène induit de nombreux changements dans les propriétés physiques du sol. Notamment une diminution du nombre de macroporosités et une augmentation de la densité apparente (Drewry et al., 2008). De plus, nous avons constaté une baisse de l'humidité du sol en pâturage intensif. Les différences observées pour l'humidité du sol peuvent également être liées avec la densité apparente et la compaction du sol. Une compaction accrue du sol limite la pénétration de l'eau, favorise l'érosion des sols ainsi que l'évaporation (Ludvikova et al., 2014). L'eau subsiste dans le sol via notamment les macroporosités. Or l'augmentation de la densité apparente et donc la réduction du nombre de macroporosité diminue drastiquement la quantité d'eau pouvant demeurer dans le sol. Ainsi les faibles taux d'humidités observés en parcelle intensive peuvent-être liés aux phénomènes découlant du piétinement par les herbivores. En plus de la compaction du sol, un autre acteur peut s'ajouter aux phénomènes décrits : la couche de litière. La présence d'une plus fine couche de litière sous une pression de pâturage intensif facilite l'évaporation, diminuant ainsi l'humidité du sol.

D'après les données recueillies en 2012/2014, les stocks de carbone et d'azote ne se sont pas avérés être sensibles à la pression de pâturage. Ceci est cohérent avec les résultats d'une autre étude long-terme sur le carbone du sol en prairie de moyenne montagne dans le Massif Central (Herfurth et al., 2015). D'autres études ont montré une réduction des stocks de carbone en prairie avec une augmentation du chargement animal et de la pression de pâturage (Derner & Schuman 2007, Han et al., 2008). A ce jour il est difficile de détecter des patrons de réponse clairs. Les expérimentations de Laqueuille ont été mises en place en 2002. Le stockage du carbone en prairie est estimé à 0,07 à 0,2 kg C/m².an (Soussana et al 2011), donc 0,7 à 2kg C/m² sur 10 ans. Le stock de carbone initial est de 24 kg C/m² (0-60cm), le stockage du carbone sur 10 ans correspond donc à 3 à 8% de la quantité initiale. Compte tenu des variabilités spatiales et temporelles, des faibles différences entre gestions (1 vs 0,5 UGB et 200 vs 0 kgN/ha) et de la durée des pratiques appliquées (10ans), un effet significatif du chargement animal n'est probablement pas visible à ce stade. Même si l'intensité du pâturage ne modifie pas significativement les stocks de carbone et d'azote, le rapport C/N du sol est plus faible sur la parcelle intensive. Ceci peut s'expliquer par le fait que la parcelle intensive est fertilisée, et reçoit régulièrement des apports en N.

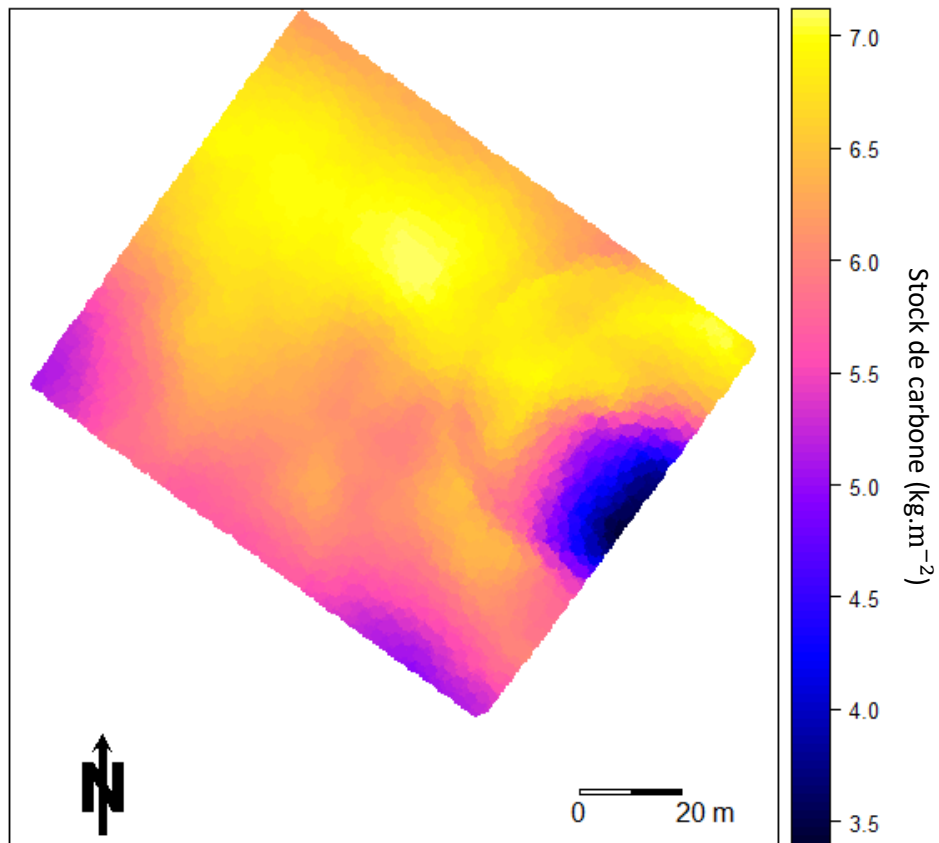


Figure 11 : Krigage représentant la distribution spatiale des stocks de carbone au sein de la grille de mesure de la parcelle intensive dans les 10 premiers centimètres.

Les données de 2012/14 montrent une réduction de la densité racinaire en pâturage intensif par rapport au traitement extensif. Ces résultats ont également été observés par Han et al. (2008) au sein d'environnements semi-arides, la densité racinaire est donc potentiellement tout autant impacté par le pâturage dans des environnements humides. La réponse des racines peut s'expliquer par le taux de défoliation plus élevé et l'apport en N sur la parcelle intensif qui favorise l'investissement dans les feuilles (et la remobilisation des réserves dans les racines) pour augmenter l'acquisition de la lumière. En effet, la défoliation diminue la capacité photosynthétique des plantes, et les espèces tolérantes au pâturage sont capables de compenser pour ces pertes de biomasse par une croissance rapide. Une forte densité apparente réduit également la capacité des racines à pénétrer dans le sol ainsi que leur croissance radiale ce qui expliquent en partie les résultats obtenus ici. De plus, la diminution du nombre de macroporosités limite la quantité d'oxygène disponible pour les racines. Cependant les variations observées pour la densité racinaire ne sont visibles que dans les 10 premiers centimètres du sol, tandis que le traitement possède un effet sur la densité apparente et la compaction du sol au-delà de 10 cm. Cette absence d'effet de la gestion sur la densité racinaire est en partie liée aux espèces végétales présentes sur les deux parcelles (cf Table 3) comprenant peu d'espèces à racine profonde.

5.1.2 Patterns spatiaux des variables du sol et intensité de pâturage

En ce qui concerne la distribution spatiale des différentes variables du sol, les semi-variogrammes issus des données de la parcelle extensive présentent certaines différences avec ceux obtenus à partir des données du traitement intensif. Dans un premier temps de nombreux modèles linéaires se sont ajustés aux semi-variogrammes en extensif. Ces modèles linéaires traduisent une distribution des données le long d'un gradient (Lin et al., 2008) (Figure 11). Ce type de distribution peut être lié au relief de la parcelle, mais peut également dans le cas d'un pâturage s'expliquer par un point d'attraction pour les animaux. De plus, en intensif et dans les 10 premiers centimètres du sol, plusieurs variables ont un semi-variogramme ajusté avec un modèle aléatoire. Un modèle aléatoire indique qu'il n'existe aucune autocorrélation dans l'espace pour la variable étudiée. L'absence de patchs suggère que la distribution des propriétés du sol est plus homogène en pâturage intensif qu'en extensif, ce qui est cohérent avec une utilisation plus complète de l'espace par le plus grand nombre d'animaux (Bloor et al., 2012). L'absence d'autocorrélation peut aussi s'expliquer par des patchs de courte durée et des patrons de distribution spatiale qui changent au cours du temps (Dumont et al 2011).

A l'échelle étudiée, le pâturage ne semble pas avoir d'effet sur l'hétérogénéité spatiale sur les stocks de carbone de l'écosystème. D'autres études ont cependant mis en avant des modifications de la range A et du MSH sur les stocks d'azotes, de carbones et le rapport C/N entre des parcelles pâturées et non-pâturées (Zhou et al., 2008 ; Augustine & Franck, 2001). D'après ces études, le MSH diminue fortement sur les parcelles pâturées et la range A pour les stocks d'azotes est réduite dans le cadre d'un pâturage vs non-pâturées. Pour ces variables, différentes pressions de pâturage ne laissent pas paraître des différences dans la structure spatiale de l'écosystème. Seule l'absence/présence d'herbivores induit des modifications de la distribution spatiale pour certaines variables. Ceci s'explique par le fait qu'un faible chargement a déjà eu des impacts sur la parcelle, cependant l'abandon montre un fonctionnement très différent de l'absence de pâturage, avec des courbes de croissance de biomasse (aérienne et souterraine) variables. Plusieurs années après la cessation du pâturage, un changement d'espèces est visible (Loiseau et al 2005, Louault et al 2005). Ces résultats issus des données de 2012 et 2014 sont néanmoins à discuter par rapport l'incertitude de mesure. Le design des grilles ne permettait pas d'avoir un nombre d'observations également réparti dans les différentes classes de distances utilisées pour construire les semi-variogrammes. Ainsi les classes de petites distances contenaient un trop faible nombre d'observations, ce qui pouvait fausser la construction des semi-variogrammes. De plus, les grilles ne permettent pas de réaliser une étude spatiale à petite échelle. L'absence de différences spatiales entre traitements intensif et extensif peut donc être causée par l'utilisation d'une grille ne permettant pas d'étudier la distribution spatiale des variables à plus fines échelles. Enfin, les semi-variogrammes compilent des données de 2012 et 2014. Il est donc possible que les mesures soient biaisées par des différences de conditions climatiques entre 2012 et 2014. Ou bien encore par la présence de différents expérimentateurs.

Indépendamment du pâturage, le MSH toute variable confondue est positivement corrélé avec la profondeur du sol, indiquant qu'en profondeur les variables sont nettement plus structurées spatialement que dans les couches superficielles. Cela peut s'expliquer par la proximité de la roche mère et les faibles échanges avec l'extérieur des strates profondes comparées aux couches superficielles.

5.2 Caractéristiques de la végétation

5.2.1 Intensité du pâturage et biomasse aérienne

Les données recueillies en 2016 sur la hauteur d'herbe montrent que cette variable est dépendante de l'intensité de pâturage mais également de la date de mesure. A la sortie de l'hiver, avant la reprise de la végétation, la hauteur d'herbe est plus importante en extensif et est négativement corrélée avec la pression de pâturage. Tandis que plus tard dans la saison, la hauteur d'herbe devient positivement corrélée avec l'intensité de pâturage. La défoliation réduit fortement la taille du couvert végétal (Bloor & Pottier, 2014) et une intensification du pâturage diminue donc la hauteur d'herbe en moyenne sur la parcelle. En mai, la végétation est en pleine reprise de croissance et la présence d'herbivores sur la parcelle est susceptible de dynamiser la croissance de la végétation via le dépôt d'excrément, stimulant la minéralisation et permettant aux plantes d'accéder à une plus grande quantité de nutriments (Bardgett & Wardle, 2003). Il est important de noter que des enclos ont été mise en place autour des grilles afin de faciliter les mesures pendant la campagne de mesure de mai. La végétation a donc put évoluer pendant 2 semaines sans la défoliation des ruminants, ce qui favorise la pousse d'herbe sur la parcelle fertilisée et en pâturage intensif.

La composition fonctionnelle des deux parcelles est également impactée par l'intensité de pâturage. La proportion de graminées est plus importante sous une pression de pâturage intensive. Cette augmentation de la part de graminée dans la végétation en intensif se fait au détriment de la proportion de légumineuses et de dicotylédones. Or a diminution du couvert végétal par les herbivores et donc la réduction de l'ombrage dû aux graminées permet aux légumineuses et autres dicotylédones de se développer. Ce résultat est assez surprenant car un pâturage intensif (et le couvert ras associé) montre souvent une augmentation de l'abondance relative des légumineuses. Néanmoins la fertilisation ainsi que les dépôts d'urine et de fèces apportent une grande quantité d'azote au sol, diminuant ainsi la compétitivité des légumineuses.

5.2.2 Pattern spatiaux de la végétation et intensification du pâturage

En mars, la distribution spatiale de la hauteur d'herbe est dépendante de l'intensité de pâturage. Sur la parcelle intensive, la hauteur d'herbe est auto-corrélée dans l'espace jusqu'à une valeur de range A de 0.99 m contre 6.77 m sur la parcelle extensive. Plus tard dans la saison, en mai, cette variable est également dépendante du chargement animal. Au sein de la

parcelle intensive la hauteur d'herbe forme des patchs de 1.80 m et sur la parcelle extensive, la taille des patchs atteint une valeur de 4.96 m. Une augmentation de la pression de pâturage a donc engendré une réduction de la taille des patchs de végétation. Ces résultats sont en accord avec les travaux de Lin et al., 2008 qui ont également observés une corrélation négative entre intensité de pâturage et autocorrélation dans l'espace. Ce phénomène est potentiellement causé par la création de zones de refus à faible chargement animal. En effet, la plus grande disponibilité en herbe pour les herbivores de la parcelle extensive permet aux animaux de sélectionner leur nourriture et donc d'ignorer certaines zones moins appétentes.

La distribution spatiale des proportions de graminée est influencée par l'intensité du pâturage. Sous un fort chargement, la taille des patchs de végétation est augmentée (5.17 m en intensif ; 0.71 m en extensif). Concernant la proportion de légumineuses, la variable présente une auto corrélation dans l'espace pour les deux traitements. Cependant au sein de la parcelle intensive, cette variable est distribuée le long d'un gradient (modèle linéaire). Tandis qu'elle est distribuée sous forme de patchs de 0.98 m en extensif. Enfin, la proportion de dicotylédones ne présente pas de dépendance spatiale en intensif (modèle aléatoire). Alors qu'elle est répartie sous forme de patchs de 1.54 m sous une pression de pâturage extensif.

Au sein de la parcelle intensive, les patchs de graminée sont plus réduits que les patchs de hauteur d'herbes. Ce phénomène ne présente pas de précédent dans la littérature et est difficilement explicable. Néanmoins on peut émettre l'idée que la formation de ces patchs découle de deux mécanismes différents. En effet, la création de patchs au sein d'une prairie peut-être causé par de multiples raisons comme les dépôts de déjections, la défoliation ou encore le piétinement. Ainsi si ces mécanismes n'impactent pas l'hétérogénéité spatiale à la même échelle, on peut potentiellement observer la création de patchs pour une variable au sein de patchs d'une autre variable. La présence de tels patterns spatiaux pour chacun des groupes fonctionnels peut avoir des conséquences sur la dynamique des communautés végétales aboutissant à la modification de la composition floristique de ces dernières.

Toutefois, la biodiversité et certaines fonctions de l'écosystème étant liées à la structure spatiale de ces derniers (Bloor & Pottier, 2014 ; Garcia-Palacios et al., 2012), une forte pression de pâturage peut donc altérer les fonctions de l'écosystème ainsi que réduire la biodiversité. Néanmoins, la faible proportion de légumineuse et autres dicotylédones peut être source de biais dans la construction des semi-variogrammes.

5.2.3 *Interactions plantes-sol*

Les informations spatiales obtenues d'une part grâce aux échantillonnages de sol en 2012-2014 et d'autre part grâce aux mesures de végétation en 2016 sont difficilement corrélables. Les échelles étudiées sont bien trop différentes et le design d'expérimentation présente certains biais. Il est donc peu évident de déterminer si les caractéristiques du sol permettent d'expliquer la structuration spatiale de la végétation. En effet, la formation de patches de végétation au sein d'une prairie peut être reliée aux dépôts de déjections faisant varier localement les stocks d'azote et de carbone. Ou bien encore aux variations dans la physiques du sol imposées par le piétinement des animaux (Drewry et al., 2008).

6 Conclusions et perspectives

Peu d'information sont disponibles dans la littérature au sujet de l'hétérogénéité spatiale en prairie tempérée. Les résultats obtenus dans ce présent rapport nous ont permis d'une part de confirmer l'impact direct d'un pâturage intensif sur les propriétés physico-chimiques du sol ainsi que sur la végétation aérienne. Mais il a particulièrement permis de décrire les effets du pâturage intensif sur l'hétérogénéité spatiale des plusieurs variables et de mettre en avant les points positifs et négatifs de la méthode utilisée pour analyser la distribution spatiale. Afin de pouvoir mener de nouveau une étude de l'hétérogénéité spatiale en fonction de l'intensité de pâturage dans le cadre d'un projet européen.

Nos résultats ont montrés que la distribution dans l'espace de certaines variables comme la hauteur d'herbe, la proportion de groupes fonctionnel ou encore les stocks de carbone pouvait être dépendant de l'intensité de pâturage. Cela se traduisait généralement par une perte de la dépendance spatiale ou une réduction de la taille des patches (à l'exception de la proportion de graminée) au sein de la parcelle intensive. Ces informations vont dans le sens des quelques études menées à ce sujet concluant que l'intensification du pâturage pouvait favoriser une homogénéisation de la distribution de l'espace pour certaines variables.

Malheureusement notre étude ne portait que sur une fenêtre de temps très court (2 à 3 mois) alors que de nombreuses modifications interviennent au sein de l'écosystème au cours d'une saison de pâturage. De plus la création d'un enclos autour des points de mesures pendant 2 semaines a empêché les herbivores de venir se nourrir sur ces zones. Ainsi, la végétation a pu se développer en gommant une partie des effets du pâturage liée à la

défoliation. Enfin les grilles qui ont permis de récoltées des données sur les propriétés physico-chimiques du sol ne se superposent pas avec la grille utilisée en 2016 ce qui empêche la comparaison entre sol et végétation.

Les expérimentations à venir peuvent recréer le design des grilles de 2016, fiables pour les analyses géostatistiques, en y ajoutant des mesures sur le sol. De plus, les prochaines mesures devront être réalisées sans la présence d'un enclos afin de permettre aux herbivores de pâturer librement au sein des grilles d'expérimentation. Enfin, un suivi tout au long de la saison de l'évolution de certaines variables étudiée permettra d'analyser les distributions spatiales de différentes variables susceptibles d'être dépendantes de la date d'étude.

7 Bibliographie

AGRESTE Les Dossiers N° 8 - JUILLET 2010.

AGRESTE, 2011. 1-2, www.agreste.agriculture.gouv.fr/.

Augustine DJ, Frank DA (2001) Effects of Migratory Grazers on Spatial Heterogeneity of Soil Nitrogen Properties in a Grassland Ecosystem. *Ecology* 82:3149–3162.

Bardgett RD, Jones AC, Jones DL, Kemmitt SJ, Cook R, Hobbs PJ (2001) Soil microbial community patterns related to the history and intensity of grazing in sub-montane ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry* 33:1653–1664.

Bardgett RD, Wardle DA (2003) Herbivore-Mediated Linkages Between Aboveground and Belowground Communities. *Ecology* 84:2258–2268.

Bloor J, Jay-Robert P, Le Morvan A, Fleurance G (2012) Déjections des herbivores domestiques au pâturage : caractéristiques et rôle dans le fonctionnement des prairies. *INRA Productions Animales* 25:45–56.

Bloor J, Pottier J (2014) Grazing and Spatial Heterogeneity: Implications for Grassland Structure and Function. In: *Grasslands Biodiversity and Conservation in a Changing World* (135–162), Nova Science Publishers Environmental. Hauppauge.

Butler SJ, Boccaccio L, Gregory RD, Vorisek P, Norris K (2010) Quantifying the impact of land-use change to European farmland bird populations. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 137:348–357.

Cardinale BJ, Duffy JE, Gonzalez A, Hooper DU, Perrings C, Venail P, Narwani A, Mace GM, Tilman D, Wardle DA, Kinzig AP, Daily GC, Loreau M, Grace JB, Larigauderie A, Srivastava DS, Naeem S (2012) Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486:59–67.

Coumou D, Rahmstorf S (2012) A decade of weather extremes. *Nature Climate Change*. <http://www.nature.com/doi/10.1038/nclimate1452> (4 June 2016, date last accessed).

Derner JD, Schuman GE (2007) Carbon sequestration and rangelands: A synthesis of land management and precipitation effects. *Journal of Soil and Water Conservation* 62:77–85.

Díaz S, Lavorel S, McINTYRE S, Falczuk V, Casanoves F, Milchunas DG, Skarpe C, Rusch G, Sternberg M, Noy-Meir I, Landsberg J, Zhang W, Clark H, Campbell BD (2007) Plant trait responses to grazing ? a global synthesis. *Global Change Biology* 13:313–341.

Drewry JJ, Cameron KC, Buchan GD (2008) Pasture yield and soil physical property responses to soil compaction from treading and grazing : a review. *Australian Journal of Soil Research* 46:237.

Dumont B, Meuret M, Boissy A, Petit M (2001) Le pâturage vu par l’animal : mécanismes comportementaux et application en élevage. *Fourrages* 166 :213–238.

Dumont B, Carrère P, Ginane C, Farruggia A, Lanore L, Tardif A, Decuq F, Darsonville O, Louault F (2011) Plant–herbivore interactions affect the initial direction of community changes in an ecosystem manipulation experiment. *Basic and Applied Ecology* 12:187–194.

Dumont B, Rossignol N, Loucougaray G, Carrère P, Chadoeuf J, Fleurance G, Bonis A, Farruggia A, Gaucherand S, Ginane C, Louault F, Marion B, Mesléard F, Yaverkovski N (2012) When does grazing generate stable vegetation patterns in temperate pastures? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 153:50–56.

FAO stat, <http://faostat.fao.org>.

Fortin M-J, Dale MRT (2005) *Spatial Analysis: A Guide for Ecologists*. Cambridge University Press.

Fransen B, de Kroon H, Berendse F (2001) Soil Nutrient Heterogeneity Alters Competition between Two Perennial Grass Species. *Ecology* 82:2534–2546.

- García-Palacios P, Maestre FT, Bardgett RD, de Kroon H (2012) Plant responses to soil heterogeneity and global environmental change Jones R (ed). *Journal of Ecology* 100:1303–1314.
- Gillet F, Kohler F, Vandenberghe C, Buttler A (2010) Effect of dung deposition on small-scale patch structure and seasonal vegetation dynamics in mountain pastures. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 135:34–41.
- Grime JP (1973) Competitive Exclusion in Herbaceous Vegetation. *Nature* 242:344–347.
- Han G, Hao X, Zhao M, Wang M, Ellert BH, Willms W, Wang M (2008) Effect of grazing intensity on carbon and nitrogen in soil and vegetation in a meadow steppe in Inner Mongolia. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 125:21–32.
- Herfurth D, Vassal N, Louault F, Alvarez G, Pottier J, Picon-Cochard C, Bossio I, Carrère P (2015) How does soil particulate organic carbon respond to grazing intensity in permanent grasslands? *Plant Soil* 394:239–255.
- Huygues C, De Vliegher A, Van Gils B, Peeters A (2014) Grasslands and herbivore production in Europe and effects of common policies. Quae. Versailles.
- Johnson IR, Parsons AJ (1985) Use of a model to analyse the effects of continuous grazing managements on seasonal patterns of grass production. *Grass and Forage Science* 40:449–458.
- Klumpp K, Tallec T, Guix N, Soussana J-F (2011) Long-term impacts of agricultural practices and climatic variability on carbon storage in a permanent pasture. *Global Change Biology* 17:3534–3545.
- Lane DR, BassiriRad H (2005) Diminishing Spatial Heterogeneity in Soil Organic Matter across a Prairie Restoration Chronosequence. *Restoration Ecology* 13:403–412.
- Lemaire G Les prairies, ressources pour l'élevage et pour l'environnement, un compromis indispensable pour l'agriculture.
- Lin Y, Hong M, Han G, Zhao M, Bai Y, Chang SX (2010) Grazing intensity affected spatial patterns of vegetation and soil fertility in a desert steppe. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 138:282–292.

- Loiseau P, Louault F, Le Roux X, Bardy M (2005) Does extensification of rich grasslands alter the C and N cycles, directly or via species composition? *Basic and Applied Ecology* 6:275–287.
- Louault F, Pillar V d., Aufrère J, Garnier E, Soussana J-F (2005) Plant traits and functional types in response to reduced disturbance in a semi-natural grassland. *Journal of Vegetation Science* 16:151–160.
- Ludvíková V, Pavlů VV, Gaisler J, Hejman M, Pavlů L (2014) Long term defoliation by cattle grazing with and without trampling differently affects soil penetration resistance and plant species composition in *Agrostis capillaris* grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 197:204–211.
- Michaud A, Carrière P, Farruggia A, Jeangros B, Orth D, Pauthenet Y, Pantureux S (2012) Des typologies pour évaluer les services agro-environnementaux des prairies permanentes. In: pp 144–157.
- Milchunas DG, Sala OE, Lauenroth W (1988) A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *The American naturalist* 132:87–109.
- Adler P, Raff D, Lauenroth W (2001) The effect of grazing on the spatial heterogeneity of vegetation. *Oecologia* 128:465–479.
- Patra AK, Abbadie L, Clays-Josserand A, Degrange V, Grayston SJ, Loiseau P, Louault F, Mahmood S, Nazaret S, Philippot L, Poly F, Prosser JI, Richaume A, Le Roux X (2005) Effects of Grazing on Microbial Functional Groups Involved in Soil N Dynamics. *Ecological Monographs* 75:65–80.
- Peyraud JL, Cellier P, Donnars C, Vertès F, Aarts F, Béline F, Bockstaller C, Bourblanc M, Delaby L, Dournand J (2014) Réduire les pertes d’azote dans l’élevage : expertise scientifique collective, Quae. Versailles.
- Ren H, Han G, Ohm M, Schönbach P, Gierus M, Taube F (2015) Do sheep grazing patterns affect ecosystem functioning in steppe grassland ecosystems in Inner Mongolia? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 213:1–10.

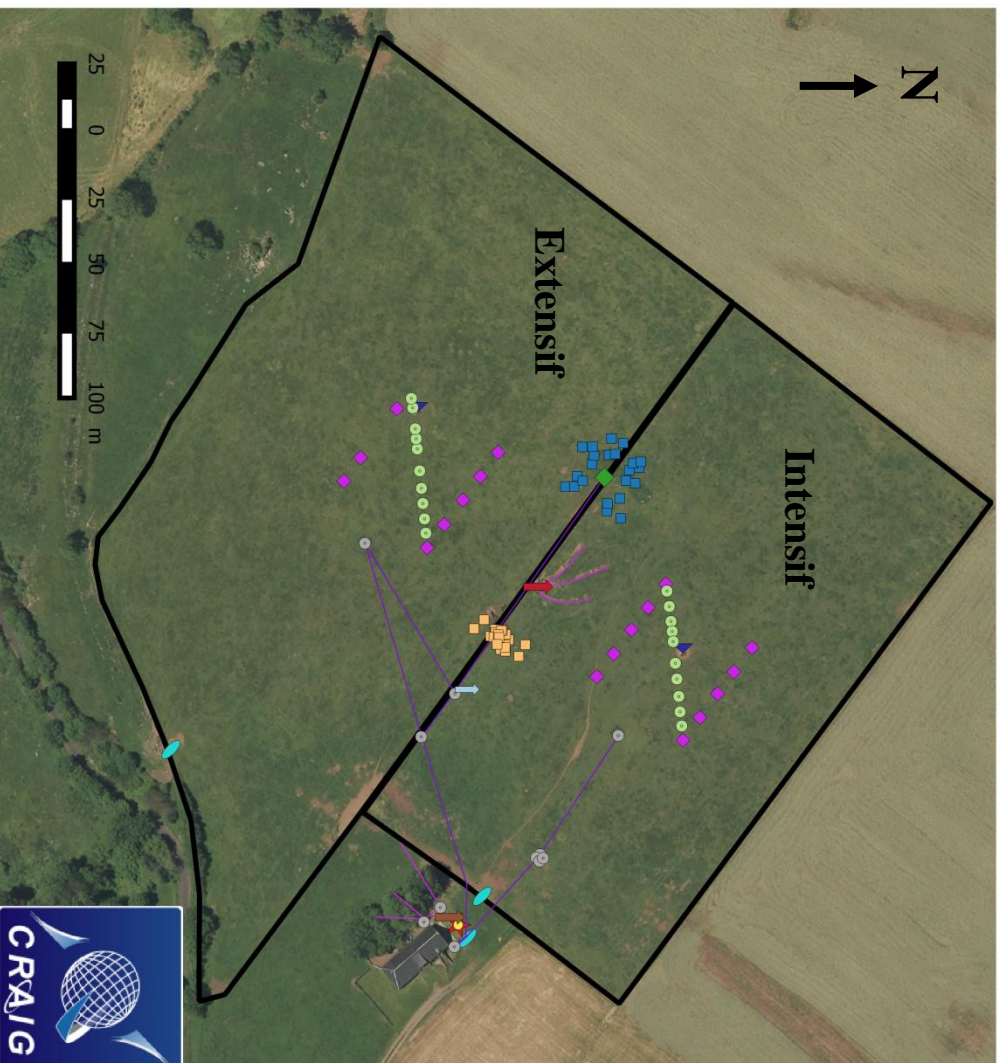
Soussana J-F, Lemaire G (2014) Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 190:9–17.

Soussana JF, Tallec T, Blanfort V (2010) Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal* 4:334.

Wardle DA, Bardgett RD, Klironomos JN, Setälä H, Putten WH van der, Wall DH (2004) Ecological Linkages Between Aboveground and Belowground Biota. *Science* 304:1629–1633.

Zhou Z, Sun OJ, Luo Z, Jin H, Chen Q, Han X (2008) Variation in small-scale spatial heterogeneity of soil properties and vegetation with different land use in semiarid grassland ecosystem. *Plant and Soil* 310:103–112.

Annexe 1 :



Légende	
Mesures biologiques	
	Ingrrowth cores
	Solution soil
	Flore
Instrumentation	
	Profil CO2
	Cabane N2O
	Embase N2O
	Instrument météo
Electricité	
	Parafoudre bâtiment
	Parafoudre parcelle
	Alimentation électrique
	Lignes parafoudres
	Lignes électrique
Divers	
	Base géolocalisation
	Bac d'eau
ICOS	
	Parcelles Laqueuille

Représentation d'une fraction des instrumentations présentes et des mesures effectuées sur le Site SEORE de Laqueuille à l'aide du logiciel de SIG QGIS (version 2.14-Essen).

