



HAL
open science

Effets du chaulage sur le fonctionnement de l'écosystème prairial en moyenne montagne

Iris Lochon

► **To cite this version:**

Iris Lochon. Effets du chaulage sur le fonctionnement de l'écosystème prairial en moyenne montagne. Sciences agricoles. Université Clermont Auvergne [2017-2020], 2018. Français. NNT : 2018CLFAC053 . tel-02087951

HAL Id: tel-02087951

<https://theses.hal.science/tel-02087951>

Submitted on 2 Apr 2019

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.

THÈSE

Pour l'obtention du grade de
DOCTEUR D'UNIVERSITÉ
Spécialité : Gestion de l'environnement – Ecologie

Présentée par
Iris Lochon

**Effets du chaulage sur le fonctionnement de
l'écosystème prairial en moyenne montagne**

Soutenue le 19 décembre 2018, devant le jury composé de :

Patricia ROECKEL-DREVET Professeure à l'Université Clermont-Auvergne, Clermont-Ferrand	Présidente du jury
Éric CESCHIA Directeur de recherche à l'INRA-CESBIO, Toulouse	Rapporteur
Jean-Christophe CLEMENT Professeur à l'Université Savoie Mt-Blanc, Chambéry	Rapporteur
Françoise VERTES Ingénieure de recherche à l'INRA-UMR SAS, Quimper	Examinatrice
Juliette Bloor Chargée de recherche à l'INRA-UREP, Clermont-Ferrand	Co-encadrante
Pascal CARRERE Ingénieur de recherche à l'INRA-UREP, Clermont-Ferrand	Directeur de thèse
Jean-Claude YVIN Directeur R&D, CMI-Groupe Roullier, St Malo	Co-encadrant, invité

Co-encadrement : Diane HOUDUSSE-LEMENAGER (CMI-Roullier)

Résumé

La mise en place d'une agriculture plus durable nécessite une compréhension de l'impact des pratiques de gestion sur le fonctionnement des agroécosystèmes et sur la fourniture de services écosystémiques. En représentant près de 68% des terres agricoles mondiales et contribuant à la subsistance de plus de 800 millions de personnes, les prairies sont l'un des agroécosystèmes où l'optimisation des pratiques agricoles apparaît comme cruciale. Ce travail de thèse porte sur le chaulage, une pratique agricole connue pour lutter contre les effets de l'acidification des sols – qu'elle soit naturelle ou induite par la gestion – mais dont l'efficacité est variable en prairie permanente. De fait, la littérature documentant l'impact du chaulage en prairie permanente est limitée et ne prend en compte que rarement la multifonctionnalité de ces agroécosystèmes. Par une approche intégrant différents types d'expérimentations, mon travail de thèse a cherché à répondre à ce besoin et à renforcer les connaissances du chaulage sur le fonctionnement de l'écosystème prairial. Le développement d'expérimentations au champ (*in situ*), en conditions semi-contrôlées (mésocosmes) et d'incubations de sol au laboratoire (microcosmes) a permis d'explorer les effets du chaulage sur les différents compartiments de l'écosystème prairial (végétation, microorganismes, sol) ainsi que l'influence de facteurs modulant ces effets. Dans l'ensemble des expérimentations, le chaulage a effectivement augmenté le pH des sols. Toutefois, cette amélioration du statut acido-basique du sol ne s'est pas toujours traduite par une augmentation de la productivité du fourrage ou des biomasses microbiennes et racinaires. Mes travaux ont montré que le chaulage contribue aux émissions de gaz à effet de serre par différentes voies (réémission du carbone apporté sous forme de chaulage et stimulation de la minéralisation) et peut potentiellement réduire les émissions de CO₂ à l'échelle de la respiration de l'écosystème. Collectivement mes résultats soulignent l'importance du contexte pédoclimatique sur l'impact du chaulage en prairie permanente et la difficulté d'extrapoler les effets du chaulage, en particulier sur la production de fourrage et les émissions de gaz à effet de serre, d'une échelle d'étude fine à l'échelle de la parcelle en prairie permanente. L'efficacité du chaulage semble dépendre du type d'amendement et de son dosage et peut également interagir avec d'autres pratiques de gestion telles que la fertilisation azotée et le niveau d'intensité de gestion.

Mots clés : amendements minéraux calciques, biomasse microbienne, cycles biogéochimiques, fourrage, gaz à effet de serre, gestion des agroécosystèmes, multifonctionnalité, pH du sol, prairies permanentes

Abstract

The development of sustainable agriculture requires greater understanding of the impact of management practices on agroecosystem functioning, and on the ecosystem services provided by these agroecosystems. Representing nearly 68% of world's agricultural surfaces and contributing to the livelihoods of more than 800 million people, grasslands are one of the major agroecosystems where optimized agricultural practices are of concern. This PhD focuses on liming, a well-known practice for counteracting soil acidification (due to ongoing natural processes or accelerated by management practices), but which has variable efficiency in permanent grasslands. Indeed, liming effects on grassland are poorly documented and existing studies rarely take into account grassland multifunctionality. My thesis uses an integrated approach to improve the knowledge of liming impacts on grassland functioning. Different types of experiments – in the field (*in situ*), in semi-controlled conditions (mesocosms) and laboratory soil incubations (microcosms) – were used to study liming effects on different grassland compartments (vegetation, microorganisms, soil) along with possible interacting factors. Liming effectively increased soil pH in all the experiments. However, improving pH status did not always lead to greater forage production or increases in microbial and root biomass. My results showed that liming can enhance greenhouse gas emissions through several pathways (reemission of lime-derived carbon or stimulation of carbon mineralization), but may also reduce CO₂ emissions from ecosystem respiration. Collectively, my findings emphasize the importance of pedoclimatic conditions for liming impacts on permanent grasslands and highlight the difficulty of upscaling liming effects, particularly on forage production and greenhouse gas emissions. The efficiency of liming appears to depend on the type and dose of soil improvers and can also interact with other management practices such as nitrogen fertilization and management intensification.

Keywords: agroecosystem management, biogeochemical cycles, forage production, greenhouse gas emissions, liming materials, microbial biomass, multifunctionality, permanent grasslands, soil pH

Remerciements

Nécessairement soutenu par une seule personne devant un jury, un travail de thèse reste le fruit de collaborations. Celui-ci n'aurait pu aboutir sans le concours et le soutien de nombreuses personnes, que je souhaite remercier dans ces pages.

Tout d'abord, je tiens à remercier Jean-Christophe Clément et Eric Ceschia d'avoir accepté de prendre de leur temps pour rapporter mon travail. Je suis aussi reconnaissante envers Jean-Christophe pour avoir animé mon jury de soutenance. Je remercie également Françoise Vertes et Patricia Roeckel-Drevet d'avoir participé à mon jury.

Cette thèse a été financée grâce à une bourse CIFRE de l'ANRT et la collaboration entre l'entreprise CMI – Groupe Roullier et le laboratoire INRA de l'unité mixte de recherche sur l'écosystème prairial (UREP). Je remercie Jean- Claude Yvin et Diane Houdusse-Lemenager, mes encadrants chez CMI, pour les échanges que nous avons pu avoir à Clermont ou à St Malo.

Durant ces trois années j'ai été accueillie à l'UREP à Clermont-Ferrand et encadrée par Pascal Carrère et Juliette Bloor. Malgré des débuts laborieux, j'espère vous avoir prouvé qu'on pouvait avoir confiance en moi pour une course d'endurance telle qu'un travail de thèse. Merci pour votre soutien et vos conseils avisés et constructifs, notamment durant la période intense de rédaction. Merci pour votre réactivité lorsqu'il a fallu relire ces travaux et pour m'avoir poussé à mieux les valoriser.

Je tiens à remercier Frida Keuper, Jean-Christophe Lata et Vincent Maire d'avoir accepté de participer à mes deux comités de thèse et de m'avoir fait partager conseils et expériences.

La réalisation d'un essai au champ et des différentes expérimentations a été possible grâce à l'appui technique de l'Herbipôle et de l'UREP que je tiens à remercier. Pour l'aide sur le terrain ou sur la plateforme, merci à Robert Falcimagne, Alexandre Salcedo et Pauline Hernandez. Pour le partage de certains trajets en direction de Laqueuille, merci à David Colosse, Katja Klump ou encore Julien Pottier.

Pour le prélèvement de sols utilisés dans certaines expérimentations, merci au réseau SOERE-ACBB et AEOLE. Merci à Olivier Darsonville, Jean-Noël Galliot, Vincent Guillot, Frédérique Louault, Pierre Poussard, Alexandre Salcedo et Eric Viillard.

Pour le travail au laboratoire, un merci tout spécial à Sandrine Revaillet - alias Dragon ou Shiva suivant les jours - tout simplement indispensable au bon fonctionnement du laboratoire. Merci également à Laurence Andanson pour les multiples analyses de sol et de végétaux. Je tiens aussi à remercier sincèrement Sébastien Fontaine pour son expertise scientifique et ses compétences techniques en expérimentations contrôlées. Merci de m'avoir permis de réaliser des choix pertinents pour mes incubations de sol et de m'avoir formé sur l'utilisation des machines ou encore pour les dépannages occasionnels du Picarro.

Pour les démarches administratives en tout genre, merci à Laurence Bénédict et Annick Oudin-Bellocchi de les rendre plus facile à dompter !

Merci à Thomas Pommier du LEM (Lyon) pour la réalisation d'analyses sur les communautés microbiennes. Merci à Christian Hossann de la plateforme SYLVATECH (Nancy) pour la réalisation des analyses de signature isotopiques. Merci à Bastien Billiot pour la réalisation d'une expérience à St Malo sur la technologie des optodes. Merci à Jean- Claude Yvin et au Pr Walter Wenzel de m'avoir permis de réaliser un court séjour en Autriche à propos de cette même technologie des optodes. Mon séjour viennois fut très instructif et je souhaite remercier Eva Oburger et Christina Roschitz pour leur accueil chaleureux !

Pour l'ambiance quotidienne, je remercie l'ensemble de l'unité et notamment Catherine, Gaël, Gianni, Isabelle, Jean-Marie, Nathalie, Patrick, Raphaël, qui n'ont pas encore été cités dans ces pages. Je n'oublie surtout pas la « team précaire » – passée ou actuelle – pour les moments partagés à l'INRA mais surtout en dehors : merci à Pauline, Camille, Benoit, Garance, Geoffrey, Jean-Noël, Pierrot, Paul, Elisa, Nedjla, Ludovic, Andréa, Laurine, Rémi, Brice, Lucie, Hélène, Vida, Sylvain, Célia, Julien et ceux de passage dont je n'ai pu retenir le nom. Mention spéciale à Camille, co-bureau de ces trois années, co-élèveuse d'animaux en tout genre, co-petit petons de 37 ; co-galérienne, surtout, de cette aventure qui sera tout bientôt derrière toi également ! Un grand merci également à Pauline pour la relecture attentive de l'ensemble de ce manuscrit.

Plus personnellement, je voudrais remercier chaleureusement les personnes qui m'ont inspirée et soutenue durant ces dernières (plus ou moins nombreuses) années :

Ces personnalités inspirantes qui me font penser que je suis privilégiée de les côtoyer, merci Véronique Luddeni, Pierre-Henri Gouyon et Sandra Lavorel ;

Ceux que j'ai pu suivre dans leur parcours de doctorants (ou post-doc) à Grenoble et qui m'ont nourri de leur expérience, merci Caroline, Coline, Emilie, Laure, Lionel, Marine et Rémy ;

Mon « roc » haut-savoyard, toujours au rendez-vous quand je rentre dans la Yaute, merci Alex, Alina, Axel, Baptiste, Félicie, Manon et compagnie ;

Ces copains « lyonnais », avec qui j'ai affronté la prépa, merci en particulier à Marine, Marie, Elise, Ericka, Chloé, Vincent et William ; et évidemment à ces optimisateurs d'entropie, sans qui la vie serait beaucoup trop simple et bien fade par conséquent ! Ces « billes » indispensables qui réunies peuvent « compter les unes avec les autres », mes ami.e.s du Boulier : merci à Benoit, grand David, petit David, Eglantine, Solène, Suzon, Sydney et Sylvain ;

Ces super saïennes, en particulier pour ces week-end détente remplis de bonheur et de bonne humeur, merci à Clémentine, Marion, Morgane, Noémie, Sophie ainsi que Roxane ;

Mes colo-copinous d'amour, pour m'avoir permis de faire croire que j'incarnais la douceur, merci à Robin, Juja et Ivan ;

Ma famille, pour les moments partagés et ceux à venir. Merci à mes parents de m'avoir donné envie de comprendre le monde qui m'entoure, c'est définitivement ~~à cause de~~ grâce à vous que vos enfants se sont retrouvés à faire un doctorat ! Merci pour votre soutien et amour sans faille. A mon frère, Hippolyte, toujours présent en éclairer, souvent rassurant, parfois exigeant et me faisant croire, malgré lui, que le parcours est simple. Merci d'être toujours disponible pour répondre aux doutes de ta petite sœur.

Enfin, embarqué dans cette aventure sans l'avoir tout à fait choisi, merci à toi, Geoffrey, d'être présent dans ma vie tout simplement.

A ceux qui sont présents d'une certaine façon dans ces pages mais qui ne pourront les lire.

A Granny, Daddy, Badou et Maëva.

Table des Matières

Avant-propos	1
Chapitre 1. Introduction générale	5
1.1. Contexte	7
1.2. De l'importance des prairies	12
1.2.1. Définitions et répartition géographique	12
1.2.2. Fonctionnement global de l'écosystème prairial et services écosystémiques	14
1.2.3. Les cycles biogéochimiques au sein de l'écosystème prairial	15
1.3. Acidification des sols : causes et conséquences	20
1.3.1. Statut acido-basique des sols	20
1.3.2. Origine de l'acidification des sols	22
1.3.3. Effet du pH sur le fonctionnement de l'écosystème prairial	24
1.4. Gestion du statut acido-basique des sols par le chaulage	25
1.4.1. Différents types d'amendement basique	25
1.4.2. Actions des amendements minéraux basiques calciques et calco-magnésiens	26
1.5. Effet du chaulage sur le fonctionnement de l'écosystème prairial	28
1.5.1. Effet du chaulage sur la végétation en prairies permanentes	28
1.5.2. Effet du chaulage sur les émissions de gaz à effet de serre en prairies permanentes	28
1.5.3. Effet du chaulage sur le stockage et le lessivage du carbone en prairies permanentes	30
1.5.4. Facteurs contrôlant les impacts du chaulage	30
1.6. Synthèse des connaissances et démarche de la thèse	33
Chapitre 2. Expérimentations & Méthodes	37
2.1 Du champ au flacon	39
2.2. Essai <i>in situ</i>	41
2.2.1. Mise en place et traitements	41
2.2.2. Mesures	43
2.3. Mésocosmes	46
2.3.1. Mise en place et traitements	46
2.3.2. Mesures	51
2.4. Microcosmes	56
2.4.1 Expérimentation 1	56
2.4.2 Expérimentation 2	58
2.5. Protocoles des analyses réalisées au laboratoire	61
2.5.1. pH	61
2.5.2. Teneur en eau pondérale	61
2.5.3. Azote minéral	62
2.5.4. Biomasse microbienne et carbone organique dissous	62
Chapitre 3. Essai <i>in situ</i>	63
3.1. Impact du chaulage (Calcimer) sur la respiration du sol en prairie fertilisée de moyenne montagne	67

3.1.1 Analyses statistiques-----	68
3.1.2. Résultats-----	69
3.1.3. Discussion -----	77
3.2. Interactions chaulage (Lithothamne) et fertilisation azotée sur les flux et les stocks de carbone en prairies de moyenne montagne-----	79
3.2.1 Analyses statistiques-----	80
3.2.2 Résultats-----	81
3.2.3 Discussion -----	88
3.3. Contribution du chapitre -----	92
Chapitre 4. Mésocosmes -----	95
4.1. Impact du chaulage sur la fourniture de fourrage et les flux de gaz à effet de serre en prairie-----	99
4.1.1 Analyses statistiques-----	100
4.1.2 Résultats-----	101
4.1.3 Discussion -----	109
4.2. Influence du chaulage sur la résistance et la récupération du couvert prairial suite à une sécheresse printanière -----	113
4.2.1 Traitement des données et analyses statistiques -----	114
4.2.2 Résultats-----	115
4.2.3 Discussion -----	129
4.3. Contribution du chapitre -----	132
Chapitre 5. Microcosmes -----	135
5.1. Interactions entre chaulage et fertilisation azotée sur la minéralisation du carbone en sol prairial -----	139
5.1.1. Étude préliminaire-----	140
5.1.2. Analyses statistiques-----	143
5.1.3. Résultats-----	143
5.1.4. Discussion -----	148
5.2. Contribution à court-terme des amendements minéraux basiques aux émissions de gaz à effet de serre en sol prairial -----	151
5.2.1 Analyses statistiques-----	152
5.2.2 Résultats-----	153
5.2.3 Discussion -----	166
5.3. Contribution du chapitre -----	171
Chapitre 6. Discussion générale -----	175
6.1. Apport de connaissances sur les effets du chaulage en écosystème prairial-----	179
6.2. Facteurs modulant les réponses au chaulage -----	182
6.3. Perspectives -----	185
Références bibliographiques -----	189
Annexes -----	203

Avant-propos

« People Have The Power » 🎵 - Patti Smith

Au sortir de la 2^{nde} Guerre Mondiale, plus de 50% de la population mondiale souffrait de sous-alimentation (Grigg 1993). Atteindre l'autosuffisance alimentaire constituait un grand défi, en particulier pour l'Europe. Pour le relever, une stratégie basée sur la modernisation et une intensification des pratiques agricoles a le plus souvent été mise en place – *via* notamment la mécanisation, l'usage de pesticides, de fertilisants de synthèse et la sélection de variétés végétales et animales à haut niveau de production. A l'échelle globale, ces changements ont été accompagnés par une mondialisation des échanges et ont conduit à l'artificialisation de nombreux milieux naturels (Foley *et al.* 2005). Si ces choix politiques ont permis de réduire la prévalence de la sous-alimentation en dessous de 11% depuis 2011 (FAO *et al.* 2017), ils ont aussi entraîné l'émergence d'une agriculture industrielle et la modification profonde des sociétés rurales. Les importants développements technologiques de la Révolution Verte du XX^{ème} siècle ont ainsi induit des bénéfices significatifs pour la santé et la sécurité alimentaire à l'échelle mondiale et constituent sur ce point un succès indubitable (Dalgaard *et al.* 2003). Néanmoins, ces bénéfices ont été répartis de manière inégale au sein des populations humaines (FAO *et al.* 2017) et ont été associés à d'importants impacts locaux et globaux, directs et indirects, en matière environnementale et sociale (IPCC 2014). Ces dernières décennies, les communautés scientifiques ont ainsi cherché à caractériser et évaluer l'emprise de l'humanité sur la planète (Vitousek *et al.* 1997b; Rockström *et al.* 2009; Steffen *et al.* 2015b). Le constat qui fait d'*Homo sapiens* l'unique espèce dont les activités affectent entre un tiers et la moitié de la surface terrestre du globe (Vitousek *et al.* 1986, 1997b) a conduit à une alerte de la sphère politique. En effet, les activités humaines ont non seulement un impact local (pollution, changement d'utilisation des terres, etc.) mais affectent des processus globaux tels que les équilibres des cycles biogéochimiques (IPCC 2014) ; et ce à une échelle de temps et d'espace échappant à la compréhension humaine.

Les modifications des cycles biogéochimiques ont particulièrement été relayées et exposées au grand public à travers la problématique des émissions de gaz à effet de serre. Les molécules gazeuses dites « à effet de serre » telles que le CO₂, le CH₄ et le N₂O notamment, ont la capacité d'absorber puis de réfléchir une partie du rayonnement infrarouge émis par la surface terrestre, empêchant une partie de ce rayonnement de s'échapper dans l'espace et contribuant ainsi à réchauffer l'atmosphère. Ce mécanisme, appelé « effet de serre », est un phénomène naturel et s'il a permis l'émergence et le maintien d'une température terrestre compatible avec le développement de la vie, son augmentation peut affecter significativement la biosphère et l'ensemble de la planète. L'augmentation des concentrations de CO₂ d'environ 280 à 400ppm et des concentrations de N₂O d'environ 270 à 330ppb entre 1750 (ère pré-industrielle) et ces dernières années (IPCC 2014) soulève des interrogations légitimes sur les conséquences des activités humaines et de leur impact pour les générations futures. De plus, les évolutions observées – en termes d'occupation et d'usage des sols, de concentrations atmosphériques des gaz à effet de serre et également de fragmentation des habitats

et de perte de biodiversité – se déroulent à un pas de temps court au regard des échelles géologiques (Brooker 2006; Steffen *et al.* 2015a). Ainsi, l’ampleur et la vitesse de ces évolutions, associées à la surexploitation et à l’altération des ressources planétaires (Rockström *et al.* 2009; Steffen *et al.* 2015b), ont mené à l’émergence de la notion d’anthropocène (Crutzen 2002; Steffen *et al.* 2015a, b) et suggèrent que la Terre est entrée dans une nouvelle ère géologique.

La prise de conscience politique progressive de l’impact des activités humaines sur l’avenir de la planète a conduit à la tenue de plusieurs grands sommets internationaux. En 1972, le 1^{er} sommet de la Terre, tenu à Stockholm, a permis de faire reconnaître que chaque « *Homme a un droit fondamental à la liberté, à l’égalité et à des conditions de vie satisfaisantes, dans un environnement dont la qualité lui permettra de vivre dans la dignité et le bien-être* » et associe à ce droit le « *devoir de protéger et d’améliorer l’environnement pour les générations présentes et futures* » (1^{er} principe ; ONU, 1972). L’humanité, alors représentée à travers 113 Etats à Stockholm, se doit donc de repenser ses activités. C’est notamment le chemin suivi dans différents domaines de recherche de l’écologie scientifique et de l’agronomie où la place de l’Homme au sein de la Nature et les relations qu’il entretient avec son environnement ont été questionnées (Westman 1977; Costanza *et al.* 1997; Mace 2014). Les réflexions de ces dernières décennies ont ainsi conduit au développement des concepts de « services environnementaux » ou de « services écosystémiques » (MEA 2005) pour exprimer l’importance du capital naturel face au capital technologique (Costanza & Daly 1992; Cardinale *et al.* 2012; Mace *et al.* 2012) et la dépendance des sociétés humaines vis-à-vis des « ressources » fournies par les écosystèmes (Ehrlich & Ehrlich 1981).

Chapitre 1. Introduction générale

Ce chapitre présente le contexte général de ma thèse, les concepts et connaissances constituant la base de mon travail et dont découlent les objectifs scientifiques principaux et les hypothèses testées.

1.1. Contexte

La capacité à produire de la nourriture correspond à l'une des relations étroites établies entre l'homme et son environnement. Au cours des dernières années, le paradigme productiviste a évolué : l'agriculture ne doit plus seulement répondre au défi de produire les matières premières d'une alimentation destinée à une population toujours plus nombreuse, mais se doit de produire « mieux ». Il s'agit d'intégrer à l'objectif d'autosuffisance alimentaire celui d'une « agriculture durable », à savoir de préserver les ressources naturelles sur le long-terme en minimisant l'impact environnemental et social et en garantissant la qualité sanitaire des productions (Pretty 2008) – qui plus est dans un contexte changeant. Cela implique d'intégrer l'ensemble des impacts positifs et négatifs, directs ou indirects, engendrés par l'agriculture et donc de prendre en compte une plus grande palette des fonctions remplies par ces systèmes agricoles.

Le cadre de l'agroécologie – terme polysémique du fait de sa dimension culturelle et intégratrice (Wezel *et al.*, 2009 ; Encart 1) – offre une voie prometteuse visant à la fois à garantir la sécurité alimentaire, la durabilité des systèmes de production et la réduction de l'impact de l'homme sur son environnement. Mon travail s'inscrit dans le cadre proposé par Dalgaard, Hutchings et Porter (2003) qui présente l'agroécologie, discipline scientifique, comme « **l'étude des interactions entre les plantes, les animaux, les humains et l'environnement au sein des systèmes agricoles** ». Le postulat est notamment qu'une meilleure compréhension des interactions sol-microorganismes-plantes permettra de mieux identifier les processus clefs du fonctionnement des agroécosystèmes. Implicitement cela suggère que d'une meilleure mobilisation des connaissances – notamment de connaissances pluridisciplinaires – découlera une gestion plus durable de ces systèmes, reposant notamment davantage sur le fonctionnement des écosystèmes décrit en écologie (Pretty 2008; Lal *et al.* 2011).

Dans les modèles d'agriculture conventionnelle, la gestion de la nutrition des plantes et de la fertilité des sols s'appuie actuellement sur l'usage de nombreux intrants pour soutenir une production agricole (rendements, qualité des productions) générant des exportations en azote importantes. La fertilisation azotée, par le biais de l'augmentation de la biodisponibilité de l'azote, permet, en effet, d'accroître la croissance des plantes (Vitousek & Howarth 1991) et d'assurer les hauts niveaux de rendement recherchés. Néanmoins, les intrants azotés sont souvent identifiés comme ayant un impact négatif sur l'environnement en contribuant aux modifications des cycles biogéochimiques (Encart 2 ; émissions de gaz à effet de serre – GES – et pertes en azote vers les nappes phréatiques, Wezel *et al.* 2014). Les différentes étapes de production, de transport et d'application de ces intrants consomment beaucoup d'énergies fossiles et influencent l'équilibre entre stockage de carbone (C) dans les sols et émissions en dioxyde de carbone (Schimel, 1995; IPCC, 2014 ; Fig.1.1). Le cycle de l'azote (N) a été profondément modifié par les procédés industriels de fixation du N₂ atmosphérique (procédé d'Haber-

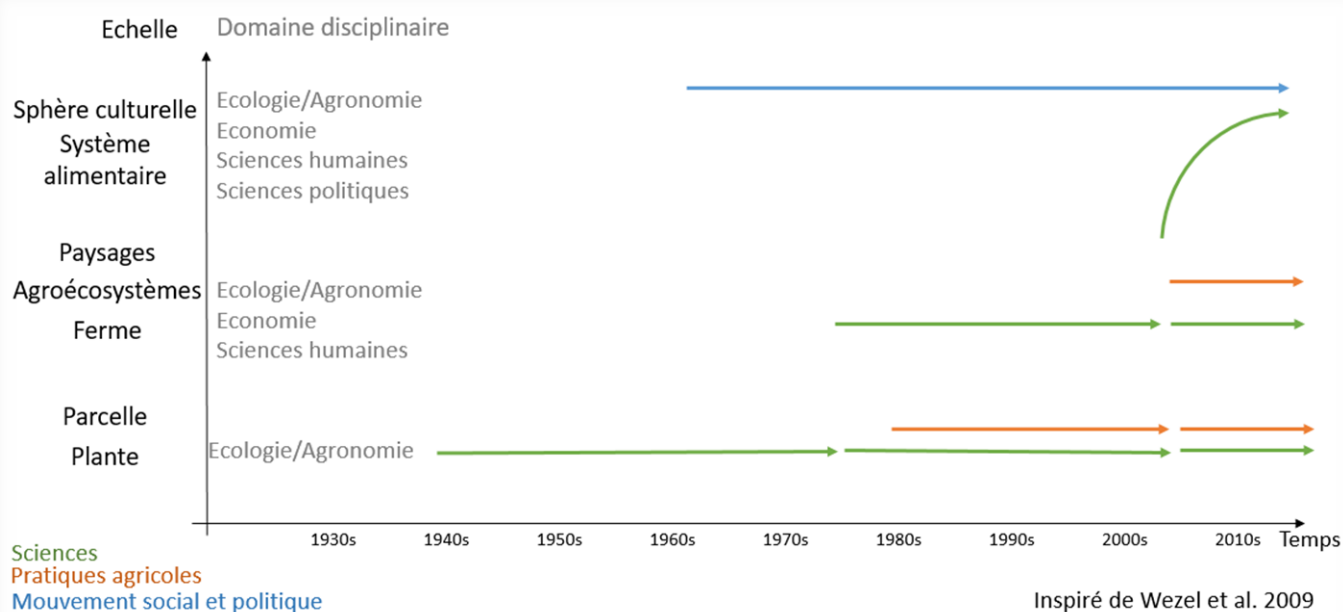
Bosch) utilisés pour la synthèse de fertilisants azotés (IPCC, 2014 ; Fig.1.2a). L'altération de ce cycle a pour conséquence l'augmentation des restitutions sous forme d'émissions d'oxyde d'azote (NOx) et de protoxyde d'azote (N₂O) ou de lessivage (NHx) (Vitousek, Aber, *et al.*, 1997; IPCC, 2014 ; Fig.1.2b et c). En effet, la fertilisation azotée, en accélérant les processus liés au cycle de l'azote et en acidifiant les sols (Bolan *et al.* 2003), entraîne des pertes lors de l'application des produits vers l'atmosphère ou par lessivage – en particulier, pour 100kg d'engrais azotés épandus, il est estimé que 0.25 à 2.25kg d'N seraient réémis vers l'atmosphère (Bouwman 1996).

La vision alternative et plus systémique de l'agriculture durable et de l'agroécologie se base sur une gestion plus efficiente des éléments nutritifs. La gestion de la nutrition des plantes peut passer par une utilisation plus parcimonieuse des intrants azotés et/ou une meilleure gestion des conditions du maintien de la fertilité des sols (Wezel *et al.* 2014). Une réduction des apports en fertilisants azotés constituerait une première étape dans la volonté de gérer les ressources naturelles et de réduire les impacts des pratiques agricoles sur l'environnement, notamment en réduisant les émissions de GES (Spiertz 2010). Enrayer l'acidification des sols et rompre le cercle vicieux de dépendance aux intrants, en rétablissant des niveaux de pH plus favorables à la biodisponibilité des nutriments et aux activités des communautés microbiennes et végétales, sont des leviers majeurs pour un pas supplémentaire visant à caler les pratiques agricoles sur le fonctionnement des écosystèmes.

Mes travaux de thèse s'inscrivent dans ce contexte d'une **agriculture durable** avec l'ambition d'intégrer les principes de l'écologie dans la conception et la gestion des systèmes agricoles (Pretty 2008). Ma thèse a ainsi pour **objectif scientifique principal de renforcer les connaissances d'une pratique agricole couramment utilisée pour lutter contre l'acidification des sols : le chaulage** (Bolan *et al.* 2003). Les apports de chaulage permettent la réduction de la toxicité de certains métaux (Al, Mn), l'augmentation de la biodisponibilité et de l'acquisition d'éléments nutritifs (N, P, Ca, Mg, etc.) par les plantes et, *in fine*, l'augmentation des rendements en biomasse végétale (Haynes & Naidu 1998). S'appuyer davantage sur le fonctionnement des écosystèmes pour les rendre plus autonomes et minimiser les intrants passe par la réalisation conjointe de l'optimisation des intrants, de la réduction des pertes (GES et lessivage) et de l'augmentation du stockage de carbone dans les sols. Il s'agit donc ici de réaliser une évaluation des **effets du chaulage sur l'ensemble du fonctionnement d'un agroécosystème modèle : les prairies de moyenne montagne**.

Encart 1. L'agroécologie en quelques mots

- ✓ Terme polysémique qui désigne une **discipline scientifique**, un ensemble de **pratiques agricoles** et un **mouvement social et politique** (Wezel *et al.* 2009) couvrant ainsi une dimension conceptuelle à opérationnelle.
- ✓ Intérêt croissant pour l'agroécologie et transversalité : de 6 à 141 publications associées entre 1991 et 2007 (Wezel *et al.* 2009) dont un tiers dans le domaine des sciences naturelles, 13% en sciences sociales, 5% en sciences économiques, 2% en sciences naturelles et sociales et 15% en sciences naturelles et économiques (Dalgaard *et al.* 2003).
- ✓ Variété de définitions, de « **l'application des concepts et des principes de l'écologie à la conception et la gestion d'agroécosystèmes durables** » par Gliessman, (2001) et partagée notamment par Altieri (2002) à une vision de la fourche à la fourchette : « **étude intégrative de l'écologie de l'ensemble du système alimentaire, englobant les dimensions écologique, économique et sociale** » donné par Francis *et al.* (2003).
- ✓ Le terme d'agroécologie a émergé plus ou moins tôt et sous une forme différente suivant les pays (Wezel *et al.* 2009), quelques exemples :
 - aux Etats-Unis, émergence sous forme de science dès les années 1930 et sous forme de mouvement social et politique aux alentours des années 1960 (lié à des scandales sur les pesticides ; Carson, 1962)
 - au Brésil, l'agroécologie émerge en tant que mouvement social promouvant des pratiques agricoles traditionnelles, sans documentation scientifique et ne sera reconnu comme une science que tardivement (années 2000) en intégrant une forte dimension sociale
 - en Allemagne, l'agroécologie désigne presque exclusivement une science qui s'est intégrée au corpus des sciences de l'environnement et touche principalement les échelles du champ au paysage. L'agroécologie en Allemagne s'est développée dès les années 1930 à travers la zoologie appliquée et la protection des cultures principalement. Les mouvements sociaux et politiques utilisent davantage les termes de mouvements environnementaux ou écologiques.
 - en France, l'agroécologie fait majoritairement référence à des pratiques agricoles alternatives face aux pratiques conventionnelles. L'agroécologie n'a été considérée comme une science que depuis ces dernières années, avec un sens proche de celui utilisé en Allemagne. L'agroécologie scientifique a mis du temps à émerger en France, notamment du fait de l'importance de l'agronomie et de sa relative séparation historique avec d'autres disciplines scientifiques telle que l'écologie. Comme en Allemagne, les mouvements sociaux et politiques des années 1970 se sont plutôt tournés vers le terme de mouvement écologique englobant des débats plus larges tel que le nucléaire.



Evolution des échelles et domaines mobilisés par les différents usages du terme « agroécologie »

- ✓ Pour aller plus loin, voir les pistes de développement de l'intensification écologique selon Doré *et al.* (2011), le rôle de la biodiversité dans les agroécosystèmes d'après Altieri (1999), les pratiques agroécologiques pour une agriculture durable de Wezel *et al.* (2014)

Encart 2. Les cycles globaux du carbone et de l'azote.

Carbone. La vie sur terre est basée sur le carbone. Le CO_2 atmosphérique est la première ressource pour la photosynthèse qui constitue le point d'entrée majeur du carbone organique nécessaire à l'ensemble des êtres vivants. Le cycle global du carbone est relativement simple ; il se compose de flux réciproques entre les compartiments atmosphérique, océanique et terrestre, par le biais de processus physiques, chimiques ou biologiques. Les compartiments n'étant pas à l'équilibre, les océans et les continents tendent à stocker continuellement du carbone provenant de l'atmosphère. Ainsi, les sols stockent à l'échelle mondiale plus de carbone que les compartiments océanique et atmosphérique réunis (IPCC 2014; ADEME 2015). Depuis l'ère industrielle, aux flux réciproques entre l'atmosphère et les compartiments terrestre et océanique s'ajoutent à présent des flux unilatéraux d'origine anthropique renforçant la concentration atmosphérique en dioxyde de carbone (CO_2) liés à l'utilisation des énergies fossiles et les changements d'utilisation des terres (IPCC 2014; Schimel 1995 ; Fig.1.1).

Azote. L'azote a une place particulière parmi les nutriments essentiels à la vie étant donné que son cycle comporte un réservoir atmosphérique très important (N_2) et que son utilisation par l'ensemble des organismes vivants nécessite au préalable sa fixation en azote réactif (passage du N_2 atmosphérique à une molécule combinant l'azote à du carbone, de l'hydrogène et de l'oxygène). Avant l'ère industrielle, le déstockage du N_2 atmosphérique et son incorporation dans les écosystèmes terrestres avaient lieu principalement *via* la fixation biologique réalisée par certaines bactéries du sol directement ou en symbiose avec des espèces végétales de la famille des *Fabacées* (ex : Trèfle, Luzerne). Avant l'altération du cycle par les activités humaines, l'ensemble des besoins en azote des organismes terrestres était donc dépendant de la seule fixation biologique de l'azote par certaines bactéries du sol, l'azote réactif étant distribué par la suite aux plantes et animaux par le biais des chaînes trophiques. Depuis, les activités industrielles incorporent, volontairement – *via* le procédé d'Haber-Bosch pour la synthèse de fertilisants azoté ou *via* la mise en place d'importantes surfaces de culture de *Fabacées* – ou involontairement par la combustion d'énergies fossiles, autant voire plus d'azote que la fixation biologique (Galloway *et al.* 1995; IPCC 2014; Fig.1.2a).

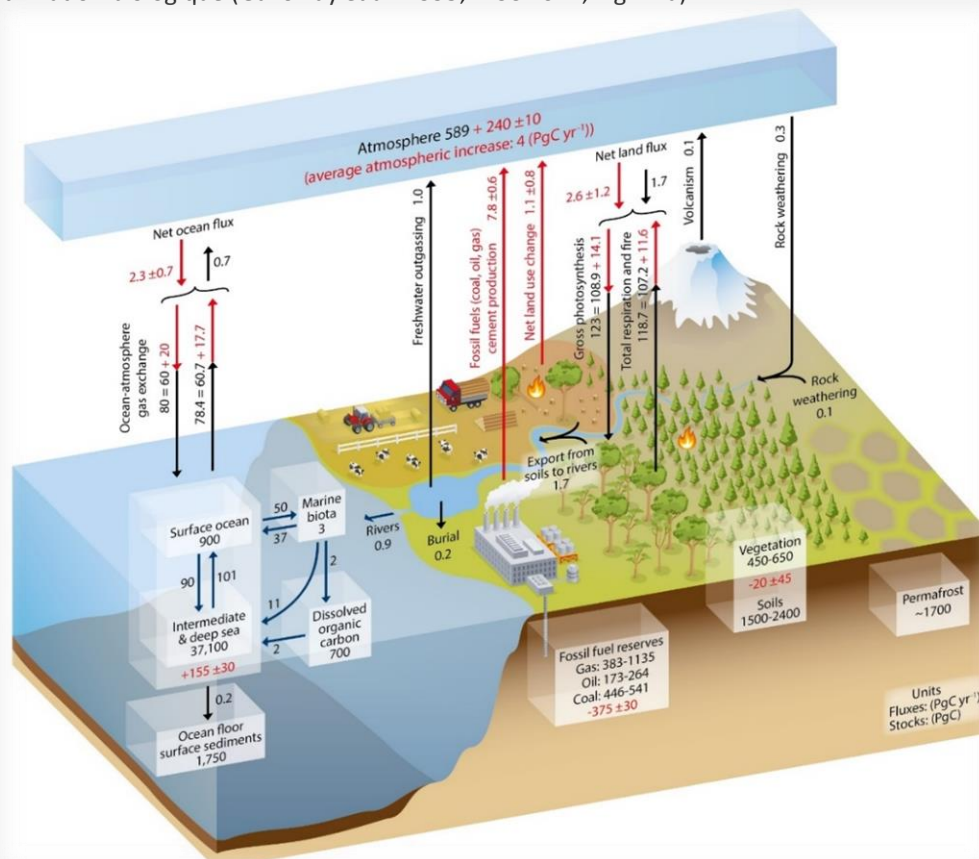


Figure 1.1. **Représentation schématisée simplifiée du cycle global du carbone (C).** Les estimations chiffrées représentent les masses des réservoirs, aussi appelées « stock de carbone » en Petagram de Carbone (1PgC=10¹⁵gC) et les échanges annuels de carbone (en PgC an⁻¹). Les nombres et flèches en noir renseignent les réservoirs et les flux avant l'ère industrielle (pré-1750). Les nombres et flèches en rouge indiquent les flux « anthropogéniques » annuels sur la période 2000-2009. Ces flux sont des modifications du cycle du carbone depuis l'ère industrielle (post 1750). Les nombres en rouge des réservoirs quantifient les variations cumulatives induites par le carbone « anthropogénique » sur la période industrielle 1750-2011. Par convention, une variation moyenne positive indique un gain de carbone dans le réservoir depuis 1750. Les incertitudes à 90% de l'intervalle de confiance ont été reportées. (Pour plus de détails, se référer à Ciais *et al.* 2013; IPCC 2014)

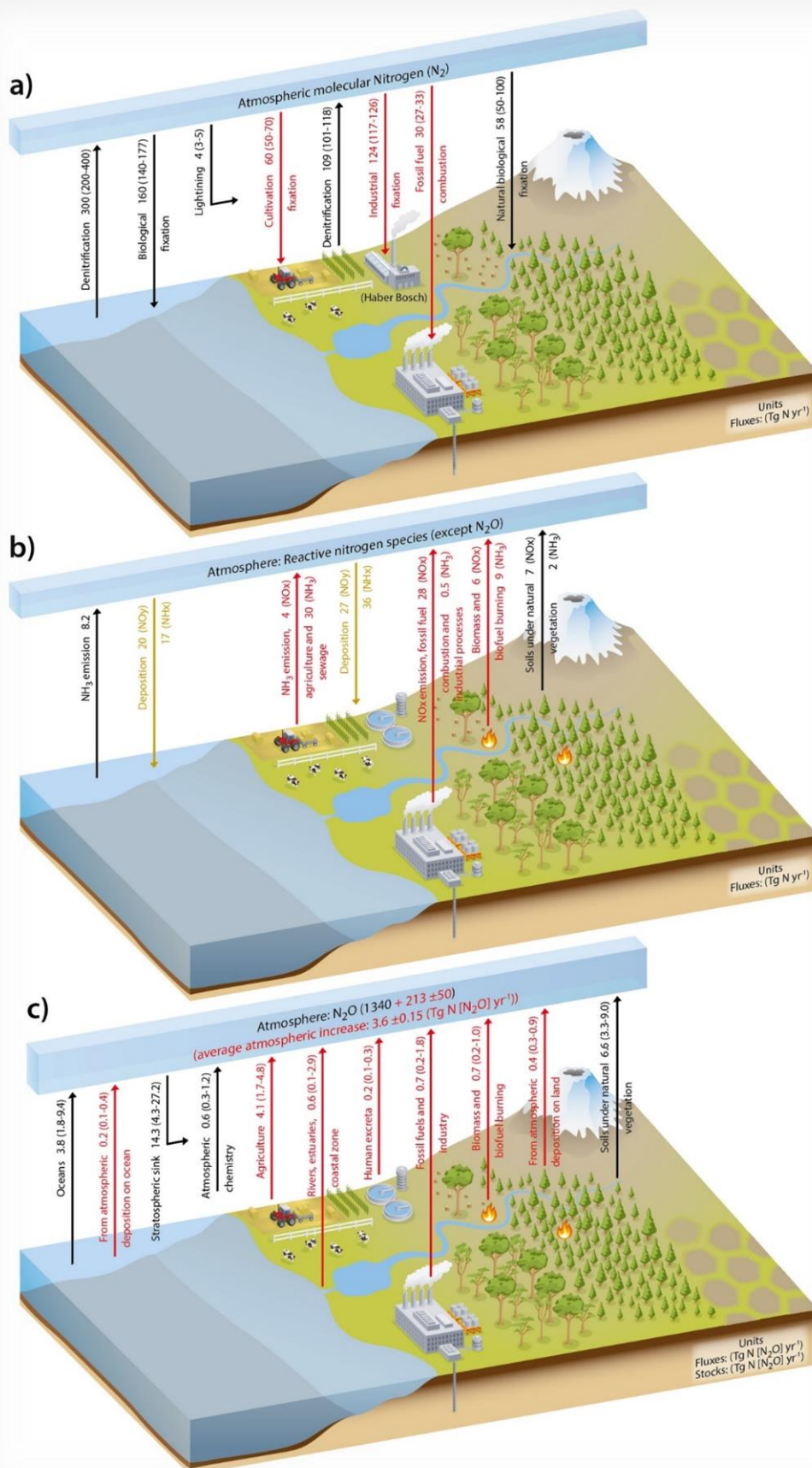


Figure 1.2. **Représentation schématique simplifiée du cycle global de l'azote (N).** (a) Les processus naturels et anthropogéniques créant de l'azote réactif (combiné à du carbone, de l'hydrogène ou de l'oxygène) et les taux correspondant de dénitrification convertissant en retour l'azote réactif en N_2 . (b) Flux de l'azote réactif sous forme de NO_y et de NH_x . (c) Flux de l'azote réactif sous forme de N_2O . (Pour plus de détails concernant les calculs des estimations, se référer à Ciais *et al.* 2013; IPCC 2014)

1.2. De l'importance des prairies

1.2.1. Définitions et répartition géographique

Les prairies constituent l'un des biomes terrestres majeurs sur le globe et se distribuent sur l'ensemble des continents à l'exception de l'Antarctique (White *et al.* 2000). Les définitions et classifications des écosystèmes prairiaux sont nombreuses, basées sur leur composition végétale ou sur les caractéristiques de l'environnement telles que le climat, le sol ou encore l'usage qui en est fait par l'homme (Plantureux *et al.* 2012). Les prairies peuvent être définies au sens large comme **des écosystèmes terrestres caractérisés par une végétation herbacée et/ou arbustive, dominée généralement par des Poacées (graminées) et/ou parfois des Fabacées (légumineuses) et maintenue à ce stade par des contraintes abiotiques fortes – aridité, températures négatives, fort vent – et/ou des perturbations récurrentes – sécheresse, feu, herbivorie, fauche** (White *et al.* 2000, Barnes & Nelson 2003). La caractérisation la plus large des prairies inclut ainsi les savanes, les formations végétales arbustives et les toundras ; ce qui représente 5 250 millions d'hectares (ha) et couvre 40.5% des terres émergées, si l'on exclut les calottes glaciaires du Groenland et de l'Antarctique (Tableau 1.1 ; White *et al.* 2000). Avec une classification plus restreinte des prairies, Costanza *et al.* (2014) chiffrent le biome prairial à 4 418 millions d'ha c'est-à-dire 28.8% de l'ensemble des biomes terrestres totaux.

Tableau 1.1. **Classification et surface de l'écosystème prairial dans le monde.** (Tiré de White *et al.* 2000)

Type d'écosystème prairial	Aire (million km ²)	Pourcentage de la surface terrestre totale ^a
Savane	17.9	13.8
Formation arbustive	16.5	12.7
Prairie non arbustive	10.7	8.3
Toundra	7.4	5.7
Total	52.5	40.5

^a Surface terrestre totale utilisée = 129 476 000, l'Antarctique et le Groenland n'ont pas été pris en compte

Comme tous les écosystèmes, les prairies s'inscrivent dans une série de végétation, c'est-à-dire une trajectoire d'évolution de la végétation. Dans le cas des prairies natives (« naturelles »), la dynamique de la végétation est bloquée à une strate herbacée par des conditions abiotiques (climat, oligotrophie) qui limitent le développement des ligneux ou par le prélèvement régulier de la biomasse produite (incendie, pâturage par des herbivores sauvages). Lorsque ces facteurs n'existent pas la dynamique végétale se poursuit vers un stade forestier, sauf si une intervention exogène la bloque et maintient l'écosystème à un stade herbacé. C'est de cette dynamique régressive que sont issues la plupart des prairies d'Europe occidentale dites alors « semi-naturelles » et intimement liées aux activités d'élevage. Ce sont les pratiques de gestion plus ou moins intensives qui maintiennent la végétation au stade herbacé alors que les contraintes abiotiques permettraient le développement d'une forêt.

Les prairies façonnées par les activités humaines constituent l'écosystème prairial dominant en région tempérée où les pratiques agricoles sont généralement la fauche et le pâturage. La prairie devient un « agro-écosystème » avec des finalités de production, intégré dans une problématique d'utilisation des terres. Ainsi le terme de prairie permanente réfère à des prairies n'ayant pas subies de retournement pendant plusieurs années (au moins 5 ans en Europe tel que défini par la *commission des régulations EU796/2004* ; Plantureux, Pottier and Carrère, 2012). A l'inverse, les prairies temporaires peuvent faire l'objet d'un retournement plus régulier et être ressemées chaque année. Les prairies artificielles désignent des prairies temporaires semées uniquement de légumineuses. Pour ce qui est des pâturages (parcs, pâtures) ou des prés (prés de fauche), la distinction se fait ici sur l'usage de ces surfaces (pâturage vs fauche). Enfin les parcours, landes, estives et alpages représentent les surfaces toujours en herbe relativement peu productives, que l'on différencie suivant l'altitude, les particularités d'utilisation ou la dynamique du milieu (Plantureux *et al.* 2012). En intégrant la superficie des écosystèmes prairiaux utilisés en agriculture aux prairies natives, les prairies représentent 68% des terres agricoles mondiales (FAOSTAT 2013). A l'échelle européenne, l'écosystème prairial occupe près de 90 millions d'ha, ce qui représente 20.5% du territoire et 50% de la surface agricole (Eurostat 2016). En France, les prairies occupent 43.3% de la surface agricole utile (12.5 millions d'ha) et sont principalement localisées dans les régions de moyennes montagnes (Fig.1.3).

Au-delà des questions de terminologie, les différents écosystèmes prairiaux partagent la capacité de produire du fourrage et ainsi de soutenir les systèmes d'élevage, source importante de l'alimentation humaine en protéine et en énergie. En France, 70% des prairies permanentes ont pour vocation la production fourragère (Amiaud & Carrère 2012). Le fourrage est ainsi la ressource principale de l'alimentation des cheptels bovins, ovins et caprins des exploitations agricoles françaises et européennes et constitue un atout pour la production de viande et de fromage de qualité (Coulon & Priolo 2002; Croissant *et al.* 2007; Descalzo & Sancho 2008; Farruggia *et al.* 2008). Néanmoins,

produire de « l’herbe » n’est pas la seule fonction remplie par ces agroécosystèmes multifonctionnels qui ont la capacité de rendre de nombreux services à la société (Amiaud & Carrère 2012).

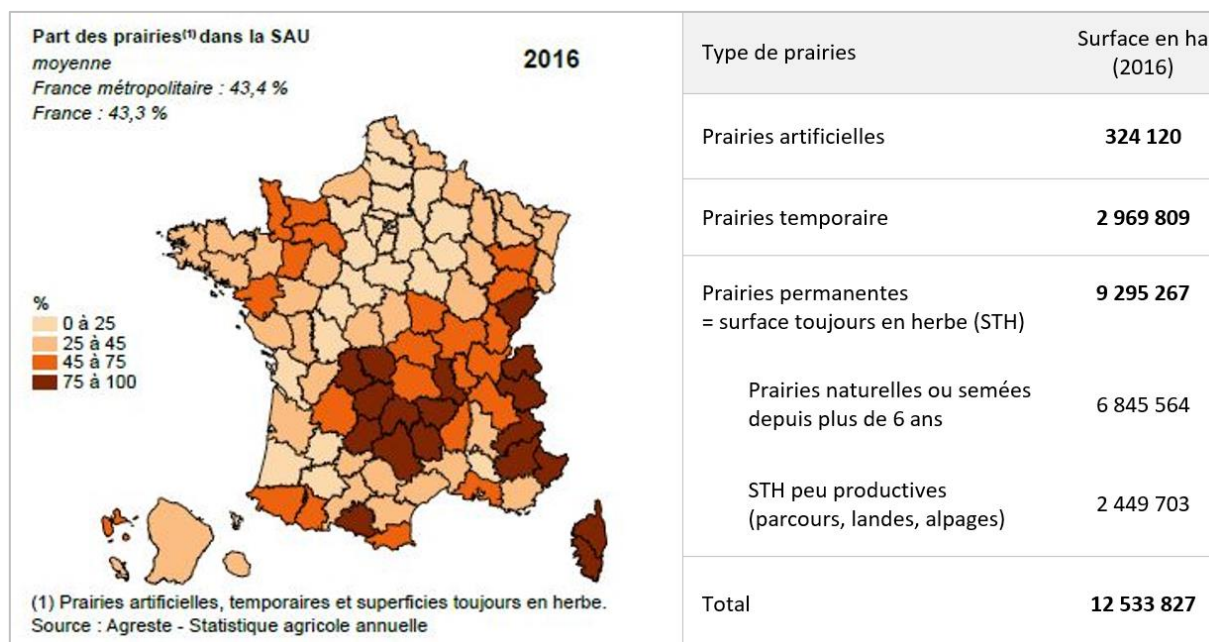


Figure 1.3. Répartition des surfaces prairiales sur le territoire français.

1.2.2. Fonctionnement global de l'écosystème prairial et services écosystémiques

Les prairies permanentes représentent des systèmes complexes constitués de nombreux êtres vivants (plantes, animaux, microorganismes) et de leur biotope (climat, topographie, ressource en eau et en nutriment, caractéristiques physico-chimiques des sols, etc.). Le fonctionnement global de l'écosystème prairial résulte des relations entre les êtres vivants, ainsi que des relations entre les êtres vivants et leur environnement (Yachi & Loreau 1999; Mouillot *et al.* 2011; Amiaud & Carrère 2012). Les prairies permanentes sont reconnues pour l'intensité des interactions et régulations, biotiques et abiotiques, présentes au sein de ces systèmes et pour la rapidité de leurs réponses face à des changements de mode de gestion (quelques mois à quelques années ; Fabre and Kockmann, 2006; Fischer *et al.*, 2008; Louault *et al.*, 2017). D'un point de vue scientifique, les prairies permanentes sont donc un modèle d'étude pertinent des mécanismes régissant le fonctionnement des agro-écosystèmes.

Les fonctions remplies par ces écosystèmes donnent lieu à des biens et des bénéfices pour la société (Costanza *et al.* 1997) formalisés sous le concept de **services écosystémiques** par le Millenium Ecosystem Assessment (MEA 2005). Pour les prairies permanentes ces services correspondent notamment à la production et à la qualité du fourrage en vue de produire viande et lait (services d'approvisionnement) ; à la fertilité des sols, au maintien des sols contre l'érosion et le stockage du

carbone (services de régulation) ; à la valeur paysagère et à la présence d'espèces végétales particulières (services culturels). Le concept relativement accessible des services écosystémiques a pour atout la mise en valeur des services « de non usages », c'est-à-dire non directement reliés à la production fourragère et son usage économique, comme les services culturels, sociétaux et environnementaux (Williams & Diebel 1996; Carrère *et al.* 2012). La valorisation de l'herbe par l'élevage a permis et permet encore aujourd'hui l'entretien d'espaces agricoles ouverts là où la mécanisation et les cultures annuelles ne sont pas viables, notamment dans les systèmes agricoles marginaux de moyenne et haute montagne (Peeters 2009; Carrère *et al.* 2012). Le maintien de l'ouverture et de la variété de ces espaces fait des prairies des paysages attractifs d'intérêt culturel, récréatif et patrimonial puisqu'elles participent aux identités territoriales et régionales. Les prairies du Cantal en constituent un exemple frappant avec un recouvrement de plus de 90% des terres agricoles (Fig.1.3).

D'une manière générale, la prise en compte des externalités positives et négatives des agroécosystèmes est un enjeu primordial pour une agriculture durable (Prato & Fagre 2005), d'autant plus que les agroécosystèmes ont la particularité de fournir des services mais également de reposer sur ce même « capital naturel » (fertilité des sols, pollinisation, qualité et quantité de la ressource en eau, etc.) et de le modifier en retour (Pretty 2008; Power 2010). Le fonctionnement des prairies contribue ainsi aux changements globaux – source d'émission de gaz à effet de serres et de lessivage, consommation d'intrants de synthèse – et peut à la fois présenter de réelles opportunités pour les atténuer – stockage potentiel du carbone dans les sols, maintien de la biodiversité végétale, animale et microbienne (Peeters 2009; O'Mara 2012).

1.2.3. Les cycles biogéochimiques au sein de l'écosystème prairial

Au sein des prairies permanentes, les entrées de carbone et d'azote – indépendamment des pratiques de gestion – se font respectivement *via* les processus de photosynthèse et de fixation de l'azote atmosphérique, réalisées par la biomasse aérienne et les interactions plantes-microorganismes (Fig.1.4). La croissance de la biomasse végétale, l'immobilisation des nutriments par la biomasse microbienne et la formation de matière organique couplent ainsi les cycles du carbone et de l'azote (Soussana & Lemaire 2014; Rumpel *et al.* 2015). Le couplage du carbone et de l'azote est maintenu de manière plus ou moins forte au fil des compartiments organiques *via* la stœchiométrie (ratio C/N) des tissus vivants. Enfin, les processus de décomposition, de minéralisation et de respiration désorganisent et découplent les atomes de C et d'N (Fig.1.4).

Le temps de résidence des nutriments et notamment du carbone et de l'azote dans chaque « compartiment » de l'écosystème détermine la taille des stocks et l'importance des flux associés (Parsons *et al.* 2011). Les facteurs environnementaux et les pratiques agricoles affectent ce temps de

résidence. En particulier, la nature, la fréquence et l'intensité des exportations de biomasse jouent un rôle majeur dans l'importance relative des flux entrants et sortants ainsi que des stocks (Soussana & Lemaire 2014). Les pratiques agricoles possèdent ainsi la capacité de moduler les cycles biogéochimiques au sein de l'écosystème prairial et de participer à l'atténuation des changements globaux en limitant les pertes en carbone et en azote (émissions et lessivage) et/ou en favorisant le stockage du carbone dans les sols.

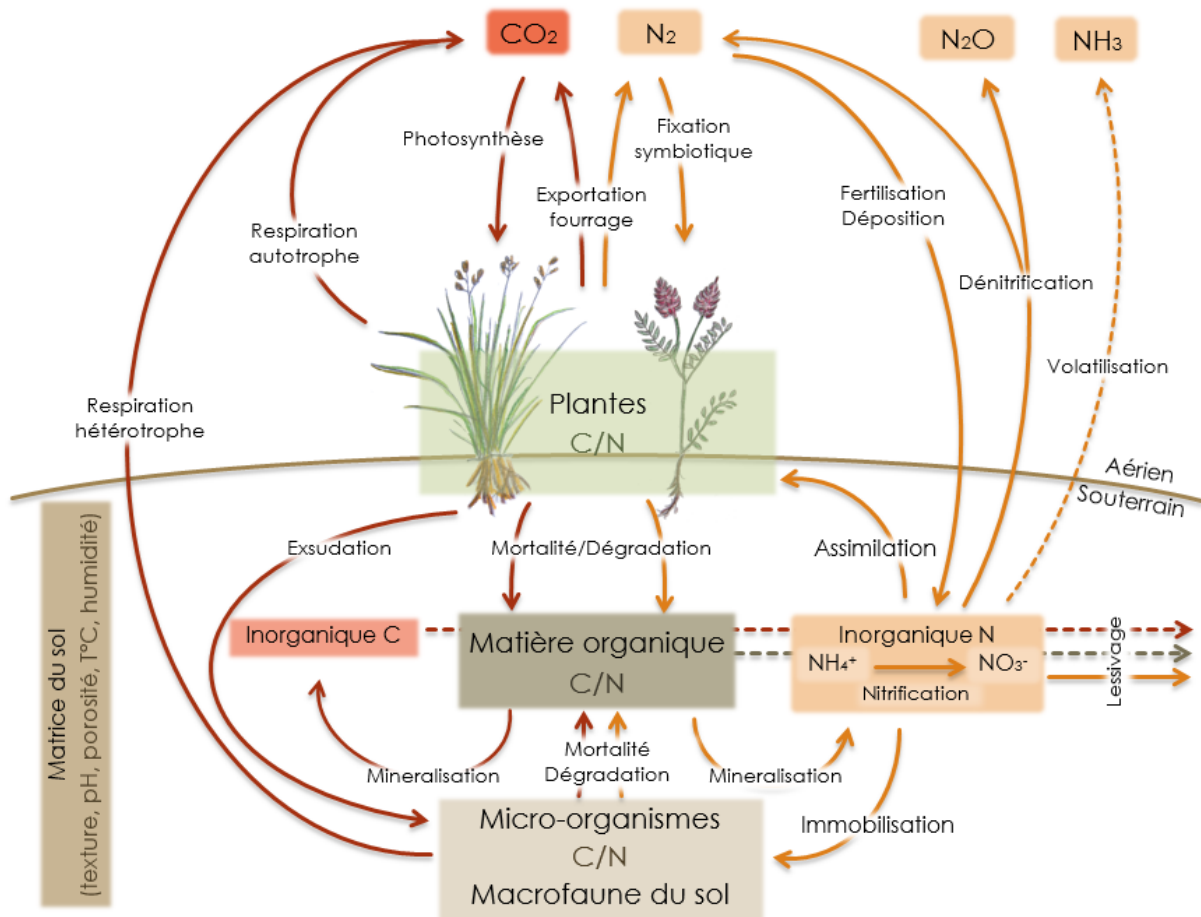


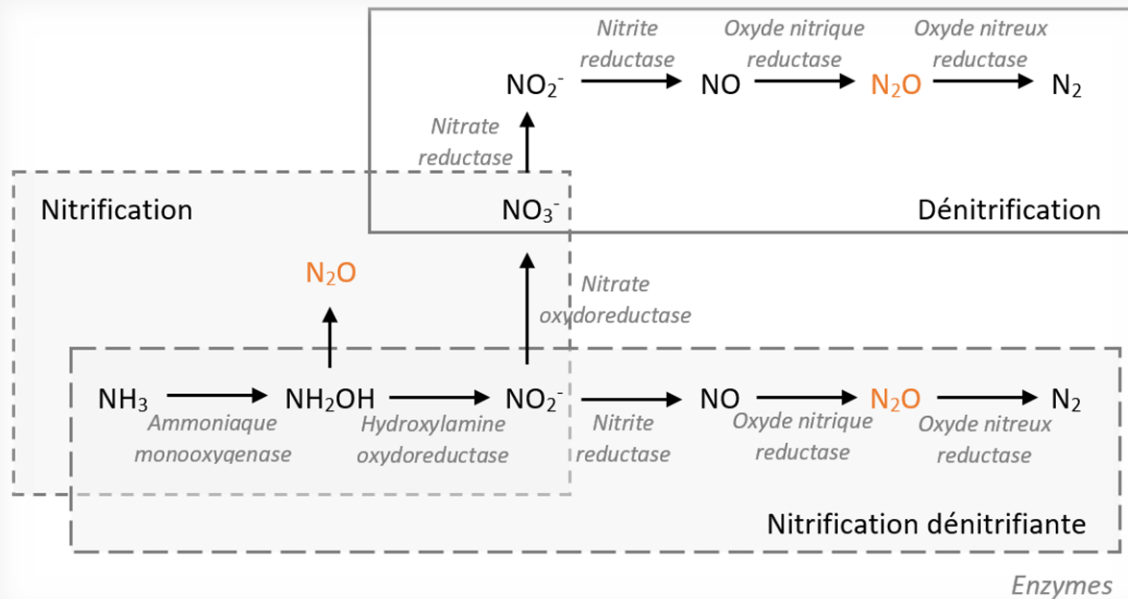
Figure 1.4. Représentation schématique des compartiments et du couplage du carbone et de l'azote au sein de l'écosystème prairial (Inspiré de Balesdent *et al.* 2005)

Pertes en N : au sein des prairies permanentes, les pertes en azote sont issues du lessivage (principalement sous forme de NO_3^- et d'azote organique dissous ; Fig.1.4), de la volatilisation (NH_3) et des émissions gazeuses issues des activités microbiennes (N_2O , N_2 ; Fig.1.4). En effet, l'azote minéral (NH_4^+ ou NO_3^-) – produit lors de la minéralisation de la matière organique – s'il n'est pas absorbé par les communautés végétales ou immobilisé par les communautés microbiennes, peut être émis dans l'atmosphère en tant que co-produit des activités microbiennes ou lixivié par les eaux de lessivage (Fig.1.4). La transformation de l'azote minéral en N_2O ou N_2 se fait principalement par les processus de

nitrification et de dénitrification qui sont chacun réalisés par des groupes fonctionnels spécifiques de microorganismes (Bremner, 1997; Wrage *et al.*, 2004 – Encart 3). Alors que le N_2 est neutre vis-à-vis de l'effet de serre, le N_2O possède lui un pouvoir réchauffant d'environ 265 fois supérieur au CO_2 du fait de sa durée de vie importante dans l'atmosphère (121 ans ; IPCC, 2014). Les pratiques agricoles stimulant la mobilisation du NO_3^- par les êtres vivants et l'oxydation complète en N_2 sont donc intéressantes en vue de réduire les pertes en azote sous forme de gaz à effet de serre du système.

Stockage du C et émissions de CO_2 : les prairies permanentes sont caractérisées par des stocks conséquents de C dans les sols, qui se font principalement sous forme de matière organique issue des organes des plantes, des organismes morts, des exsudats racinaires et de la biomasse microbienne (Jones & Donnelly 2004). La séquestration du carbone dans les sols dépend à la fois du flux net de l'atmosphère à la végétation (photosynthèse, Fig.1.4.) puis au sol (exsudation/dégradation, immobilisation ; Fig.1.4) et du temps de résidence au sein de l'écosystème (Soussana & Lemaire 2014). Le flux net entrant est déterminé par la quantité et la qualité de la litière issue de la communauté végétale. Les émissions de CO_2 sont quant à elles principalement issues du métabolisme des microorganismes et des plantes (respiration).

Encart 3. Les voies d'émissions du N₂O



Transformation de l'azote minéral dans les sols et émissions d'azote (D'après Wrage et al., 2001)

La **nitrification** se déroule principalement en **conditions aérobies** via des bactéries autotrophes de la famille des Nitrobacteriaceae (exemple de genres impliqués : *Nitrosomonas* et *Nitrobacter*). Il existe néanmoins des organismes hétérotrophes (champignons et bactéries) capables de réaliser la nitrification ; les bactéries hétérotrophes nitrifiantes peuvent également être impliquées dans des processus de dénitrification en conditions aérobies. La voie de la nitrification dénitrifiante est réalisée par un groupe d'organismes autotrophes mais cette voie est encore peu étudiée (Wrage et al. 2001).

La **dénitrification** se déroule principalement en **conditions anaérobies ou à faible taux d'oxygène** via des bactéries répandues dans différents genres (*Pseudomonas*, *Bacillus*, *Thiobacillus*, *Proponibactérierium* entre autres). Le ratio $\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2$ est fortement influencé par le pH et la teneur en oxygène, l'enzyme **oxyde nitreux reductase** étant inhibée à faible pH et étant davantage inhibée que les autres réductases en présence d'un fort taux d'oxygène. Ce ratio augmente également en forte présence de NO_3^- , préféré comme accepteur d'électron devant N_2O (Wrage et al. 2001).

L'ensemble des processus contrôlant les pertes en carbone et azote et le stockage du carbone est fortement régulé par la structure et les caractéristiques des communautés microbiennes et végétales (Wardle et al. 2004, Grigulis et al. 2013). Par exemple, dans un environnement où la compétition s'opère davantage pour la lumière que pour les besoins nutritifs, les plantes exploitatrices dominent (Wardle et al. 2004). Ces plantes exploitatrices sont caractérisées par des traits végétaux permettant une croissance rapide et un cycle de vie court, tels qu'une grande surface foliaire spécifique – surface de feuille par unité de masse de feuille, une allocation importante du carbone pour la croissance et une teneur en azote des feuilles importante (Wardle et al. 2004; Wright et al. 2004). La litière de ces végétaux est rapidement décomposée et le temps de résidence des éléments dans le sol est ainsi réduit (De Deyn et al. 2008). La forte disponibilité de nutriments bénéficie aux

bactéries, très compétitives dans l'acquisition de ressources facilement mobilisables et présentant un cycle de vie court.

Dans des environnements peu fertiles où la compétition pour l'acquisition des nutriments est primordiale, ce sont des plantes à traits fonctionnels plutôt conservateurs qui dominent (De Deyn *et al.* 2008). Ces plantes conservatrices sont caractérisées par des cycles de vie plus longs, des surfaces foliaires réduites, une allocation plus grande du carbone pour les métabolites secondaires ainsi que des teneurs en matière sèche des feuilles plus importantes (Wardle *et al.* 2004; Wright *et al.* 2004). Ces végétaux produisent ainsi des litières peu dégradables rendant les cycles de recyclage plus longs (Wardle *et al.* 2004). Les champignons sont alors davantage capables d'exploiter les éléments séquestrés dans la matière organique complexe (Grigulis *et al.* 2013). En effet, les organismes fongiques sont connus pour avoir un ratio C/N plus élevé, des capacités enzymatiques plus importantes, des taux de renouvellement plus faibles et potentiellement une meilleure efficacité d'utilisation du carbone que les bactéries (Waring *et al.* 2013). Ainsi l'assemblage des communautés végétales et microbiennes influence fortement le fonctionnement global de l'écosystème prairial jusqu'à la fourniture de services comme illustré par Grigulis *et al.* (2013) ; Fig.1.5.

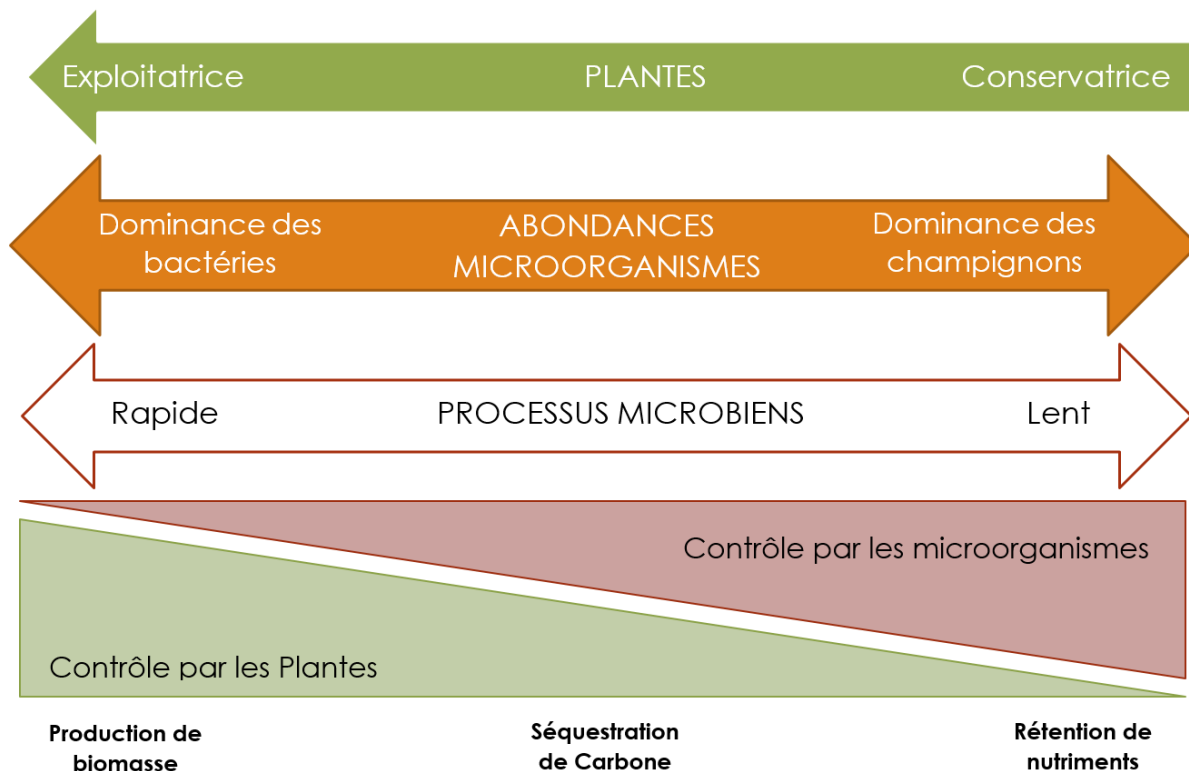


Figure 1.5. Schéma des liens entre les variations des stratégies fonctionnelles des plantes, des compositions de la communauté microbienne et de leurs activités, et des processus des écosystèmes et des services fournis. Traduit de Grigulis *et al.* (2013).

Les cycles biogéochimiques en prairies permanentes et en particulier les processus d'émission de gaz à effet de serre, de lessivage et de stockage de carbone sont à la fois influencés par les facteurs du milieu, les facteurs biologiques et les pratiques agricoles. Parmi les facteurs abiotiques, le statut acido-basique des sols est un déterminant important de nombreux processus microbiens et joue un rôle majeur sur la disponibilité des nutriments pour les plantes. L'acidification des sols, d'origine naturelle ou induite par les intrants azotés, est ainsi l'un des facteurs pouvant limiter la production de biomasse en prairies permanentes.

1.3. Acidification des sols : causes et conséquences

1.3.1. Statut acido-basique des sols

Le statut acido-basique est une propriété importante des sols, fortement déterminée à l'échelle du globe par la nature des roches mères et le climat (Reuter *et al.* 2008; Fabian *et al.* 2014; Slessarev *et al.* 2016). Le statut acido-basique d'un sol peut être défini par la mesure du pH du sol (potentiel hydrogène). Le sol est mis en solution et son pH calculé à partir de la concentration en protons $[H^+]$ présente en solution selon la formule suivante : $pH = -\log_{10}[H^+]$. Le statut acido-basique d'une solution est donc issu d'un équilibre fin entre les acides (molécules pouvant libérer un proton) et les bases (molécules pouvant recevoir un proton).

La très grande majorité des sols présents sur la surface terrestre ont des valeurs de pH oscillant entre 3 et 9 points de pH (Slessarev *et al.* 2016). Un pH du sol compris entre 6.5 et 7.5 est considéré comme neutre ; les sols mesurés à un pH inférieur à 6.5 sont considérés comme « acides » et les sols mesurés à un pH supérieur à 7.5 comme « basiques » ou « alcalins ». A l'échelle des terres agricoles européennes, deux « zones » de pH ont été mises en évidence : l'Europe du Nord présentant des valeurs de pH aux alentours de 5 avec notamment les sols acides de Finlande et Scandinavie et une Europe du Sud à un pH plus élevé (environ 6.1) lié à des sols riches en carbonates (Reuter *et al.* 2008; Tóth *et al.* 2013; Fabian *et al.* 2014 ; Fig.1.6a). En effet, les zones de pH relativement élevé sont corrélées à la présence plus importante de $CaCO_3$ (Fig.1.6b).

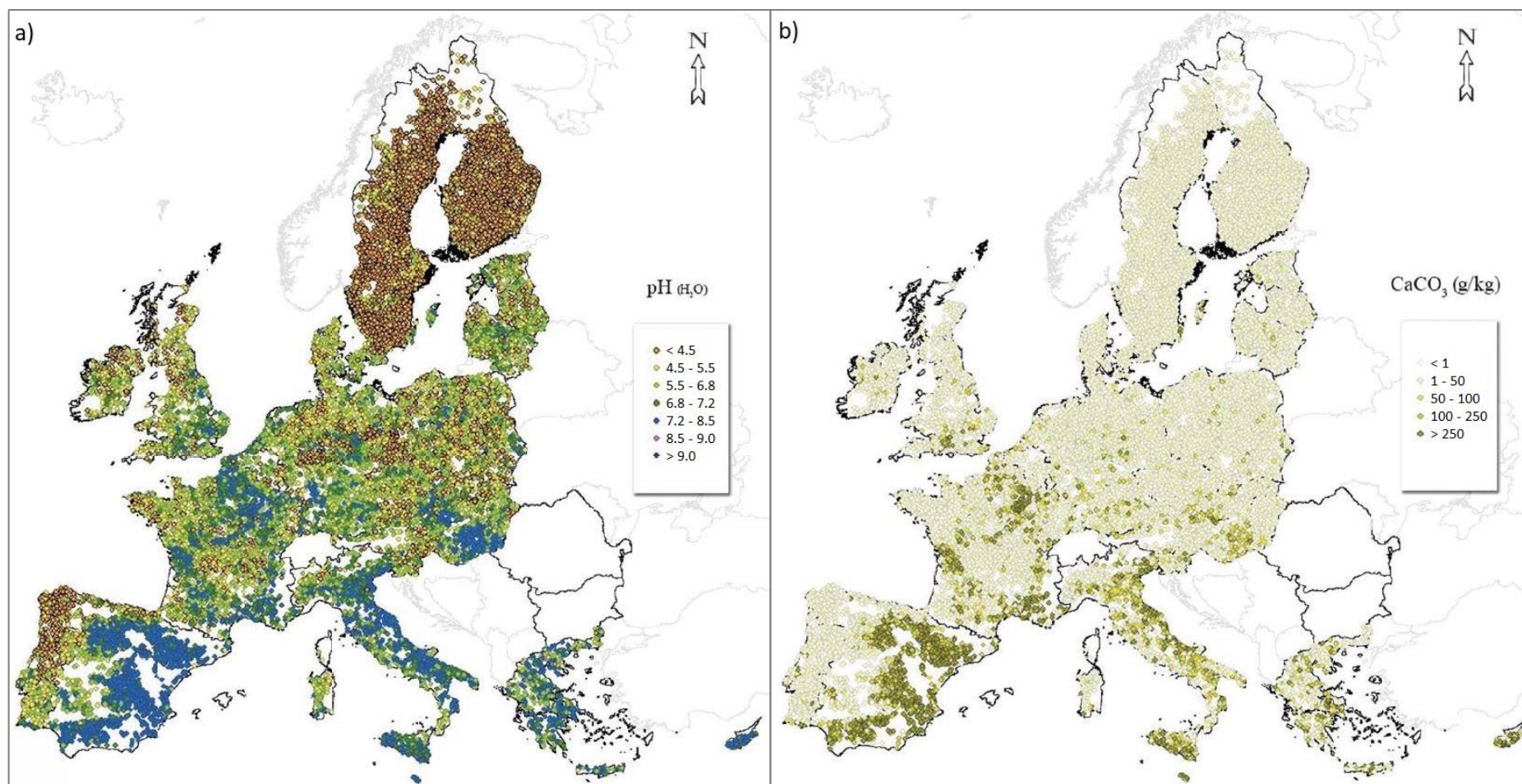


Figure 1.6. pH (a) et teneur en CaCO₃ (b) mesuré sur près de 20 000 sites à travers l'Union Européenne. Etude LUCAS (Land Use/Land Cover Area Frame Survey), Commission européenne (Tiré de Tóth *et al.* 2013)

1.3.2. Origine de l'acidification des sols

L'acidification correspond à l'augmentation de la concentration des protons H^+ dans la solution du sol. De nombreux processus biologiques et physico-chimiques, qui ont lieu dans les écosystèmes gérés ou non, conduisent à la production de protons ou à la consommation de bases, et peuvent induire une diminution du pH du sol (Goulding 2016, Tableau 1.2). Deux catégories de processus peuvent être distinguées en ce qui concerne l'acidification : les processus biologiques qui génèrent des acides dans les sols (cycle C, N, S ; Tableau 1.2) et les processus interrompant ou découplant les cycles (fertilisation, lixiviation, accumulation de matière organique) qui induisent une augmentation des acides dans les sols (Bolan & Hedley 2003). Parmi les processus qui ont lieu durant les cycles du C, N et S, certains sont induits par l'assimilation des nutriments par les végétaux (assimilation racinaire et fixation symbiotique) et d'autres liés à la transformation du C, N et S au sein du sol (Tableau 1.2). Dans un système fermé, le bilan de protons – du prélèvement des nutriments par la plante aux retours *via* la litière – serait équilibré.

L'acidification liée aux activités des plantes et des microorganismes peut être amplifiée ou tamponnée par les pratiques agricoles. Les apports de fertilisation et les exportations de fourrage contribuent notamment à accélérer l'acidification. La forme des apports azotés joue un rôle important en favorisant certaines voies d'assimilation : les apports sous forme d'urée et surtout d'ammonium acidifient les milieux. De même, la lixiviation de NO_3^- et SO_4^{2-} modifie les équilibres de la solution du sol et participe à diminuer le pH des sols. L'acidification est ainsi un phénomène très important dans les régions où la pluviométrie est supérieure à l'évapotranspiration. En sol calcaire, les carbonates présents neutralisent l'acidité *via* les équilibres suivant : $CO_3^{2-} + 2H^+ \leftrightarrow HCO_3^- + H^+ \leftrightarrow H_2CO_3 \leftrightarrow CO_2 + H_2O$. Les activités industrielles participent également à l'acidification des terres *via* les pluies acides, bien qu'en ce qui concerne les milieux agricoles, ce sont davantage la fertilisation et le découplage des cycles qui stimulent ce phénomène (Bolan *et al.* 2003).

Tableau 1.2. **Processus de production et de consommation de protons dans les cycles du carbone, de l'azote et du soufre.** D'après Bolan & Hedley (2003).

Processus	Equation de la réaction	Bilan H ⁺ (mol _c mol ⁻¹)
Cycle du carbone		
Dissolution du dioxyde de carbone	$\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{H}_2\text{CO}_3 \rightarrow \text{H}^+ + \text{HCO}_3^-$	+1
Synthèse d'acide organique	$\text{C Organique} \rightarrow \text{RCOOH} \rightarrow \text{RCOO}^- + \text{H}^+$	+1
Cycle de l'azote		
Fixation de N	$\text{N}_2 + \text{H}_2\text{O} + 2\text{R} - \text{OH} \rightarrow 2\text{R} - \text{NH}_2 + 1.5 \text{O}_2$	0
Minéralisation du N organique	$\text{RNH}_2 + \text{H}^+ + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{R} - \text{OH} + \text{NH}_4^+$	-1
Hydrolyse de l'urée	$(\text{NH}_2)_2\text{CO} + 3\text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{NH}_4^+ + \text{OH}^- + \text{CO}_2$	-1
Assimilation de l'ammonium	$\text{NH}_4^+ + \text{R} - \text{OH} \rightarrow \text{R} = \text{NH}_2 + \text{H}_2\text{O} + \text{H}^+$	+1
Volatilisation de l'ammoniaque	$\text{NH}_4^+ + \text{OH}^- \rightarrow \text{NH}_3 \uparrow + \text{H}_2\text{O}$	+1
Nitrification	$\text{NH}_4^+ + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{NH}_3 \uparrow + \text{H}_2\text{O}$	+2
Assimilation du nitrate	$\text{NO}_3^- + 8\text{H}^+ + 8\text{e}^- \rightarrow \text{NH}_3 + 2\text{H}_2\text{O} + \text{OH}^-$	-1
Dénitrification	$2\text{NO}_3^- + 2\text{H}^+ \rightarrow \text{N}_2 + 2.5 \text{O}_2 + \text{H}_2\text{O}$	-1
Cycle du soufre		
Minéralisation du soufre organique	$\text{S Organique} + 1.5 \text{O}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}^+$	+2
Assimilation du sulfate	$\text{SO}_4^{2-} + 8\text{H}^+ + 8\text{e}^- \rightarrow \text{SH}_2 + 2\text{H}_2\text{O} + \text{OH}^-$	-2
Oxydation de l'élément soufre	$2\text{S}^0 + 2\text{H}_2\text{O} + 3 \text{O}_2 \rightarrow 2\text{SO}_4^{2-} + 4\text{H}^+$	+2

Induit par la végétation ou par les sols.

Les sols sont soumis à des variations spatio-temporelles du pH à une échelle plus ou moins fine. La présence/absence et les variations dans les activités des communautés végétales et microbiennes induisent des modifications localisées du pH. Par exemple, le pH de la rhizosphère, zone de sol en contact direct avec les racines et lieu d'assimilation des nutriments par les plantes, est très variable comparé à d'autres zones du sol (Nye 1981). De même, suivant les activités des plantes et des microorganismes ainsi que les conditions climatiques et les pratiques agricoles, le pH du sol fluctue au cours des saisons (Wuest 2015).

1.3.3. Effet du pH sur le fonctionnement de l'écosystème prairial

Le pH est un déterminant majeur de nombreux processus biogéochimiques (Kunhikrishnan *et al.* 2016). Le statut acido-basique des sols influence les charges de surface de différents composants du sol comme les feuillets des argiles, la matière organique et les oxydes d'aluminium et de fer. L'acidité réduit ainsi la capacité d'échange cationique effective (CEC, rétention de cations) et augmente la capacité d'échange anionique effective (AEC) des sols impactant ainsi l'absorption et la disponibilité des anions et cations. Parallèlement, le pH contrôle les processus de complexation, de précipitation, de dissolution, les équilibres redox, la mobilité et le lessivage, la dispersion et la floculation des particules insolubles ou encore la biodisponibilité des éléments traces (Bolan *et al.* 2003).

Les propriétés physico-chimiques des sols, dont le statut acido-basique des sols fait partie, impactent la croissance des plantes, avec des conséquences pour la production et la structure de la communauté végétale (Brooker 2006). En effet, le pH optimal pour la nutrition des plantes est aux alentours de 6 ; pH pour lequel la disponibilité de la plupart des nutriments essentiels est maximale (Paradelo *et al.* 2015). Les pH inférieurs à 4 ou supérieurs à 8 nuisent à la productivité de l'écosystème prairial (Haynes & Naidu 1998; Veresoglou *et al.* 2011) : des carences en éléments nutritifs et/ou la toxicité en aluminium ou manganèse peuvent inhiber la croissance racinaire et modifier les interactions biotiques entre communautés microbiennes et végétales. Des modifications dans les conditions abiotiques tel que le pH peuvent modifier les interactions biotiques (compétition, facilitation) entre les espèces végétales et ainsi impacter l'assemblage des communautés végétales (Brooker 2006). Les espèces végétales sont plus ou moins sensibles au niveau d'acidité des sols suivant leur stratégie d'acquisition des nutriments et leur tolérance à certains métaux (Wamelink *et al.* 2005). L'adaptation des végétaux à leur biotope a induit des différenciations dans la tolérance à l'acidité ; certaines plantes sont caractéristiques des milieux acides et sont dites « acidophiles ». Le pH peut également impacter la richesse spécifique des communautés. La nature de cette relation dépend des conditions climatiques : uni-modale en région humide et plutôt négative en région sèche (Palpurina *et al.* 2017).

Tout comme les plantes, les communautés microbiennes sont sensibles au statut acido-basique du sol. En effet, le pH est un déterminant majeur de la différenciation et de la structuration des communautés microbiennes (Rousk *et al.* 2010). Ces auteurs montrent qu'un gradient de pH établi sur un transect de 200m peut conduire à une diversité de microorganismes d'importance égale voire supérieure à celle rencontrée à travers une large gamme de biomes entre l'Amérique du Nord et du Sud. D'une manière générale, les communautés fongiques s'avèrent moins sensibles aux variations de pH que les communautés bactériennes (Rousk *et al.* 2010). De fait, les champignons présentent une gamme de pH optimal pour leur développement plus grande, incluant des pH acides, tandis que les communautés bactériennes préfèrent un pH peu acide à neutre. Les variations de pH influent ainsi

fortement sur les relations de compétition entre les microorganismes du sol (Haynes & Naidu 1998). Néanmoins l'ensemble des communautés microbiennes apparaissent affectées négativement par un pH en dessous de 4.5 (Rousk *et al.* 2009).

L'influence du pH sur les communautés végétales et microbiennes peut avoir des effets indirects sur les pertes en azote et carbone des écosystèmes. Par exemple, les pH faibles en sols acides peuvent limiter les émissions de CO₂ en réduisant les activités microbiennes et en favorisant la formation de matière organique (Kemmitt *et al.* 2006; Kunhikrishnan *et al.* 2016). L'acidité des sols peut également être vue comme un moyen de réduire les pertes en azote, notamment par lessivage en réduisant les activités de nitrification (Kemmitt *et al.* 2005). En effet, l'accumulation d'azote sous forme de NH₄⁺ est moins soumise à la lixiviation que les ions NO₃⁻. La réduction des pertes est accompagnée d'un ralentissement du recyclage de l'azote (Kemmitt *et al.* 2005). De même, les terrains acides ont tendance à émettre moins de N vers l'atmosphère, bien que le ratio N₂O/N₂ peut être plus grand sur sol acide (Simek & Cooper 2002; Cuhel *et al.* 2010).

Compte tenu des conséquences de l'acidification, la gestion du statut acido-basique des sols apparaît comme essentiel dans les prairies gérées. De plus, la biodisponibilité réduite de l'azote peut entraîner un usage plus important de fertilisation azotée intensifiant par la même les processus d'acidification. Le choix de fertilisants moins acidifiants ainsi que de pratiques agricoles contrebalançant à la fois les processus d'acidification et leurs conséquences est donc nécessaire pour le maintien de la viabilité économique de ces agroécosystèmes et pour limiter leurs impacts sur l'environnement (GES, lessivage).

1.4. Gestion du statut acido-basique des sols par le chaulage

Le pH de la solution du sol est très fortement relié à la teneur en CaCO₃ des sols (Fig.1.6). Ainsi l'apport de carbonate de calcium – ou d'un dérivé tel que la chaux (CaO ou Ca(OH)₂) – est une pratique agricole courante pour améliorer le statut acido-basique des sols (Goulding 2016). De manière empirique, cette pratique agricole appelée « chaulage » a fait ses preuves en permettant, suivant les cas, d'augmenter pH et productivité, vraisemblablement en modulant la disponibilité des éléments dans les sols (toxicité, carence, biodisponibilité) (Haynes & Naidu 1998). Du fait de leur action sur la fertilité du sol et de leur correction de l'acidité du sol, les produits de chaulage sont qualifiés d'amendement basique (ALA 2018; UNIFA 2018).

1.4.1. Différents types d'amendement basique

Les amendements basiques sont caractérisés par un anion de basicité importante (O²⁻, OH⁻, CO₃²⁻, anions silicates et silico-phosphate) et un cation d'acidité négligeable (Ca²⁺, Mg²⁺, principalement). Le chaulage peut ainsi être réalisé à l'aide de différents types de matériaux minéraux

(Goulding 2016). Généralement, ce sont des carbonates de calcium (CaCO_3) ou des carbonates calco-magnésien ($\text{MgCa}(\text{CO}_3)_2$), extraits de carrière terrestre de roche calcaire (craie, marne, dolomie) ou de concession marine (Maërl, sables marins calcaire coquilliers). Ces produits de chaulage sont dits « crus » car ils sont seulement extraits et broyés, avant d'être conditionnés en poudre ou en granulés. Les produits dits « cuits » sont des carbonates transformés par la chaleur en oxyde ou hydroxyde tels que la chaux vive (CaO) et la chaux éteinte ($\text{Ca}(\text{OH})$). Des coproduits industriels issus de la sidérurgie (CaSiO_3 , scories phosphatées, « scories Thomas », etc.), de la transformation de la betterave à sucre (écume de sucrerie), des boues décalcifiantes des eaux de forages ou encore de la production de la pâte à papier kraft (carbonates) peuvent également être utilisés pour le chaulage (Comifer 2010).

Les amendements basiques calcique et/ou magnésien sont caractérisés par la teneur en CaO ou MgO , la forme chimique (carbonate, oxyde, hydroxyde), la finesse de mouture et la solubilité carbonique. La valeur neutralisante du produit va ainsi dépendre de la forme chimique et de la teneur en CaO ou MgO , et sera prise en compte pour le dosage du produit. La vitesse d'action du produit et la durée de l'effet dépendent fortement de la finesse de mouture et de la solubilité carbonique qui influent sur la dissolution de l'amendement (Adams & Barber 1984).

La spécificité du chaulage en prairies réside dans la réalisation des apports en surface, sans retournement du sol. L'incorporation au profil du sol se fait donc progressivement avec la dissolution de l'amendement. Les résultats peuvent ainsi être moins rapides et plus contrastés qu'en grandes cultures, d'autant plus que la teneur plus élevée en matière organique des prairies tend à tamponner les effets du chaulage (Curtin & Trollove 2013).

1.4.2. Actions des amendements minéraux basiques calciques et calco-magnésiens

Mon travail de thèse se focalise sur les apports de chaulage d'amendements minéraux basiques calciques ou calco-magnésiens (base = carbonates, cation = Ca^{2+} , avec parfois Mg^{2+}). Le mode d'action de ces amendements se fait en trois étapes principales : 1) lors du contact avec le sol et la solution du sol, l'anion (CO_3^{2-}) et le cation (Ca^{2+} , Mg^{2+}) vont se dissocier ; 2) l'anion va neutraliser les H^+ en solution et également "arracher" puis neutraliser une partie des H^+ du complexe adsorbant argilo-humique aboutissant à l'augmentation du pH ; 3) la CEC effective va alors augmenter et les cations apportés vont enrichir la garniture cationique du sol *via* les sites libérés par les H^+ neutralisés (Bolan *et al.* 2003). Les effets directs des amendements minéraux basiques calciques et calco-magnésiens sont l'augmentation de pH, l'augmentation de la concentration en cations Ca^{2+} et/ou Mg^{2+} et de la CEC effective. *Via* l'augmentation de pH et l'action des ions calcium, le chaulage peut aboutir à des améliorations notables des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des sols.

Amélioration physique : bien que l'augmentation du pH conduise à la dispersion des particules du sol à court-terme (Haynes & Naidu 1998), les fortes concentrations en Ca^{2+} favorisent la floculation

des particules (Haynes & Naidu 1998; Paradelo *et al.* 2015) et ainsi la formation d'agrégats stables (Chan & Heenan 1999). Les carbonates non-dissous peuvent également avoir une action de « ciment » sur les particules du sol (Haynes & Naidu 1998). En améliorant la structuration des sols, le chaulage peut jouer un rôle dans la circulation et la rétention de l'eau par les sols, avec des implications pour la production des plantes (During *et al.* 1984).

Amélioration chimique : l'augmentation de pH induite par le chaulage conduit notamment à la précipitation de l'aluminium échangeable sous forme d'hydroxyde, ce qui diminue la mobilité et la biodisponibilité des ions aluminium (Haynes & Naidu 1998). Le chaulage limite ainsi la toxicité de certains métaux lourds comme l'aluminium ou également le manganèse (Bolan *et al.* 2003). À l'inverse, le chaulage peut conduire à une plus grande disponibilité d'éléments nutritifs, outre les augmentations de concentrations de Ca^{2+} et Mg^{2+} , et en particulier du phosphore (P). L'effet du chaulage sur le P peut être lié à l'immobilisation d'Al ou à des modifications dans les concentrations en P et conduit généralement à une plus grande absorption du P par les plantes (Bolan *et al.* 2003).

Amélioration biologique : en augmentant le statut acido-basique du sol, le chaulage rétablit des conditions optimales pour un certain nombre de processus biologiques tels que la fixation de l'azote ou la minéralisation du carbone et de l'azote (Bolan *et al.* 2003). Les modifications du pH, la meilleure disponibilité des nutriments et la plus grande accessibilité à la matière organique induites par le chaulage (Fabre & Kockmann 2006) affectent les communautés microbiennes (augmentation de biomasse et/ou stimulation des activités et/ou changements dans les communautés ; Macdonald 1979; Shah *et al.* 1990; Neale *et al.* 1997; Kemmitt *et al.* 2006; Mijangos *et al.* 2010). Les amendements minéraux basiques calciques peuvent également impacter la macrofaune du sol (Bolan *et al.* 2003; Davidson & Grieve 2006). De fait, le chaulage peut avoir des effets positifs sur l'abondance de certains groupes dans le sol (vers de terre et famille des Enchytraeidae, Grieve *et al.* 2005).

Les modifications des compartiments souterrains induites par le chaulage sont plus ou moins intriquées, ainsi les changements chimiques, physiques ou biologiques directs peuvent à leur tour impacter d'autres propriétés physiques, chimiques ou biologiques des sols d'une façon indirecte. Par exemple, la stimulation des activités microbiennes peut à court-terme induire une diminution de la matière organique par minéralisation mais aussi à moyen-terme participer à la stabilisation de la matière organique *via* la production de molécules extracellulaires « liantes » (Haynes & Naidu 1998).

L'ensemble de ces améliorations ou modifications du compartiment « sol » de l'écosystème prairial peut induire des effets sur le fonctionnement global de l'écosystème prairial et ainsi modifier les niveaux des services fournis par cet agroécosystème.

1.5. Effet du chaulage sur le fonctionnement de l'écosystème prairial

1.5.1. Effet du chaulage sur la végétation en prairies permanentes

Le but premier du chaulage étant l'augmentation de la productivité *via* l'amélioration du statut acido-basique des sols, cet effet est logiquement le plus documenté dans les études *in situ*. Les apports de chaulage conduisent généralement bien à l'augmentation de la production de biomasse végétale recherchée (Edmeades *et al.* 1981; Stevens & Laughlin 1996; Wheeler *et al.* 1997; Galbally *et al.* 2010; Mijangos *et al.* 2010). Néanmoins, certaines études n'ont pas constaté d'effet sur la productivité du couvert végétal (Hejman *et al.* 2010) ou parfois l'effet n'a été que provisoire (inférieur à 3 ans ; Spiegelberger *et al.*, 2010).

Les variations potentielles dans la composition du couvert végétal – associées à l'augmentation de productivité – sont nettement moins documentées. Le chaulage peut pourtant accroître la richesse spécifique du couvert en prairie (Poozesh *et al.* 2010) et/ou modifier durablement les abondances des espèces (effet à plus de 15 ans après application du chaulage ; (Spiegelberger *et al.* 2010).

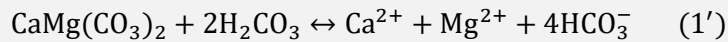
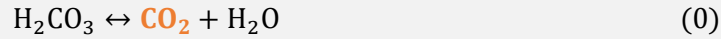
Enfin, l'effet du chaulage sur la qualité du fourrage est relativement peu étudié. La composition du fourrage est pourtant l'un des critères essentiels pour une bonne valorisation. Le chaulage – en améliorant les conditions de croissance des racines et la biodisponibilité de l'azote – peut effectivement augmenter la qualité du fourrage (Mijangos *et al.* 2010).

1.5.2. Effet du chaulage sur les émissions de gaz à effet de serre en prairies permanentes

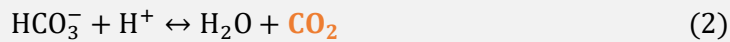
Un second objectif des apports de chaulage peut être de limiter les émissions de GES – notamment par la réduction d'intrants azotés – néanmoins les effets du chaulage sur les GES sont complexes. Lors de la neutralisation de l'acidité du sol par les carbonates, une partie du carbone apporté peut être réémise sous forme de CO₂, à des vitesses et en quantités variables, notamment si les carbonates réagissent avec des acides faibles (H₂CO₃) ou forts (HNO₃) (West and McBride, 2005 – Encart 4). Une première contribution aux émissions de gaz à effet de serre est donc liée à l'apport même du produit (Bertrand *et al.* 2007; Biasi *et al.* 2008; Dumale *et al.* 2011) bien que la quantité et le pas de temps nécessaire à la réémission du carbone apporté lors du chaulage ne soient pas clairement établis (IPCC 2006; Hamilton *et al.* 2007; Biasi *et al.* 2008; Grover *et al.* 2017).

Encart 4. Application de CaCO₃ : puits ou source de CO₂ ?

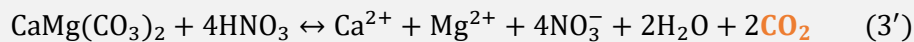
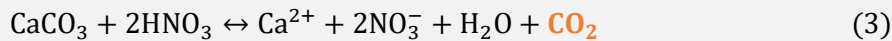
La dissolution des amendements minéraux basiques calciques (ou calco-magnésiens) se réalise *via* différentes réactions suivant si l'amendement réagit avec des acides forts (HNO₃) ou avec des acides faibles tel que l'acide carbonique (H₂CO₃). La dissolution de carbonate de calcium (1) ou de carbonate calco-magnésien (1') avec des acides faibles agit comme **puits de CO₂** et forme du bicarbonate. L'acide carbonique provient de l'équation (0) et mobilise 2 moles d'équivalent CO₂.



Le bicarbonate (HCO₃⁻) formé peut rester dans le sol ou être lessivé et constitue une source majeure de l'alcalinité des eaux de surface et souterraines. Dans le sol et suivant les équilibres de concentrations en carbonates, il peut réagir avec H⁺ et libérer à nouveau du CO₂ (2)



Lors de la transformation de NH₄⁺ en NO₃⁻ (nitrification), des acides forts comme HNO₃ sont libérés et peuvent participer à la dissolution des amendements (3) et (3'), alors **source de CO₂**.



En dessous d'un pH de 5, les réactions avec des acides forts sont dominantes et favorisent la dissolution des amendements. L'acidification induite par la fertilisation azotée renforce donc également la contribution des acides forts à la dissolution des carbonates. Le chaulage de sols légèrement acides peut néanmoins contribuer à la séquestration d'une partie du carbone atmosphérique.

D'après West & McBride 2005; Hamilton *et al.* 2007; Dumale *et al.* 2011

Parallèlement, les actions du chaulage sur les activités microbiennes et racinaires peuvent conduire à des modifications des émissions de CO₂ ou de N₂O (Haynes & Swift 1988; Shah *et al.* 1990; Fuentes *et al.* 2006; Mørkved *et al.* 2007). *In situ*, peu d'études ont été menées sur l'effet du chaulage sur les émissions de CO₂ (respiration du sol ou respiration de l'écosystème ; Brumme and Beese, 1992; Galbally *et al.*, 2010) limitant toute généralisation sur la direction ou l'ampleur de l'impact du chaulage, que ce soit en prairie comme en forêt ou en grandes cultures (Page *et al.* 2009). Les expérimentations d'incubations de sols prairiaux, plus nombreuses, ont conduit à des conclusions contradictoires : le chaulage pouvant augmenter les émissions de CO₂ issues des compartiments natifs de la matière organique dans certains cas (Dumale *et al.* 2011; Ahmad *et al.* 2014, 2015; Grover *et al.* 2017) ou ne pas impacter la minéralisation dans d'autres (Bertrand *et al.* 2007; Biasi *et al.* 2008). Concernant les émissions de N₂O, les résultats de la littérature sont également contradictoires. *In situ*, les émissions de N₂O observées ont pu être augmentées (Mosier *et al.* 1998; Galbally *et al.* 2010), diminuées (Borken & Brumme 1997; Galbally *et al.* 2010) ou non affectées (Galbally *et al.* 2010) par le chaulage, suivant les périodes de mesure, le climat ou l'écosystème étudié. Il en va de même en laboratoire, lors

d'incubations de sols prairiaux où le chaulage a pu augmenter les émissions d'azote (sous forme de N_2O ; Khalil *et al.*, 2003; Zaman, Nguyen and Saggari, 2008 ; ou de N_2 ; Zaman *et al.*, 2007), les diminuer (sous forme de N_2O ; Mkhabela *et al.*, 2006) ou ne pas les affecter (Clough *et al.* 2004; Mørkved *et al.* 2007). Toutefois, il est également important d'étudier l'influence du chaulage sur la forme des émissions d'azote (Encart 3) puisqu'en augmentant le total des émissions d'azote (Zaman *et al.* 2007, 2008) ou en diminuant relativement les émissions de N_2O (Liu *et al.* 2010), le chaulage a le potentiel de diminuer le ratio N_2O/N_2 des émissions (Simek & Cooper 2002). Enfin, le chaulage semble ne pas affecter les flux de méthane (Borken & Brumme 1997; Mosier *et al.* 1998; Page *et al.* 2009) mais tout comme pour le CO_2 et le N_2O , le manque de références *in situ* et notamment en prairie ne permet pas de généraliser les résultats.

1.5.3. Effet du chaulage sur le stockage et le lessivage du carbone en prairies permanentes

Dans un contexte d'agriculture durable il est nécessaire de mieux comprendre les effets des pratiques sur le stockage du carbone et les pertes par lessivage. Le chaulage est connu pour conduire à une plus grande solubilité de la matière organique (Kemmitt *et al.* 2006), accélérer le recyclage du carbone (Staddon 2003; Rangel-Castro *et al.* 2005) et aboutir à des pertes en lessivage plus importantes (Kemmitt *et al.* 2005; Ahmad *et al.* 2013). Toutefois, le chaulage peut aussi conduire à une stabilisation accrue de matière organique (Chan & Heenan 1999). De plus, le recyclage rapide des nutriments ne défavorise pas forcément la séquestration du carbone dans les sols (Fornara *et al.* 2011), et la dissolution des carbonates peut agir comme puits de carbone (Hamilton *et al.* 2007) ; Encart 4). Enfin, les rétroactions telles que les retours plus importants des végétaux (liés à l'augmentation de productivité du couvert) peuvent potentiellement compenser les pertes initiales d'une manière progressive (Paradelo *et al.* 2015). Ainsi, l'étude des effets du chaulage sur le lessivage et le stockage du carbone doit davantage prendre en compte les possibles effets contradictoires à court et à long-terme et intégrer les rétroactions potentielles des différents compartiments de l'écosystème prairial.

1.5.4. Facteurs contrôlant les impacts du chaulage

La variabilité des réponses au chaulage observées en prairie pourrait s'expliquer par des différences de contextes pédoclimatiques et « biologiques » dans lesquels sont menées les études. De fait, l'ampleur et la direction de réponses des plantes ou du sol au chaulage peuvent être modulées par un grand nombre de facteurs abiotiques et biotiques.

Facteurs abiotiques

Les propriétés intrinsèques des sols telles que la texture, la teneur en matière organique, la CEC, la disponibilité en azote ou encore le pH initial sont autant de facteurs pouvant influencer l'ampleur des effets du chaulage. Ainsi, les expérimentations menant un même protocole sur des types de sols différents peuvent mettre en évidence une direction 'générale' d'effet mais présentent souvent des variations propres à chaque type de sol ou site étudié (Nyborg & Hoyt 1978; Bertrand *et al.* 2007; Mijangos *et al.* 2010; Dumale *et al.* 2011; Grover *et al.* 2017). Nyborg & Hoyt (1978) ont notamment pu conclure à une augmentation de la minéralisation de l'azote sur une quarantaine de sols acides incubés et chaulés, mais l'ampleur de l'augmentation était dépendante de l'azote total, du C/N et du niveau de pH des sols.

La présence d'intrants azotés peut également être un facteur modulant les impacts du chaulage sur le fonctionnement de l'écosystème prairial (Nyborg & Hoyt 1978). Une disponibilité accrue en azote peut lever des limitations d'accès aux nutriments et stimuler la croissance et/ou les activités des communautés végétales et microbiennes, avec des conséquences pour les réponses de l'écosystème au chaulage. *In situ*, l'apport de fertilisation peut ainsi réduire la relation positive entre pH et productivité du couvert (Veresoglou *et al.* 2011). Les quelques études menées au champ sur les interactions entre chaulage et fertilisation azotée ont pu montrer des effets négatifs (Edmeades *et al.* 1981; Poozesh *et al.* 2010) ou additifs (Poozesh *et al.* 2010) entre ces deux pratiques. Toutefois, lors d'incubations de sol, les effets nets du chaulage semblent prédominer sur les effets de la fertilisation azotée pour la biomasse microbienne (Kennedy *et al.* 2004) ou encore pour les émissions de N₂O (Mosier *et al.* 1998). Alors que les pratiques de chaulage et de fertilisation azotée sont régulièrement associées au champ, l'interaction entre fertilisation azotée et chaulage reste peu étudiée.

Tout comme la disponibilité en azote, la disponibilité en eau du sol lors des apports de chaulage peut potentiellement jouer un rôle important sur les impacts de ces amendements sur l'écosystème prairial. Le statut hydrique joue un rôle déterminant dans les flux et les transformations des nutriments (Bloor & Bardgett 2012). En contrôlant certains processus liés à la croissance des plantes et aux activités microbiennes, la teneur en eau pourrait modifier indirectement les impacts du chaulage sur l'écosystème prairial. Par exemple, l'effet du chaulage peut ne pas être le même suivant les voies de production du N₂O. Celles-ci sont en effet sensibles aux conditions aérobies/anaérobies du sol et sont fortement impactées par des périodes de sécheresse et de ré-humidification (Clough *et al.*, 2004; Barton *et al.*, 2013 – Encart 3). A ce jour, les relations entre amendements calciques et régime hydrique sur les flux de carbone et en azote en prairies permanentes sont encore très peu étudiées.

Facteurs biotiques

En théorie, l'impact du chaulage peut être modulé par des facteurs biologiques tels que la présence ou l'absence de couvert végétal, la composition des communautés présentes, végétales ou microbiennes, et leurs interactions. En effet, les réponses au chaulage de l'écosystème prairial pourraient être modulées par la réponse de chacun des individus présents au sein des communautés végétales et microbiennes, notamment la réponse à l'augmentation de pH et à la disponibilité de l'azote. Pour les communautés végétales, les stratégies de croissance (exploitatrices vs conservatrices ; Fig.1.5) et la capacité d'acquisition des ressources vont gouverner la réponse (positive, négative ou nulle) de chaque espèce face à l'amélioration du statut acido-basique et à l'augmentation de la biodisponibilité des nutriments. Suivant les abondances relatives des espèces et les relations qu'elles entretiennent entre elles, les réponses spécifiques pourraient *in fine* moduler une partie de la réponse du couvert au chaulage. Pour les communautés microbiennes, la présence/absence et les abondances relatives des différents groupes (bactérien et fongique ; Fig.1.5) pourraient également moduler les réponses des compartiments souterrains au chaulage *via* la sensibilité au pH et les stratégies d'acquisition des nutriments spécifiques ainsi que les interactions biotiques présentes. Cependant, l'impact des facteurs biotiques sur l'ampleur des réponses au chaulage en prairies permanentes est peu étudié.

Enfin, la variabilité des effets observés du chaulage sur les prairies peut provenir en partie de la durée des expérimentations et des différents délais des réponses au chaulage. Nous avons également vu que les nombreuses rétroactions entre les compartiments de l'écosystème prairial pourraient conduire à des effets contraires à court, moyen ou long-terme. Il s'agit également de ne pas confondre les réponses liées à l'augmentation de pH induite par le chaulage (effet transitoire à court/moyen-terme) et les effets liés à la stabilisation d'un nouveau statut acido-basique moins acide (à moyen/long-terme).

1.6. Synthèse des connaissances et démarche de la thèse

La littérature actuelle portant sur les effets du chaulage est logiquement associée au problème d'acidification des sols. Les conséquences de l'acidification et des pratiques de chaulage ont été fortement étudiées sur l'écosystème forestier pour comprendre les mécanismes du dépérissement induit par les dépositions azotées et y remédier. Les régions du globe les plus affectées par l'acidification, telles que l'Australie, sont également les plus documentées. La prise en considération de cet amendement sur le fonctionnement des écosystèmes – en particulier sur les prairies permanentes qui plus est en moyenne montagne – reste encore marginale. Le peu d'études menées en prairies porte sur des pas de temps ou des conditions abiotiques très variables. Trop souvent ces études ne proposent pas une vision systémique des effets du chaulage (un seul compartiment étudié), et ne permettent donc pas d'appréhender dans leur globalité les mécanismes sous-jacents aux effets observés. Les différences dans les protocoles (échelle *in situ* vs microcosmes, type de sol, climat, produits de chaulage utilisés) rendent la comparaison difficile et peuvent sans doute expliquer la majorité des différences d'effets observées – en lien notamment avec les différents facteurs évoqués précédemment.

Finalement, les nombreuses actions du chaulage, l'existence de rétroactions, de réponses à des pas de temps différents (court, moyen, long-terme) et de facteurs biotiques et abiotiques modulant l'ampleur des réponses, rendent les impacts du chaulage variables et parfois contradictoires (Haynes & Naidu 1998; Paradelo *et al.* 2015). De plus, certains enjeux majeurs tels que les interactions entre pratiques de chaulage et de fertilisation azotée ou l'effet du chaulage en condition de sécheresse sont encore trop peu étudiés. Cela souligne le besoin d'augmenter les études empiriques et de les associer à des approches plus analytiques qui permettront de renforcer nos connaissances et notre compréhension des processus impliqués dans les effets du chaulage sur le fonctionnement de l'écosystème prairial (Page *et al.* 2009).

Les objectifs principaux de ma thèse répondent à cette attente. Il s'agit d'**apporter des références (connaissances empiriques) supplémentaires sur la direction et la taille des effets du chaulage sur le fonctionnement de l'écosystème prairial** et d'**enrichir notre compréhension des mécanismes (connaissances analytiques) qui peuvent être impliqués** dans ces effets. Une finalité de ce travail sera de contribuer à l'analyse comparée de l'efficacité de différents amendements calcaïques dans le but d'optimiser l'efficacité des intrants agricoles (fertilisation azotée combinée au chaulage) et de limiter les impacts environnementaux négatifs associés à ces pratiques agricoles (GES, lessivage) en prairies permanentes de moyenne montagne.

Nous avons voulu évaluer les effets du chaulage sur le fonctionnement de l'écosystème prairial en prenant en compte l'ensemble des compartiments (plantes-microorganismes-sol) et en ciblant des fonctions clés : production végétale en carbone et azote, émissions de carbone et d'azote, lixiviation

d'azote. Pour répondre au contexte changeant auquel ces agroécosystèmes sont soumis nous avons inclus des variations environnementales : caractéristiques des sols et régime hydrique. Mon travail de thèse se construit également autour de questions scientifiques plus spécifiques :

- 1) qualifier et quantifier les patrons de réponses de différentes fonctions (régulation cycle du C et cycle du N) et compartiments prairiaux (plantes, microorganismes, sol) aux amendements calciques ou calco-magnésiens en prairie permanente ;
- 2) identifier les interactions entre le chaulage et la fertilisation azotée et entre le chaulage et la disponibilité en eau (régime de pluviométrie) sur le fonctionnement de l'écosystème prairial ;
- 3) comparer l'impact sur ces patrons de réponses de différents types d'amendements : CaCO₃ et Dolomie extraits sur le continent et Calcimer (sable coquillers) et Lithothamne (algues à squelettes calciques) issus de fonds marins.

Pour cela nous avons mis en place une approche intégrant différentes échelles temporelles (de quelques semaines à deux saisons de végétation), « spatiales » (*in situ*, mésocosmes, microcosmes) et de complexité (nombre de compartiments pris en compte). Ainsi, mon travail de thèse s'articule autour de trois volets expérimentaux : un essai *in situ*, une manipulation en mésocosmes et des expérimentations en microcosmes. La démarche et les expérimentations développées sont présentées en détail dans le **Chapitre 2**.

L'essai *in situ* [**Chapitre 3**] porte à la fois sur l'impact du chaulage sur la respiration du sol en prairie permanente fertilisée [3.1] et sur les interactions chaulage et fertilisation azotée sur les flux et les stocks de carbone en prairie permanente [3.2]. La manipulation de mésocosmes [**Chapitre 4**] en conditions semi-contrôlées se focalise sur l'impact du chaulage sur la fourniture de fourrage et les flux de gaz à effet de serre en prairie [4.1] et sur l'influence du chaulage sur la résistance et la récupération du couvert prairial suite à une sécheresse printanière [4.2]. Enfin, les expérimentations en microcosmes [**Chapitre 5**] ont étudié les interactions entre chaulage et fertilisation azotée sur la minéralisation du C en sol prairial [5.1] et la contribution à court-terme des amendements minéraux basiques aux émissions de gaz à effet de serre en sol prairial [5.2]. Des liens pourront être établis entre les différents volets de la thèse puisqu'une partie des expérimentations a été menée avec des variables similaires (type de sol, communautés végétales et microbiennes, interaction avec la fertilisation azotée, type de produit de chaulage) et/ou étudie une même fonction ou compartiment de l'écosystème (respiration du sol, production de biomasse, émissions de N₂O).

Le manuscrit présente ainsi deux niveaux de lecture. Le **Chapitre 2** et le **Chapitre 6** portent la dimension intégratrice du travail en présentant l'ensemble des matériels et méthodes mis en place durant ma thèse [**Chapitre 2**] et en combinant les conclusions et les perspectives des différentes expérimentations [**Chapitre 6**]. Les sous-sections des **Chapitres 3, 4 et 5** correspondent à la stratégie de valorisation du travail de thèse sous forme de 6 articles potentiels (dont l'un est déjà publié). Les sous-sections de ces chapitres comportent une rapide présentation de l'expérimentation concernée, du jeu de données mobilisé, l'analyse complète des résultats et une première discussion de ceux-ci. Elles peuvent ainsi se lire séparément et indépendamment du reste du manuscrit. Le Tableau 1.3. synthétise le plan et la démarche de travail et présente les hypothèses spécifiques à chaque expérimentation.

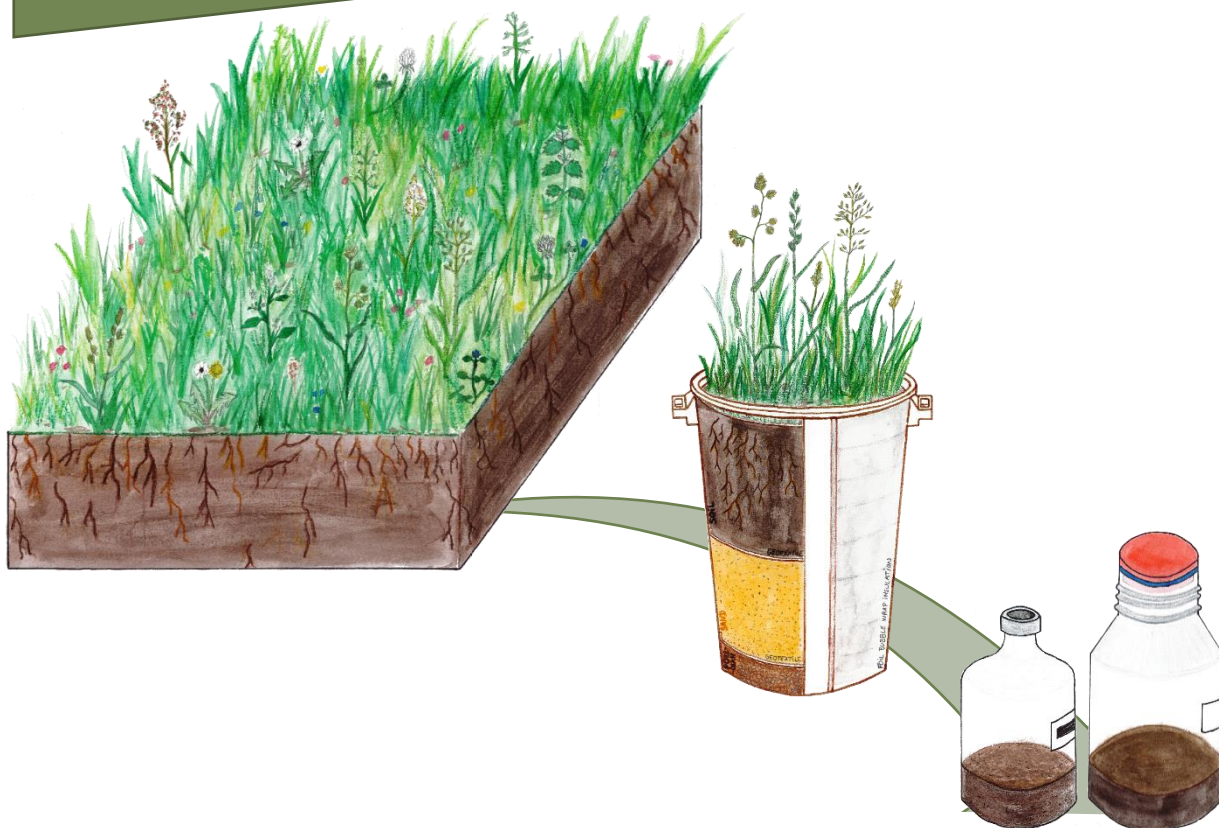
Ce travail a été financé par une bourse CIFRE de l'ANRT s'adossant à une collaboration scientifique entre l'entreprise CMI-Groupe Roullier et l'UREP (projet de recherche initié en 2014). L'un des produits utilisés dans les différents volets de la thèse est le Calcimer, un produit de chaulage commercialisé par le partenaire et issu de sables coquillers marins. Cette thèse permet ainsi de renforcer l'évaluation de l'efficacité de cet amendement minéral basique calcique dans le contexte des prairies permanentes de moyenne montagne. Aucun embargo n'a été mis sur la publication de ces résultats.

Tableau 1.3. Plan général du contenu des chapitres de résultats et les hypothèses associées à chaque sous-section.

Chapitre de thèse et échelle d'étude	Compartiments étudiés	Sous-sections	Hypothèses testées
Chapitre 3 Essai <i>in situ</i>	Plantes, Microbes (communauté <i>in situ</i>) - Sol (Andosol non remaniés)	3.1. Impact du chaulage (Calcimer) sur la respiration du sol en prairie permanente fertilisée de moyenne montagne	i) le chaulage augmente la respiration du sol <i>via</i> l'augmentation de pH en prairie fertilisée ii) le chaulage affecte les drivers abiotiques de la respiration du sol en prairie fertilisée
		3.2. Interactions chaulage (Lithothamne) et fertilisation azotée sur les flux de carbone en prairie permanente de moyenne montagne	i) le chaulage augmente les flux de carbone (respiration du sol) et affecte les stocks de carbone du sol ii) la fertilisation azotée affecte l'impact du chaulage sur les flux et les stocks de carbone en prairie
Chapitre 4 Mésocosmes	Plantes (communauté modèle) Microbes (communauté prélevée) Sol (Andosol & Cambisol remaniés)	4.1. Impact du chaulage (Calcimer & Dolomie) sur la fourniture de fourrage et les flux de gaz à effet de serre en prairie	i) le chaulage augmente la production et la qualité du fourrage ii) le chaulage augmente les émissions de CO ₂ et affecte les émissions de N ₂ O iii) les effets du chaulage sont tamponnés par le taux de teneur en matière organique (type de sol)
		4.2. Influence du chaulage (Calcimer & Dolomie) sur la résistance et la récupération du couvert prairial suite à une sécheresse printanière	i) le chaulage minimise la perte de production et de diversité du couvert végétal en cas de sécheresse et facilite la récupération à court-terme (<i>via</i> la disponibilité de l'azote et les activités des microorganismes) ii) les effets positifs du chaulage sont dus à des modifications dans la structure de la communauté végétale
Chapitre 5 Microcosmes	Microbes - Sol (Andosol & Cambisols remaniés)	5.1. Interactions entre chaulage (CaCO ₃) et fertilisation azotée sur la minéralisation du carbone en sol prairial	i) le chaulage augmente la consommation d'O ₂ et les émissions de CO ₂ <i>via</i> l'augmentation de pH ii) la fertilisation azotée modifie l'impact du chaulage sur la minéralisation du carbone iii) les effets du chaulage et de la fertilisation azotée sur les taux potentiels de minéralisation du carbone sont modifiés par la gestion historique (induisant des modifications dans les communautés microbiennes)
		5.2. Contribution à court-terme du chaulage (CaCO ₃ & Calcimer) aux émissions de gaz à effet de serres en sol prairial	i) la dose de chaulage affecte les dynamiques d'émissions de CO ₂ et N ₂ O et augmente le total de carbone émis ii) la dose affecte la vitesse de dissolution du chaulage et la dynamique de la contribution des carbonates aux émissions totales de CO ₂

Chapitre 2. Expérimentations & Méthodes

Complexité
Réalisme



Contrôle
Reproductibilité

Ce chapitre regroupe l'ensemble des matériels et méthodes mobilisés sur les différentes expérimentations menées durant ma thèse : essai *in situ*, « mésocosmes » et « microcosmes ».

Le travail de mes trois années de thèse (novembre 2015 à décembre 2018) s'appuie sur trois types d'expérimentations : un essai *in situ*, une manipulation en mésocosmes et des expérimentations en microcosmes (Fig.2.1). Cette démarche intégrant différentes échelles d'étude permet à la fois d'augmenter les connaissances empiriques des effets du chaulage et d'investiguer plus en détail certains mécanismes sous-jacents. De plus, les conditions *in situ* apportent un certain réalisme alors que les conditions plus contrôlées permettent à la fois de réduire la variabilité environnementale et d'explorer des facteurs pouvant influencer sur l'ampleur des effets du chaulage (sécheresse, type de sol).

2.1 Du champ au flacon

L'essai *in situ* (au champ) a été utilisé pour évaluer la direction et la taille des effets du chaulage (Calcimer & Lithothamne) – seul ou combiné avec la fertilisation azotée – sur le fonctionnement global d'une prairie permanente de moyenne montagne. Cet essai se focalise sur les réponses de la respiration du sol, de la production de biomasse, des communautés microbiennes, de la biomasse racinaire et du stock de carbone du sol. Ce premier volet permet d'apporter des connaissances empiriques supplémentaires concernant les effets du chaulage encore peu documentés en prairies permanentes. En s'intéressant à l'ensemble des compartiments de l'écosystème prairial – sol, microbien, végétation – nous souhaitons également apporter une vision plus systémique des effets du chaulage sur le cycle du carbone et capter les effets nets issus de possibles interactions entre ces compartiments. Le travail de terrain a majoritairement été réalisé sur les saisons de végétation (mars-octobre) de 2016 et 2017.

L'expérimentation en conditions semi-contrôlées a été conduite sur des mésocosmes cherchant à reproduire un écosystème prairial. Cette expérimentation permet ainsi d'étudier plus précisément les effets du type de chaulage (Calcimer & Dolomie) sur le cycle de l'azote, et notamment la fourniture de fourrage et les émissions de N₂O. Pour réduire une partie de la variabilité observée au champ, une communauté végétale modèle a été implantée. Deux types de sol ont été étudiés afin d'augmenter la généralité des résultats observés et investiguer l'influence des types de sol sous des conditions climatiques standardisées. La plateforme expérimentale utilisée a également permis de faire subir une sécheresse printanière à une partie des mésocosmes afin d'explorer les interactions entre type de chaulage (Calcimer & Dolomie) et régime hydrique du sol. Les mésocosmes ont été mis en place en automne 2016 et suivis jusqu'en automne 2017. Une partie des mésocosmes a ensuite été intégrée à un projet de recherche européen (FACCE Eragas MAGGE-pH 2017-2019).

Dans une approche plus analytique, nous avons développé deux expérimentations au laboratoire afin de mieux appréhender l'impact à court-terme de l'application du chaulage sur le sol de l'écosystème prairial. Une première expérimentation en microcosmes (incubation de sol) a été menée durant la fin d'hiver 2017 (fin janvier à fin avril). Il s'agissait de tester les effets du chaulage

(CaCO₃) – en interaction avec la fertilisation azotée – sur la minéralisation du carbone de différents types de sol. Une expérimentation complémentaire en microcosmes a été réalisée en 2018 pour identifier la contribution à court-terme du chaulage (CaCO₃ & Calcimer) aux émissions de gaz à effet de serre en sol prairial. Comme dans le volet mésocosmes, l'utilisation de différents types de sol a permis de vérifier la généralité des effets observés.

Les trois prochaines sous-sections de ce chapitre sont une présentation détaillée des trois volets expérimentaux de mon travail de thèse. La dernière sous-section de ce chapitre présente les modes opératoires des analyses réalisées au laboratoire et utilisées de manière transversale tout au long de ma thèse : pH, teneur en eau pondérale, azote minéral et biomasse microbienne.

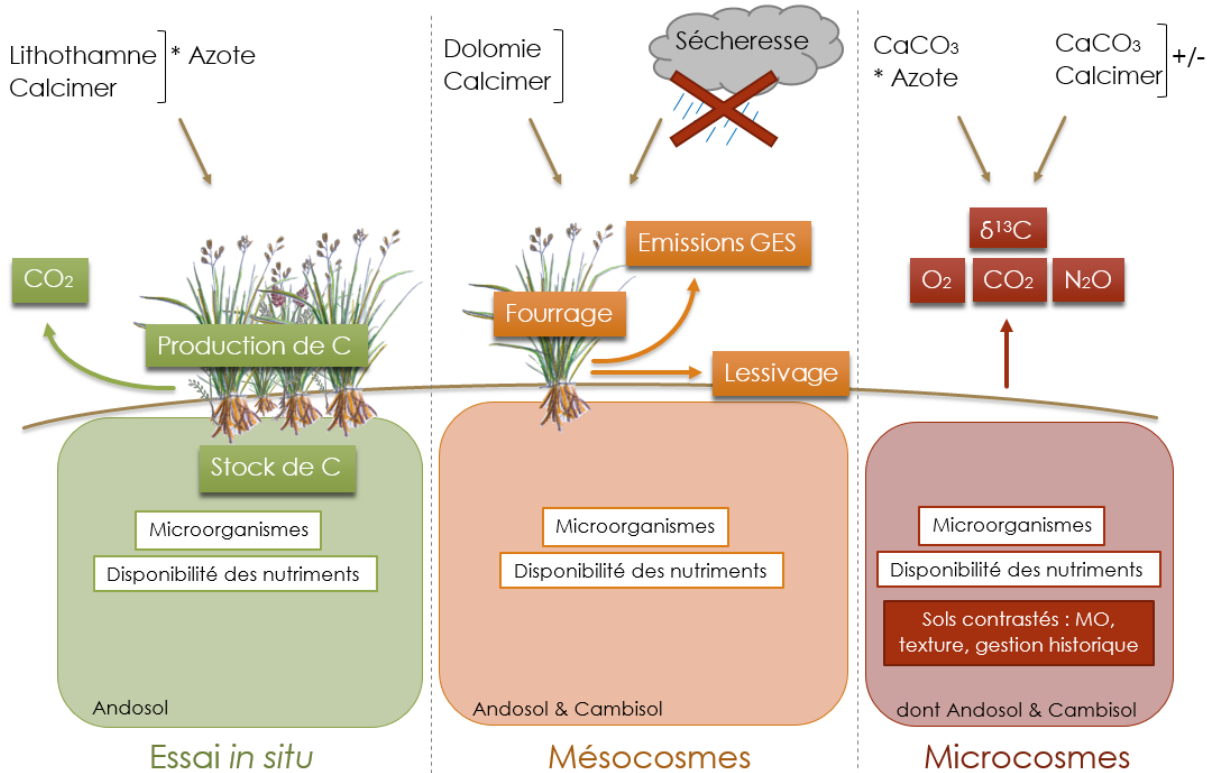


Figure 2.1. Représentation schématique de la démarche mise en place durant ma thèse.

2.2. Essai *in situ*

2.2.1. Mise en place et traitements

Site d'étude

Le travail *in situ* s'appuie sur un essai au champ, mis en place en amont du projet de thèse en septembre 2014 et issu de la collaboration avec le partenaire industriel CMI-Groupe Roullier. L'essai a été implanté sur une prairie permanente de moyenne montagne dans le Massif central sur le lieu-dit « Les Percières » dans la commune de Laqueuille (45°38'N, 2°44'E ; 1050 m d'altitude ; Auvergne). Le site de Laqueuille se caractérise par un andosol limoneux et acide (21.1% d'argile, 60.2% de limon et 18.7% de sable – 22.1% de matière organique – $\text{pH}_{(\text{eau})}=5.2$) et un climat de moyenne montagne avec en moyenne une température annuelle de 7.8°C, 89 jours de gel et une pluviométrie annuelle de 1094mm (sur la période 1996-2015 ; Station INRA-Laqueuille (Les Razats), n°63189002, réseau Agroclim). La station météorologique INRA-Laqueuille (n°63189002) a permis le suivi journalier de la température de l'air, de la pluviométrie et de l'évapotranspiration potentielle des plantes sur l'ensemble de la durée de l'expérimentation.

La parcelle sélectionnée pour implanter l'essai est une prairie temporaire semée dans les années 1980 principalement de *Phleum pratense*. Avant la mise en place de l'essai à l'automne 2014, un relevé de végétation (juin 2014, méthode de transects) a permis de caractériser une communauté végétale relativement diversifiée (29 espèces) et dominée par des Poacées représentant 52% du couvert. Les espèces les plus abondantes comprenaient *Dactylis glomerata* (13.2%), *Agrostis capillaris* (8.9%) et *Lolium perenne* (6.0%). Le cortège de dicotylédones de la communauté végétale était constitué principalement de *Veronica arvensis* (11.7%), *Taraxacum officinale* (8.4%) et *Anthoxanthum odoratum* (5.5%), et également d'une Fabacée, *Trifolium repens* (9.7%).

La gestion de la parcelle jusqu'en 2014 associait deux fauches annuelles à un pâturage de nettoyage de fin de saison de bovins (chargement extensif, 13 jours en moyenne en fin de saison). Des apports de fertilisation NPK (63-20-29 en moyenne) au printemps et des fumiers bovins en automne ont également été apportés jusqu'à l'automne 2014, représentant un apport estimé à 125 unités d'azote au total par an et par hectare. Depuis la mise en place de l'essai, la parcelle est fauchée deux fois par an (début juin, fin septembre) et aucun pâturage n'est pratiqué.

Dispositif expérimental

L'essai a permis d'étudier l'impact de deux amendements minéraux basiques en prairie permanente de moyenne montagne. Le Calcimer (Homologation MFSC n° 1120009 délivrée le 15 Février 2013 ; Valeur Neutralisante (VN)=41, CaO=40%, MgO=1%), produit du partenaire industriel Groupe Roullier, a été testé en prairie fertilisée. Le Lithothamne, ancien amendement produit par le

partenaire industriel (VN=46, CaO=40%, MgO=2%), a été étudié seul ou en interaction avec la fertilisation azotée. Pour ce projet de thèse, nous avons mobilisé 5 traitements : Témoin, N, N-Calcimer, Lithothamne et N-Lithothamne parmi les 13 utilisés dans le dispositif complet. Les traitements ont été appliqués sur des placettes de 8m² (2m x 4m) avec 4 répétitions, formant ainsi un total de 20 placettes suivies (Fig.2.2). Les placettes ont été distribuées en 4 lignes (=Bloc) pour prendre en compte le léger gradient de pente de la parcelle. Les traitements au sein de chaque Bloc ont été répartis de manière aléatoire.



Figure 2.2. Illustrations du dispositif expérimental *in situ*. a) Vue aérienne situant la parcelle ; b) photographie prise sur le terrain des placettes expérimentales et c) plan des placettes expérimentales suivies (colorées) par traitement. Les parcelles en grisé n'ont pas été mobilisées dans le cadre du travail de thèse.

Traitements : chaulage et fertilisation azotée

Le traitement de chaulage Calcimer a été effectué à l'automne 2015 et 2016 à hauteur de 1200 kg/ha de produit pour les placettes N-Calcimer. Un apport de 600 kg/ha de Lithothamne a été réalisé à l'automne 2015 sur les placettes Lithothamne et N-Lithothamne. En absence de références dans nos conditions expérimentales, la dose initiale était destinée à identifier la réponse de l'écosystème à cet amendement. Dans les faits, elle correspondait à une pratique d'entretien (pratique de chaulage faible), ne permettant que de compenser la baisse de pH dans ces systèmes fertilisés. Afin de pouvoir

appréhender les impacts de doses destinées au redressement du niveau de pH (chaulage fort), nous avons réajusté le dosage et pratiqué un apport complémentaire de 2.5t/ha de Lithothamne à l'automne 2016. La fertilisation azotée annuelle de 100kg de N/ha a été apportée sous forme d'ammonitrate et en deux fois (fin avril et à la suite à la 1^{ère} coupe) en 2015, 2016 et 2017 sur les placettes N, N-Calcimer et N-Lithothamne.

2.2.2. Mesures

Mesure de la respiration du sol

Durant les saisons de croissance (mars à octobre) en 2016 et en 2017, respectivement 13 et 15 campagnes de mesure d'émissions de CO₂ du sol ont été réalisées ; entre mi-avril et fin octobre en 2016 et entre mars et novembre en 2017. En 2016, les mesures se sont déroulées précisément le 20 avril, 29 avril, 10 mai, 13 juin, 20 juin, 30 juin, 12 juillet, 2 août, 16 août, 1 septembre, 19 septembre, 28 septembre et 18 octobre. En 2017, les mesures ont été réalisées le 29 mars, 11 avril, 21 avril, 5 mai, 23 mai, 2 juin, 16 juin, 3 juillet, 17 juillet, 4 août, 17 août, 2 septembre, 12 septembre, 26 septembre et 25 octobre. La respiration du sol, c'est-à-dire les émissions de CO₂ issues de l'activité microbienne et des racines, a été mesurée pour l'ensemble des 20 placettes du dispositif expérimental. Deux points de mesure ont été positionnés par placette (Fig.2.3a). Sur ces emplacements et en amont de la première campagne de mesure, la végétation aérienne a été enlevée (collets, tiges et feuilles) et des colliers en PVC (Ø 10cm, 4.5 cm de hauteur, surface de 78.5 cm²) ont été enterrés à environ 2.5 cm sur les zones dénudées (Fig.2.3b). Les colliers PVC ont été laissés en place du 14 avril 2016 au 22 novembre 2017 et la surface de sol nu à l'intérieur de ces colliers a été entretenue régulièrement pour éviter toute repousse.

Pour mesurer les émissions de CO₂, une chambre de respiration du sol [LI-6400-09 Soil CO₂ Flux Chamber, LI-COR, Nebraska, USA] a été positionnée sur les colliers PVC et couplée à un analyseur portatif [LI-6400XT Portable Photosynthesis System, LI-COR, Nebraska, USA]. Le dispositif permet ainsi une mesure de terrain rapide (< 1min) du flux de CO₂ en $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (Fig.2.3c). Durant la fermeture étanche de la chambre de respiration, l'analyseur mesure en continu la concentration de CO₂, jusqu'à une augmentation de 10ppm comparée à la concentration initiale de la chambre (abaissée par rapport à celle de l'air ambiant par pompage en début de mesure). En fin de mesure, la valeur de flux de CO₂ délivrée par l'appareil tient compte de la concentration ambiante en CO₂, renseignée en début de campagne de mesure.

Deux cycles de mesure (fermeture et augmentation de 10ppm de la concentration en CO₂ de la chambre) ont été réalisés pour chaque emplacement de mesure et à chaque campagne de mesure. Les deux valeurs de flux ainsi obtenues ont été moyennées pour obtenir une valeur par placette à chaque campagne. Pour limiter les variations de température et d'humidité au cours d'une campagne,

les mesures se sont déroulées pour toutes les campagnes entre 11h30 et 13h30. Les mesures ont été menées par bloc, l'ordre des blocs ayant alterné entre les différentes campagnes. De plus, les mesures d'émissions ont été couplées à des mesures de la température du sol [Sonde thermocouple reliée à la console LI-COR] et de l'humidité du sol [Capteur SM200 relié à un humidimètre HH2, Delta-T Devices, Cambridge, Angleterre] pour chaque emplacement de mesure. Les appareils de mesure portatifs ont permis de parcourir l'ensemble du dispositif expérimental (Fig.2.3d et e). Les flux de CO₂ moyens, saisonniers et annuels, ont été obtenus en moyennant les valeurs de flux des différentes campagnes de chaque placette, respectivement par saison (*printemps* : mars, avril, mai ; *été* : juin, juillet, août ; *automne* : septembre, octobre) ou par an. Enfin, les flux mesurés sur les différentes placettes ont aussi été moyennés par traitement pour chaque campagne, tout comme les données d'humidité du sol et de température du sol.

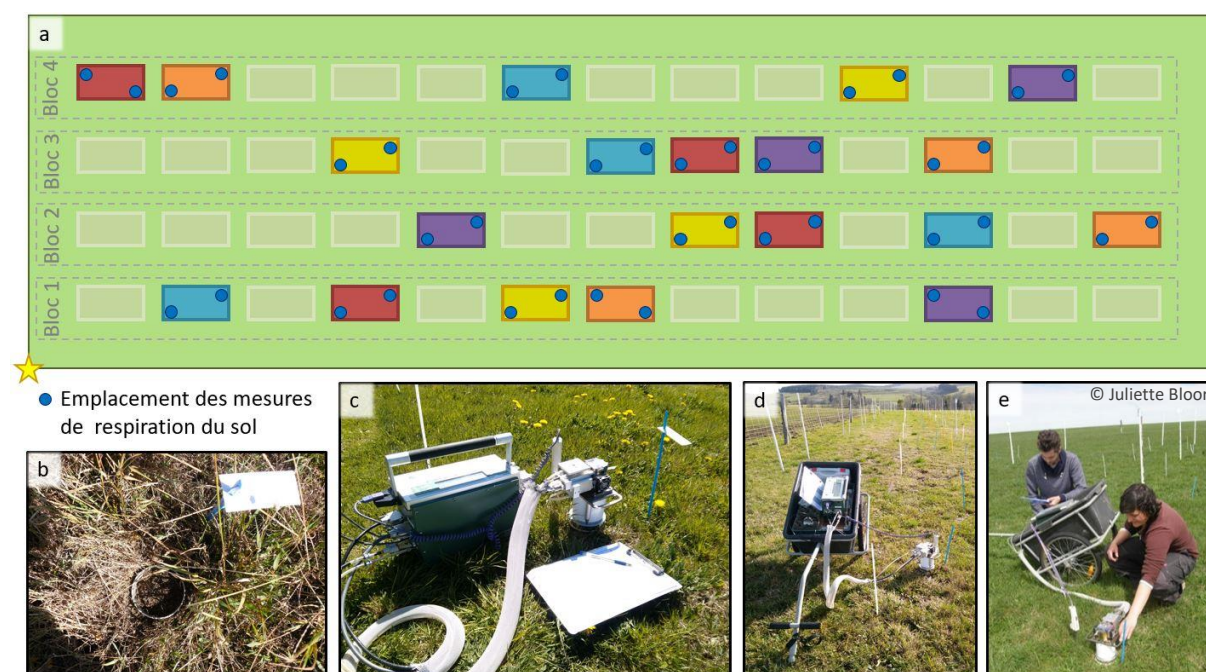


Figure 2.3. **Illustrations des mesures d'émissions de CO₂**. a) Plan des différents emplacements de mesure de CO₂ (points bleus). Photographies b) d'un collier PVC implanté pour les mesures de flux ; c) de l'analyseur et de la chambre de respiration du sol [LI-COR] ; d) de la brouette transportant les appareils de mesure et e) d'une prise de mesure de flux.

Végétation : estimation de la production de biomasse aérienne

La biomasse produite a été estimée en prélevant la végétation en place deux fois par an : au pic de biomasse (début juin) et en fin de saison de croissance (fin septembre). Deux quadrats de 50 x 50 cm ont été coupés à 5 cm de la surface du sol à l'aide d'une mini-tondeuse dans chaque placette

expérimentale. Les échantillons de biomasse ont été séchés à l'étuve (48h à 60°C) puis pesés pour déterminer la biomasse sèche par placette. Les échantillons ont ensuite été broyés et homogénéisés au broyeur à couteaux [grille de 1mm, Retsch]. Un sous-échantillon de chaque mélange a été ensuite finement broyé [vibro-broyeur à billes MM200, Retsch]. Les teneurs en carbone et azote des échantillons de biomasse aérienne ont ainsi été déterminées (sur 5mg du matériel finement broyé) par analyse élémentaire [Flash EA112, analyseur CN, ThermoFisher, Massachusetts, USA]. Ces données ont été mobilisées pour calculer le stock de carbone (et la quantité d'azote) exporté sur l'année *via* la biomasse végétale aérienne pour chaque placette.

Sol : estimation de la biomasse racinaire, de la biomasse microbienne, du carbone du sol et du pH du sol

Des prélèvements de carottes de sol ont été effectués quatre fois par an : en début de saison de végétation (mi-avril), au pic de biomasse (début juin – 1^{ère} coupe de végétation), au pic de repousse (mi-septembre – 2^{ème} coupe de végétation) et en toute fin de période de végétation (début novembre). Deux carottes de sol ont été prélevées sur chaque placette à l'aide d'une tarière (Ø2.1cm) sur les 10 premiers centimètres de profil du sol. Elles ont ensuite été regroupées pour constituer un échantillon de sol frais. Les échantillons de sol frais ont été tamisés à 2mm et les racines ont soigneusement été retirées manuellement à l'aide d'une pince souple. Elles ont ensuite été séchées à l'étuve (48h à 60°C) et pesées. Les échantillons de biomasse racinaire ont ensuite été regroupés par an pour chaque placette, broyés finement [vibro-broyeur à billes MM200, Retsch] et la teneur en carbone a été analysée [Flash EA112, analyseur CN, ThermoFisher, Massachusetts, USA] pour estimer le stock de carbone immobilisé par les racines sur chaque placette sur l'année.

Le sol fin (débarrassé des racines) a été conservé en chambre froide avant d'être analysé. Pour chacune des campagnes de prélèvements, le sol fin a été utilisé pour déterminer le pH_{eau} de la solution du sol, la teneur en eau, ainsi que la biomasse microbienne et estimer le carbone organique dissous (voir les protocoles transversaux présentés en section 2.5 de ce chapitre). Les valeurs de biomasse microbienne et de carbone organique dissous ont été moyennées par placette et par an pour estimer les stocks moyens de carbone dans ces compartiments chaque année.

En automne 2017, des prélèvements supplémentaires de carottes de sol (Ø 8cm, 0-10cm de profondeur) ont été réalisés sur les 40 emplacements des mesures d'émissions de CO₂. Les biomasses racinaires de ces prélèvements ont été soigneusement séparées des particules de sol afin d'être séchées à l'étuve (48h à 60°C) et pesées. Le sol collecté lors de ces prélèvements a été regroupé pour les deux carottes issues d'une même placette. Il a ensuite été tamisé à 2mm, séché et broyé finement [vibro-broyeur à billes MM200, Retsch]. La teneur en carbone des échantillons de sol a ensuite été

mesurée sur un sous-échantillon de 15mg [Flash EA112, analyseur CN, ThermoFisher, Massachusetts, USA].

Enfin, la densité apparente du sol a été déterminée en août 2018, pour les deux types de tarières utilisées, afin de ramener les valeurs des stocks de carbone du sol (total et organique dissous) et de la biomasse microbienne par unité de surface. Pour la biomasse microbienne et le carbone inorganique dissous, les valeurs obtenues en poids de C par g de sol sont multipliées par la densité apparente et le volume moyen des carottes puis divisé par la surface de prélèvement. Pour le carbone total, la valeur en pourcentage de C est multipliée par le poids moyen des prélèvements (densité apparente moyenne x volume moyen des carottes) puis divisée par la surface du prélèvement.

2.3. Mésocosmes

2.3.1. Mise en place et traitements

Dispositif expérimental

L'expérimentation en mésocosmes a été mise en place au sein de l'IE-EcoEnv (UMR-Ecosystème Prairial) sur le site de Crouël à Clermont-Ferrand, Auvergne, France (45°46'N, 03°08'E ; 340 m d'altitude), caractérisé par un climat semi-continentale – température annuelle moyenne de 11.9°C et précipitation annuelle moyenne de 559 mm (sur la période 1996-2015 ; Station METEO-France Clermont-Ferrand (Aulnat), n°63113001, réseau Agroclim). La station météorologique METEO-France d'Aulnat (n°63113001) a permis le suivi de la température de l'air et de la pluviométrie sur l'ensemble de la durée de l'expérimentation. Le dispositif expérimental a été conçu sur un plan factoriel exhaustif pour étudier les interactions entre le traitement de chaulage (Témoin, Calcimer, Dolomie), le type de sol (Andosol et Cambisol) et le régime hydrique (irrigation vs sécheresse printanière). Chacune des 12 combinaisons ainsi obtenues a été répliquée cinq fois, formant un total de 60 mésocosmes. Six mésocosmes supplémentaires (3 de chaque type de sol) ont été intégrés à l'étude en tant que témoin « sol nu ».

Construction des mésocosmes

Les mésocosmes utilisés dans cette expérimentation sont une création originale. Ils sont constitués de pots cylindriques (42 cm de diamètre en haut du pot, 64 cm de profondeur, 75L, polyéthylène ; Fig.2.4a et b). Afin de collecter les eaux de lessivage, chacun des pots a été percé latéralement au plus proche du fond (\varnothing 1,5 cm à 1 cm du fond) et équipé d'un presse-étoupe (\varnothing 20 mm ; Fig.2.4b) permettant le passage d'un tuyau transparent (\varnothing intérieur 6 mm, \varnothing extérieur 9 mm) sortant le long du pot et tenu verticalement par un tendeur. La partie du tuyau située à l'intérieur du pot a été percée d'une douzaine de trous (mèche de 4 mm) pour faciliter le passage de l'eau et a été

protégée par une gaine rigide également percée (Fig.2.4c). De l'isolant réflecteur à bulles d'air a été placé sur le tour des pots pour limiter le réchauffement du profil de sol par les rayons du soleil.

Les mésocosmes ont été conçus afin de permettre des remontées d'eau par capillarité lors de périodes sèches. En effet, la plupart des mésocosmes décrits dans la littérature utilisent des doubles fonds avec réserves ou des fonds percés où l'eau une fois sortie du système ne peut pas être remobilisée par remontées capillaires. Inspiré notamment des travaux de Araya *et al.* (2010), le prototype a été constitué de différentes couches successives permettant la remobilisation de réserves d'eau situées en profondeur (Fig.2.4a). En octobre 2016, le fond des pots a tout d'abord été rempli d'une fine couche drainante de pouzzolane (6 cm ; Fig.2.4d) puis d'une couche de sable (20 cm ; Fig.2.4f), séparées par un géotextile (Fig.2.4e). Le contenu des 66 pots nécessaires à l'expérimentation a été complété par une couche de sol d'environ 38 cm, apportée et tassée progressivement et séparée du sable par un second géotextile (Fig.2.4g et h).

Une moitié des pots a été remplie avec un Andosol (21.5% argile, 52.8% limon, 25.6% sable - 13% matière organique - pH=5.6 ; 42 kg de sol) et l'autre moitié avec un Cambisol (29.4% argile, 22.0% limon, 48.6% sable - 5% matière organique - pH=5.9 ; 55 kg de sol). Les deux types de sol ont été prélevés respectivement sur les sites de prairie permanente de Laqueuille et de Theix dans la couche 5-40 cm (Auvergne ; www.soere-acbb.com). Ils ont été tamisés (maille d'un cm) avant d'être stockés sous bâche durant les quelques mois précédant l'expérimentation.

Les pots ont été installés sur un système de balances [60 × 60 cm, Arpege Master K, de type N PAC + SAT MB, France] permettant un suivi en temps réel et une acquisition en continu des poids des pots (enregistrement toutes les heures d'un poids moyen sur la période) (Fig.2.4h).

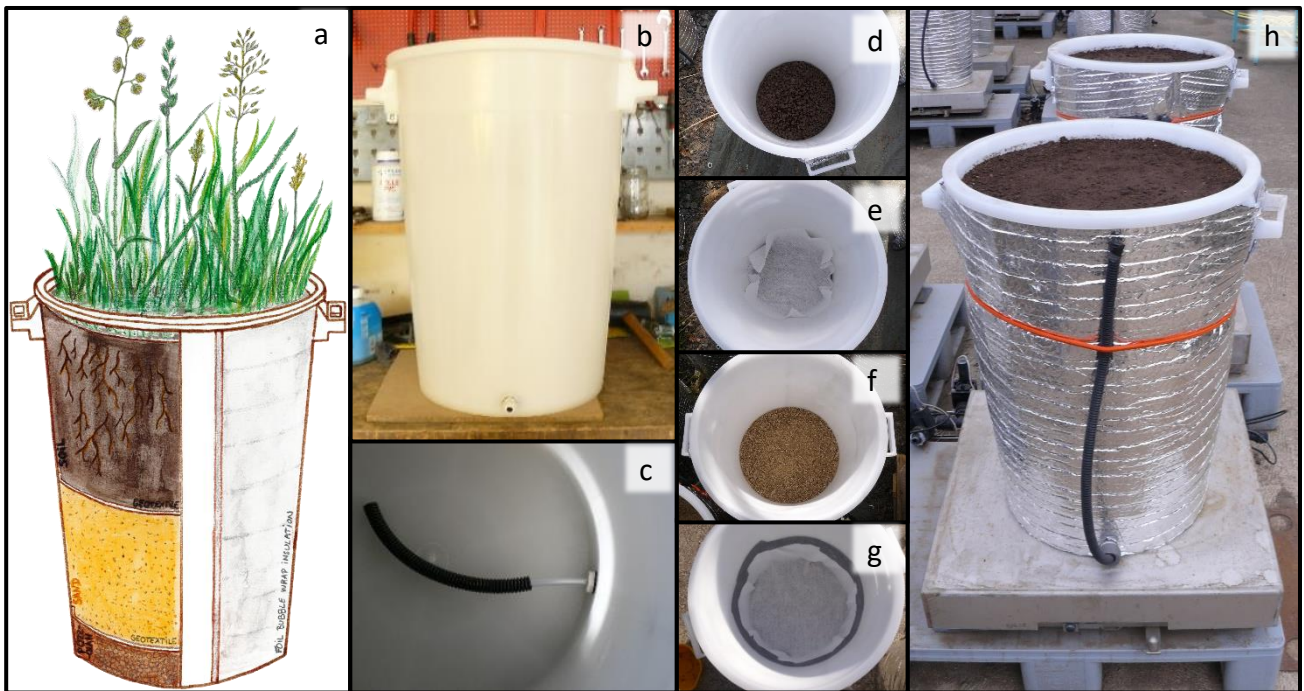


Figure 2.4. **Illustrations des différentes étapes de construction des mésocosmes.** a) Illustration du prototype. Photographies b) d'un mésocosme durant sa conception : troué et muni d'un presse-étoupe ; c) du fond d'un pot muni du tuyau gainé permettant la sortie d'eau contrôlée ; du remplissage du pot en pouzzolane (d) et en sable (f) et de la mise en place des géotextiles (e et g) et h) d'un mésocosme une fois mis en place sur la plateforme expérimentale et rempli de terre.

Communauté végétale

Dans ce dispositif en conditions contrôlées nous avons cherché à reconstituer une communauté modèle mimant celles rencontrées dans les prairies permanentes de moyenne montagne. Pour cela six espèces de graminées coexistant à la fois dans les prairies de Laqueuille et de Theix (les sites de moyenne montagne dont sont issus les sols) ont été sélectionnées. Les graminées sont, en effet, la famille végétale dominante dans ces prairies. De plus, pour simplifier notre modèle d'étude et notamment contrôler les entrées d'azote dans le système, aucune espèce de légumineuse n'a été sélectionnée. Les espèces choisies comprennent différentes stratégies de croissance (Grime 1974; Wright *et al.* 2004) : exploitatrice pour *Lolium perenne*, *Dactylis glomerata* et *Poa pratensis* ; et conservatrice pour *Festuca rubra*, *Poa trivialis* et *Trisetum flavescens*.

Les couverts modèles ont été implantés le 13 octobre 2016 à partir de talles préalablement établies sous serres dans des godets individuels durant l'été 2016 (Fig.2.5a et b). Deux cohortes de talles ont été préparées à partir de plantes matures : une pour chaque type de sol (Cambisol et l'Andosol). Ces conditions de culture ont permis de réduire le choc de la transplantation et d'accroître le taux de survie des jeunes talles (taux de mortalité inférieur à 1%, toutes les talles mortes ont été

remplacées à la sortie de l'hiver). Le couvert modèle sur chaque pot est composé de 31 talles (5 de chaque espèce, et un individu supplémentaire de *Dactylis glomerata*) pour obtenir une densité similaire à celle observée au champ. Les talles ont été disposées selon un patron (Fig.2.5c) spécifique assurant une équidistance entre voisins. Les talles des différentes espèces ont été distribuées quasi-aléatoirement sur ce patron, en limitant seulement le voisinage d'une même espèce (Fig.2.5d). L'ensemble des plantes a été irrigué et un suivi régulier des individus a été réalisé durant les semaines suivantes ainsi qu'en sortie d'hiver. Jusqu'à la fin du mois d'avril 2017, les plantes ont ainsi pu croître, irriguées quand cela été nécessaire pour prévenir tout stress hydrique.

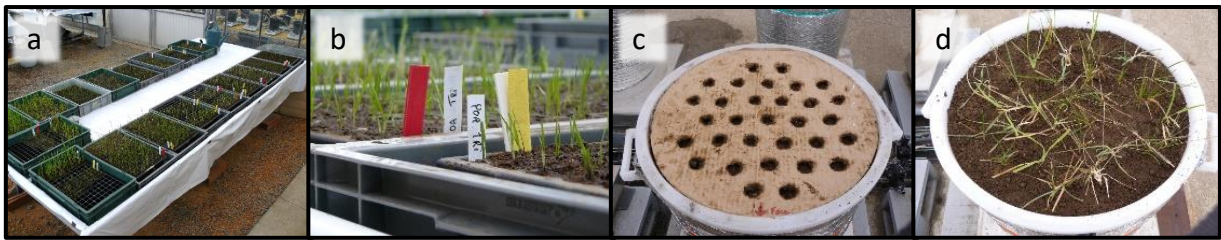


Figure 2.5. **Illustrations des différentes étapes de l'implantation du couvert végétal.** Photographies a) et b) des talles de différentes espèces cultivées en amont de l'expérimentation et sur les deux types de sol ; c) du patron utilisé lors de la plantation des talles et d) de la communauté végétale implantée.

Traitements : chaulage et sécheresse

Deux types d'amendements basiques ont été testés durant l'expérimentation en mésocosmes : un amendement calcique issu du broyage de coquillage marin, le Calcimer (VN=41, CaO=40%, MgO=1% ; produit du partenaire industriel Groupe Roullier) et un amendement calco-magnésien, la dolomie (VN=57, CaO=30%, MgO=19% ; produit plus commun extrait de carrière terrestre). Le Calcimer et la Dolomie ont été appliqués à un même taux de valeur neutralisante afin de comparer les effets marginaux de ces produits à même objectif d'augmentation du pH. Les vingt pots du traitement Calcimer ont reçu 34.6g de Calcimer (équivalent à 2.5T/ha) et les vingt pots du traitement Dolomie ont reçu 24.5g de Dolomie (équivalent à 1.77T/ha) ; les traitements ont été appliqués en fin d'hiver (le 23 février 2017).

Les combinaisons de traitements de chaulage et de sol ont été placées de manière aléatoire à l'intérieur des blocs « Ambiant » et « Sécheresse » (Fig.2.6a). À la fin du mois d'avril 2017, le bloc « Sécheresse », i.e. la moitié des mésocosmes au sein des différentes combinaisons des deux types de sol et des traitements de chaulage, a été soumis à une sécheresse printanière. L'exclusion des précipitations a été réalisée du 26 avril au 29 mai par manipulation du climat *via* un abri roulant transparent [12.5 × 10.8 m, 6.2 m de haut, transmission de 90% du rayonnement

photosynthétiquement actif (PAR) ; Batiroc, France] couvrant une moitié de la plateforme des balances et des mésocosmes lors des épisodes de pluies (Fig.2.6b).

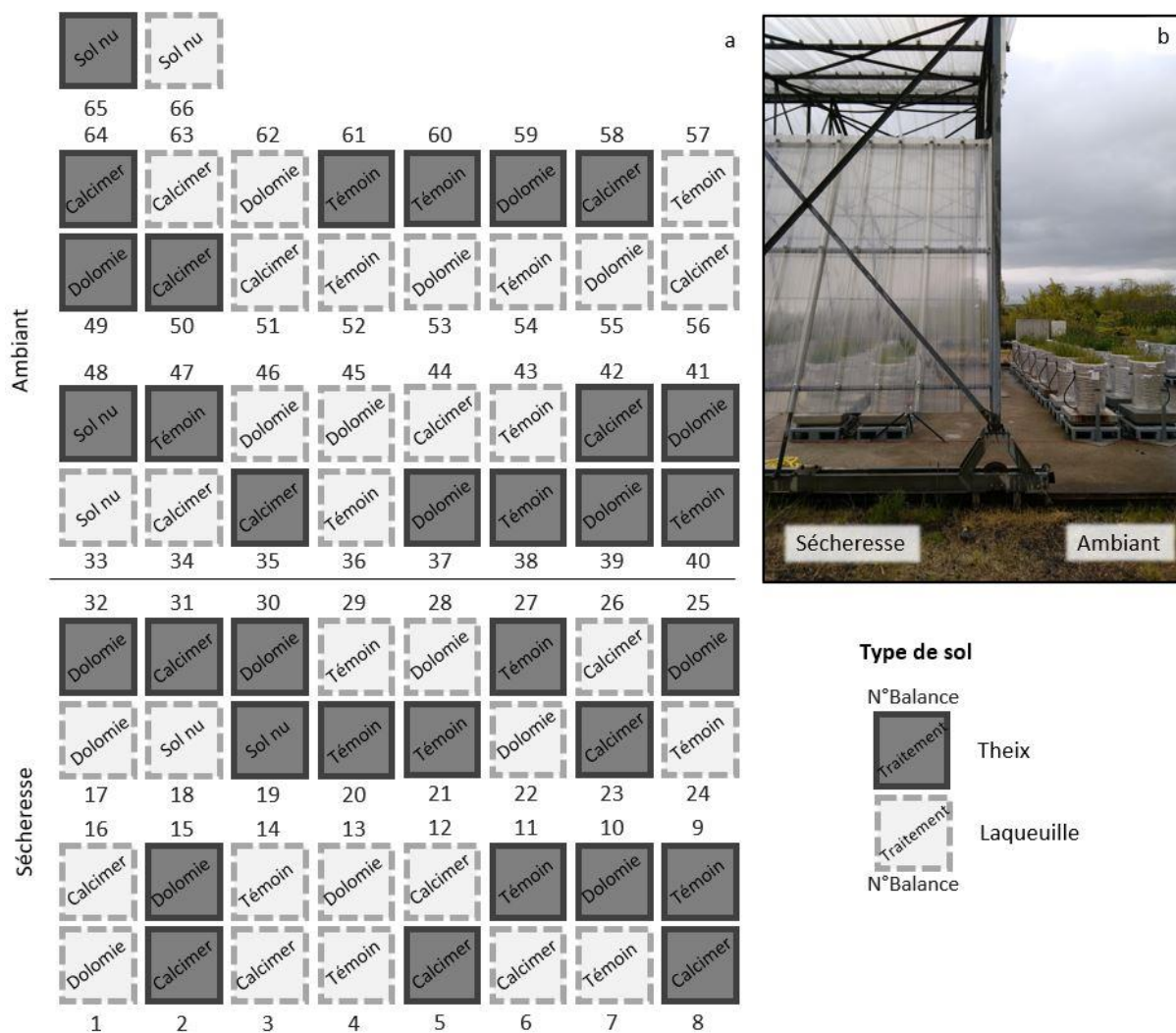


Figure 2.6. Illustrations de la plateforme expérimentale des mésocosmes et de l'abri d'exclusion de pluies. a) Plan de la plateforme, les « pots et balances » associés sont numérotés de 1 à 66. Les mésocosmes gris foncés représentent le Cambisol de Theix et les mésocosmes gris clairs l'Andosol de Laqueuille. Les traitements (Témoin, Calcimer, Dolomie) ont été disposés de manière aléatoire au sein des blocs « Ambient » et « Sécheresse ». b) Photographie de l'abri d'exclusion de pluies positionné au-dessus du bloc « Sécheresse ».

Durant la période de sécheresse expérimentale, les mésocosmes en régime hydrique « Ambient » ont été régulièrement arrosés pour minimiser le stress hydrique, et maintenir un contraste important entre nos deux traitements (« Ambient » vs « Sécheresse »). Les sols des mésocosmes ont ainsi été maintenus à une humidité d'approximativement 50% de leur réserve utile

en eau. Cela correspond à la teneur en eau au point de flétrissement + $0.5 \times$ (Teneur en eau gravimétrique à capacité au champ – Teneur en eau au point de flétrissement) ; 48.4% pour l'Andosol et 23.7% pour le Cambisol. Sur l'ensemble de l'expérimentation, la teneur en eau de la couche de sol des mésocosmes a été suivie (en continue) via le poids total des balances et par estimation du poids d'eau présent dans le système. La surveillance du poids des pots lors de la période estivale a été utilisée pour déclencher l'irrigation des plantes et éviter tout stress hydrique alors que la teneur en eau du sol était faible (voir Zwicke *et al.* 2015).

Enfin, le dispositif expérimental mis en place permettait de récolter l'eau de lessivage. Cela a été effectivement le cas sur les « sols nus » et certains pots du Cambisol. Néanmoins, aucun lessivage n'a été constaté sur 60% des pots durant la saison de végétation et ce jusqu'en fin d'expérimentation (octobre 2017).

2.3.2. Mesures

Mesures des flux de CO₂ et N₂O

Durant la saison de croissance de 2017 (Avril à Octobre), neuf campagnes de mesures de flux de gaz ont été réalisées pour les mésocosmes du bloc « Ambient » (Fig.2.7 et Fig.2.8). La respiration de l'écosystème (CO₂ émis par le système plante-sol) et les flux de protoxyde d'azote (N₂O) ont été mesurés: le 20 avril, 15 mai, 13 juin, 4 juillet, 11 juillet, 7 août, 29 août, 20 septembre et le 24 octobre. Les mesures ont été faites sur 4 des 5 répétitions, combinant les types de sol et les traitements de chaulage. Ce choix résulte d'un compromis permettant de minimiser les contraintes opérationnelles (durée de la mesure – voir ci-dessous - homogénéité des conditions météorologiques durant la mesure) et techniques (accès à l'alimentation électrique), tout en permettant d'avoir un nombre de répétition suffisant (n=4). Les mesures des concentrations de CO₂ et de N₂O ont été effectuées à l'aide de chambres manuelles opaques et d'un analyseur de gaz selon la méthodologie décrite par Cantarel *et al.* (2011). Les chambres ont été fabriquées à partir de pots cylindriques de 42L, en polyéthylène, adaptées aux pots des mésocosmes et munies d'un joint d'étanchéité. Les chambres de mesures intègrent, à mi-hauteur, un raccord rapide [Swagelock, USA] qui permet le branchement de l'analyseur de gaz [1412 photoacoustic multi-gas analyzer, INNOVA, AIR Tech Instruments, Ballerup, Danemark]. Comme pour les pots, les chambres de mesure ont été isolées avec un réflecteur à bulle d'air pour limiter le réchauffement par le soleil.

Les flux sont calculés à partir d'une vitesse d'accumulation des gaz dans une chambre étanche durant un temps de fermeture de 20 minutes. Six relevés de concentration sont réalisés pendant les 20min. Chacun correspond à la valeur moyenne de deux prélèvements d'air successifs. Le dispositif permettait de réaliser en parallèle la mesure de trois mésocosmes. La durée totale d'une campagne de mesures était ainsi d'environ 4h. L'impact des prélèvements est considéré comme négligeable sur

la pression atmosphérique au sein de la chambre de mesure. Les conditions de température et d'hygrométrie évoluant sur la durée totale de la campagne de mesure, le déroulement des mesures a été effectué selon un protocole de mesure en blocs afin de prendre en compte les variations temporelles et diurnes des émissions de N₂O. Chaque bloc de mesure a été composé de 6 pots, combinant traitements de chaulage et type de sol, mesuré ainsi sur un intervalle réduit à moins d'une heure et de manière simultanée pour les trois pots d'un même type sol (Fig.2.7a). Lors des différentes campagnes de mesures, l'ordre de mesure des 4 blocs a été alterné. Conjointement aux mesures de concentrations, la température du sol [Thermomètre Infra-Rouge, Fluke 66 Handheld Infrared Thermometer, associé à une sonde, Fluke 80PR-60 RTD Temperature Probe; Fluke Corporation, Everett, USA] ainsi que l'humidité du sol (estimée par le biais des balances) ont été relevées pour chaque pot.



Figure 2.7. **Illustrations de la mesure des flux de gaz.** a) Plan des mésocosmes utilisés pour réaliser les mesures de flux de CO₂ et de N₂O. Les couleurs vertes, oranges, bleues et jaunes représentent les 4 blocs de mesure. Les nuances les plus foncées correspondent à l'Andosol de Laqueuille et les plus claires au Cambisol de Theix. b) et c) Photographies du déroulement d'une campagne de mesure.

Les flux de CO₂ et de N₂O ont été calculés par régression linéaire entre les concentrations et le temps (Schrier-Uijl *et al.* 2010). Les valeurs d'émissions de CO₂ ont été retenues pour des régressions significatives avec un $r^2 > 0.95$ et représentent un critère de contrôle du bon déroulement de la mesure

(étanchéité des chambres). Les flux de N₂O étant plus variables et de magnitude plus faible, les valeurs de flux ont été retenues pour des régressions significatives avec un $r^2 > 0.7$ (Niboyet *et al.* 2017). Les possibles interférences entre les concentrations de CO₂ et N₂O ont été minimisées par l'utilisation de la procédure de compensation automatique de l'analyseur. Par mesure de précaution, les valeurs de N₂O associées à de fortes concentrations de CO₂ (> 1900 ppm) en fin de mesure ont été exclues des calculs (1.54% des concentrations de CO₂ mesurées).

Disponibilité en azote minéral

La biodisponibilité en azote minéral (NO₃⁻ et NH₄⁺) a été estimée avec des résines échangeuses d'ions [PRS® technologie, Western AG innovations, Canada], placées dans la couche 0-10cm du sol. Cinq périodes d'incubation de 25 jours ont été menées pour les mésocosmes du bloc « Ambient » afin de capter l'évolution de la biodisponibilité de l'azote au cours de la saison de croissance (Fig.2.8). La première période d'incubation a été réalisée en début de croissance des plantes (7 avril – 2 mai), la deuxième période au pic de croissance, c'est-à-dire juste en amont de la 1^{ère} coupe (4 mai – 29 mai), la troisième période suite à la 1^{ère} coupe (30 mai – 24 juin), la quatrième période durant la repousse et en amont de la 2nd coupe (7 septembre – 2 octobre) et enfin la cinquième période à la suite de la 2nd coupe (5 octobre – 30 octobre). Pour le bloc « Sécheresse », une seule période de mesure a été réalisée lors de la période de réhumidification post-sécheresse (correspondant à la 3^{ème} période de mesure menée sur le bloc « Ambient ») afin d'estimer les réserves en azote disponibles dans le sol lors de la repousse des plantes.

Végétation : estimation de la production de biomasse aérienne

La biomasse végétale aérienne a été coupée et récoltée à deux dates durant l'expérimentation ; au pic de biomasse (29 mai) et en fin de saison de croissance (3 octobre) (Fig.2.8). Les coupes ont été réalisées à une hauteur de 5cm de la surface du sol pour chaque espèce séparément et les échantillons de biomasse ont ensuite été placés à l'étuve (48h à 60°C) puis pesés pour déterminer ainsi la biomasse sèche par espèce et par pot. Les échantillons de biomasse à l'espèce ont été regroupés pour chaque mésocosme et homogénéisés au broyeur à couteaux [grille de 1mm, Retsch]. Un sous-échantillon de chaque mélange a été finement broyé [vibro-broyeur à billes MM200, Retsch]. Les teneurs en carbone et azote des échantillons de biomasse aérienne ont ensuite été déterminées sur 5mg du matériel finement broyé, par analyse élémentaire [Flash EA112, analyseur CN, ThermoFisher, Massachusetts, USA] pour chaque pot et à chaque coupe.

Une fertilisation azotée à faible teneur (30 unité d'azote par pot) a été appliquée le 3 juillet pour faciliter la repousse du couvert végétal pour la deuxième récolte.

Estimation du pH du sol, de l'azote minéral et de la biomasse microbienne

Avant chaque coupe, des prélèvements de sol ont été effectués sur chaque mésocosme (carotte de sol de 2.5cm de diamètre, 0-10cm de profondeur, environ 30g de sol frais) (Fig.2.8). Les carottes de sol ont ensuite été tamisées à 2mm et les restes grossiers des racines ont été retirés manuellement à la pince souple. Le sol fin a été conservé en chambre froide avant d'être analysé. Le prélèvement de sol du 29 mai a permis de déterminer le pH_{eau} , la teneur en eau du sol et l'azote minéral (voir section 2.5.3 pour la description du protocole utilisé) pour chaque mésocosme. Le prélèvement de sol du 2 octobre a permis de déterminer le pH_{eau} , la teneur en eau du sol et la biomasse microbienne (carbone et azote) *via* la méthode de fumigation-extraction au chloroforme (Brookes *et al.* 1985) (section 2.5.4 des protocoles).

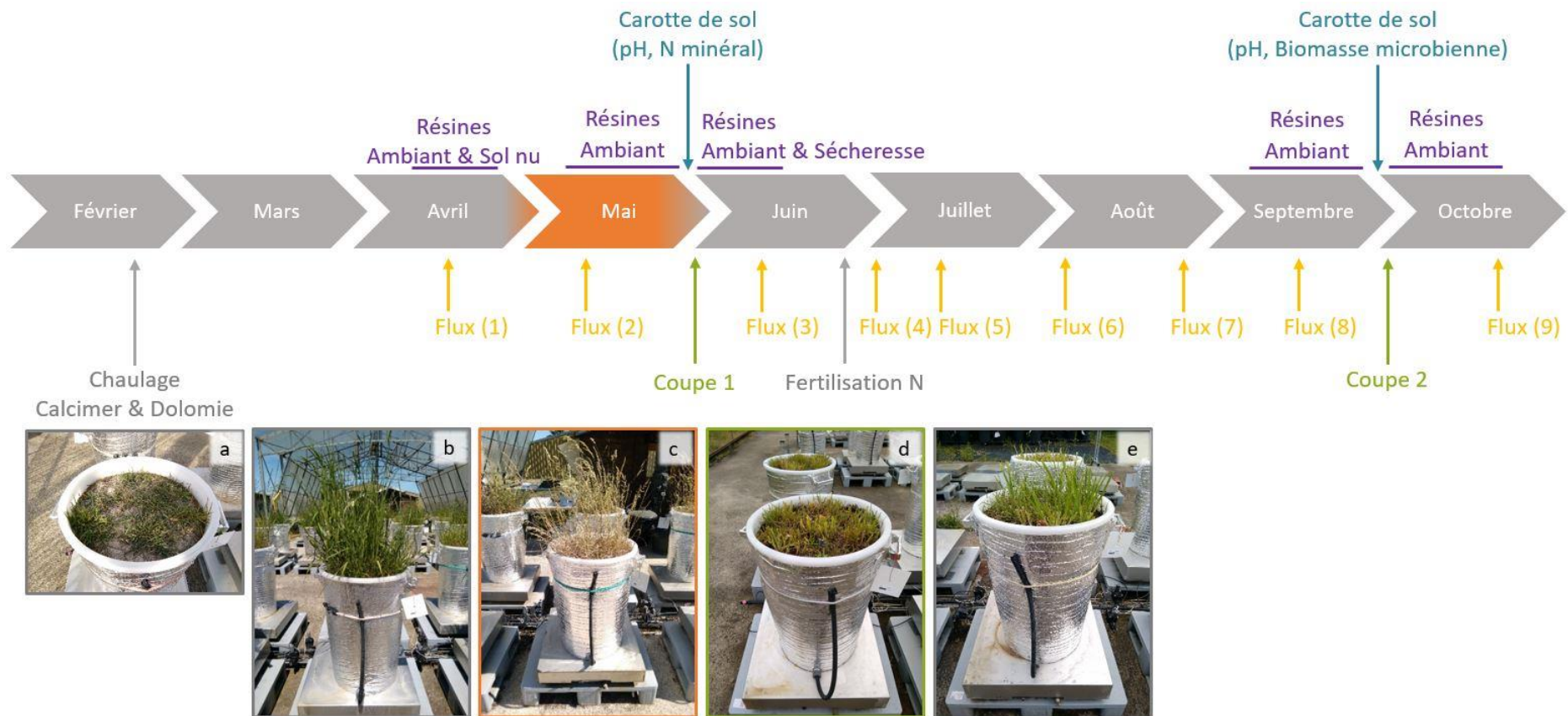


Figure 2.8. **Frise chronologique du déroulement de l'expérimentation en mésocosmes.** La zone orangée représente la sécheresse printanière.

Photographies prises à plusieurs étapes de l'expérimentation : a) chaulage, b) pic de croissance pour un pot du bloc « Ambient », c) fin de sécheresse pour un pot du bloc « Sècheresse », d) coupe, e) repousse.

2.4. Microcosmes

2.4.1 Expérimentation 1

Prélèvement de sol

La première expérimentation en microcosmes s'appuie sur des prélèvements de sol réalisés au sein de quatre sites de prairies de moyenne montagne du Massif central, France : Laqueuille (L), Blatière (B), Moine (M) et Ardèche (A). Les prairies de Laqueuille, Blatière et Moine font partie d'un dispositif expérimental d'observation à long-terme (SOERE-ACBB) des écosystèmes (www.soere-acbb.com). Les prairies ardéchoises (situées sur le plateau du Mézenc) sont intégrées dans le réseau de parcelles suivies par le projet de R&D AEOLE visant à mieux connaître et valoriser les prairies du Massif central à travers notamment la création d'une typologie multifonctionnelle (Projet AEOLE, <http://www.sidam-massifcentral.fr/projets/securisation-systemes/aeole>). Pour chacun des sites, deux parcelles avec des niveaux de gestions contrastés (Extensif vs Intensif) ont été sélectionnées, formant ainsi un total de 8 sols expérimentaux. Un prélèvement (\varnothing 8cm, 0-10cm de profondeur) a été effectué pour chaque sol expérimental en novembre 2016 et l'ensemble des carottes de sols ont été conservées en chambre froide (4°C) avant l'expérimentation. Chacun des sols a été tamisé pour obtenir du sol fin (maille de 2mm) et pré-incubé durant 10 jours dans le noir, à 20°C et au potentiel hydrique correspondant à -80kPa (teneur en eau comprise entre 46.1% et 85.6% suivant les sols expérimentaux).

Dispositif expérimental et incubations

Les traitements de chaulage (Témoin, CaCO_3) ont été croisés avec les traitements de fertilisation azotée (Témoin, NH_4NO_3) et le niveau de gestion des parcelles (Extensif, Intensif) afin d'étudier les interactions entre les pratiques de chaulage, de fertilisation azotée et de gestion historique. Chaque site de prélèvement représentant une répétition indépendante, les huit combinaisons de traitements ont ainsi été répliquées quatre fois. Pour chacun des sols expérimentaux, les combinaisons de traitements ont été incubées en quatre flacons (seulement trois pour l'un des sols récoltés en plus faible quantité), résultant en un dispositif de 124 échantillons incubés (Fig.2.9a).

Chaque échantillon de sol correspond à 15g équivalent sol sec, ajusté à un potentiel hydrique de -80kPa, et placé dans un flacon en verre de 125ml. Le chaulage et la fertilisation azotée ont été mélangés aux sols à un taux équivalent de 4 t/ha (31.5mg de CaCO_3 par flacon) et de 85 kg/ha (2 mg de NH_4NO_3 par flacon) respectivement. Les deux traitements ont été apportés sous forme de poudre (produits de qualité analytique) immédiatement avant la fermeture étanche des flacons. L'ensemble des échantillons a ensuite été incubé durant 84 jours dans le noir à 20°C dans les flacons scellés.

Mesures

La production de CO₂ et la consommation de O₂ ont été déterminées à 13 dates durant la période d'incubation (au jour 2, 4, 7, 9, 11, 14, 18, 25, 36, 46, 56, 70, 84). Les valeurs de la consommation d'O₂ ont été utilisées comme indicateur de la minéralisation du carbone organique des sols, alors que les mesures de CO₂ représentent les émissions totales de CO₂ d'origine organique (décomposition de la matière organique) et inorganique (équilibre des carbonates). À chaque date d'échantillonnage, 3mL d'air ont été prélevés dans les flacons et injectés dans un en chromatographe en phase gazeuse [Clarus 480, PerkinElmer, Massachusetts, États-Unis] (Fig.2.9b). Après mesure des concentrations de gaz, les flacons ont été ventilés avec de l'air humidifié dépourvu de CO₂, pour éviter le dessèchement des sols incubés. Les concentrations en gaz ont été corrigées pour prendre en compte le volume d'air disponible dans chaque flacon ainsi que les variations de pression atmosphérique lors des jours de mesures et de ventilation. La consommation d'O₂ pour chaque date a été calculée comme étant la différence entre la concentration en O₂ de l'air utilisé lors la ventilation (20.5%) et la concentration mesurée en O₂ du flacon à cette date (exprimées en g d'O₂ par kg de sol sec). L'accumulation de CO₂ a été calculée comme la somme de C-CO₂ émis durant chaque intervalle de mesure par kg de sol sec (gC kg⁻¹ de sol sec). Durant l'expérimentation, la concentration moyenne de CO₂ au sein du volume d'air des flacons a été de 2.65% (erreur standard=0.29).

À la fin de l'expérimentation, les sols incubés ont été récoltés pour mesurer le pH_(eau), la teneur en eau du sol et la biomasse microbienne (carbone et azote) *via* la méthode de fumigation-extraction au chloroforme (Brookes *et al.* 1985) (section 2.5 pour le détail des protocoles utilisés).

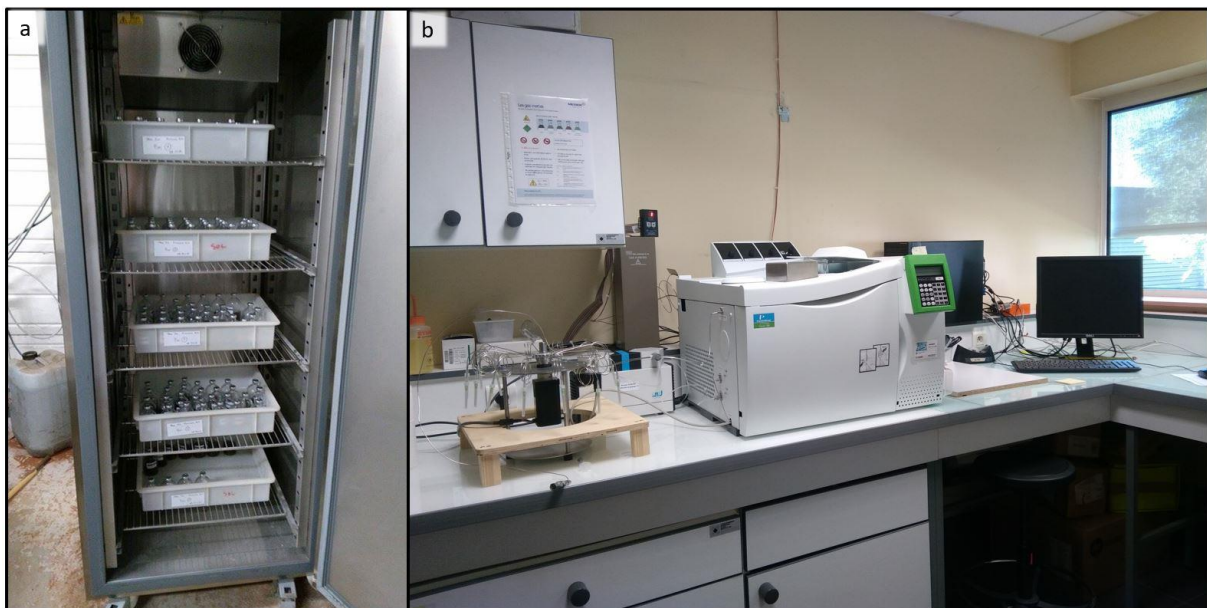


Figure 2.9. **Illustration de la première expérimentation en microcosmes.** Photographies a) des 124 flacons de sol mis en incubation et b) de l'appareil de chromatographie en phase gazeuse PerkinElmer.

2.4.2 Expérimentation 2

Fort de l'expérience de la première manipulation au laboratoire, cette seconde expérimentation en microcosmes a été réalisée spécifiquement pour tester les effets de deux amendements basiques calciques (CaCO_3 , 99-100% de carbonates ; Calcimer, 41% de carbonates) sur la dynamique d'émissions de gaz à effet de serre d'origine organique et inorganique pour le CO_2 , à deux niveaux de dosage (dose faible, dose forte = 2 x dose faible) et pour deux types de sol (Andosol, Cambisol).

Prélèvement de sol

Deux types de sol issus de prairies permanentes du Massif central ont été sélectionnés : l'Andosol de Laqueuille (15% d'argile, 60.1% de limons, 24.9% de sable – 13.2% de matière organique) et le Cambisol de Theix-Blatière (26.9% d'argile, 28.8% de limon, 44.3% de sable – 5.62% de matière organique) (<http://www.soere-acbb.com>). Sur chacun des sites, une dizaine de kg de sol frais a été prélevé manuellement à l'automne 2017. Chaque sol a été tamisé à une maille de 2mm et conservé en chambre froide (4°C) avant l'expérimentation. Les teneurs en eau des sols prélevés étant déjà proche de la teneur en eau d'incubation (potentiel hydrique correspondant à -80kPa), les échantillons de sol ont seulement été mis à température ambiante 10h avant le début de l'expérimentation.

Dispositif expérimental et incubations

Les 8 combinaisons de traitements issues du design factoriel ont été complétées par un traitement Témoin pour chacun des types de sol. L'ensemble a été répliqué quatre fois donnant un dispositif de 40 incubations. Cette première série de 40 échantillons a été utilisée pour le suivi des flux et les sols ont été récoltés en fin d'expérimentation (au bout de trois semaines). Deux séries supplémentaires et identiques de 40 flacons chacune ont été incubées dans les mêmes conditions afin de réaliser des récoltes intermédiaires après une semaine et deux semaines, de façon à pouvoir suivre la dynamique.

Chaque échantillon de sol correspond à 30g équivalent sol sec, ajusté à un potentiel d'incubation (59.6% pour l'Andosol et 37.8% pour le Cambisol) et placé dans un flacon en verre de 300ml. Les doses de chaulage entre les deux produits ont été raisonnées à même apport de carbone (et donc de carbonates). La dose faible de chaulage a été fixée à un taux équivalent de 3 t/ha pour le CaCO_3 (36mg par flacon) et donc à un taux équivalent de 7.3 t/ha pour le Calcimer (87.8 mg par flacon) qui contient 59% moins de carbonates. Les doses pour le traitement « chaulage fort » correspondent au double : équivalent à 6t/ha pour le CaCO_3 et 14.6t/ha pour le Calcimer (72mg de CaCO_3 par flacon et 175.6mg de Calcimer par flacon). Les traitements ont été mélangés sous forme de poudre aux

échantillons de sol immédiatement avant la fermeture étanche des flacons. L'ensemble des échantillons a été incubé durant 21 jours dans le noir à 20°C dans les flacons en verre scellés (Fig.2. 10a).

Mesures des concentrations de gaz et de $\delta^{13}C$

La production de CO_2 et de N_2O et la consommation de O_2 ont été déterminées à 7 dates durant la période d'incubation (au jour 2, 4, 7, 10, 14, 18, 21) sur les 40 flacons de la 1^{ère} série. Les valeurs de la consommation d' O_2 ont été utilisées comme indicateur de la minéralisation du carbone organique des sols. Les mesures de CO_2 représentent les émissions totales de CO_2 d'origine organique (décomposition de la matière organique) et inorganique (issu des carbonates). À chaque date d'échantillonnage, 3mL d'air ont été prélevés dans les flacons et injectés dans un chromatographe en phase gazeuse [Clarus 480, PerkinElmer, Massachusetts, États-Unis] (Fig.2.10b). Les concentrations en gaz ont été corrigées pour prendre en compte le volume d'air disponible dans chaque flacon ainsi que les variations de pression atmosphérique lors des jours de mesures et de ventilation. La consommation d' O_2 pour chaque date a été calculée comme étant la différence entre la concentration en O_2 de l'air utilisé lors la ventilation (20.79%) et la concentration mesurée en O_2 du flacon à cette date ; exprimées en mg O_2 par kg de sol sec. La consommation totale de O_2 durant l'expérimentation (=somme de la consommation à chaque date) a été divisée par le nombre de jours d'incubation et a permis d'approcher la vitesse de « minéralisation du carbone » sur l'ensemble de l'expérimentation. Les accumulations de CO_2 (en g) et de N_2O (en μg) ont été calculées comme la somme des émissions durant chaque intervalle de mesure par kg de sol sec.

La part relative des émissions de CO_2 d'origine inorganique a été déterminée à 5 dates pendant la période d'incubation (au jour 2, 4, 7, 14, 21) par mesure du rapport isotopique entre carbone 13 et carbone 12 du CO_2 émis. À la suite des mesures des concentrations de gaz, pour ces 5 dates, un prélèvement d'air d'en moyenne 30mL a été réalisé sur les 40 flacons et injecté dans des flacons de 125mL préalablement rincés à l'air sans CO_2 . Le volume prélevé a été adapté (de 4 à 90mL) à la concentration en CO_2 mesurée par le chromatographe à phase gazeuse afin que la dilution corresponde à la gamme de détection de l'appareil située autour de 1500ppm. Les échantillons d'air ont ensuite été analysés *via* un spectromètre laser à amplification résonnante d'absorption [G2101i, Picarro, Californie, USA] (Fig.2.10c) afin de mesurer les concentrations en $^{12}CO_2$ et $^{13}CO_2$. Les rapports isotopiques sont ensuite exprimés en $\delta^{13}C$ par rapport au ratio isotopique standard du Pee Dee Belemnite (PDB) :

$$\delta^{13}C_{\text{échantillon}} (0/00) = \left(\frac{\left(\frac{^{13}CO_2}{^{12}CO_2} \right)_{\text{échantillon}}}{\left(\frac{^{13}CO_2}{^{12}CO_2} \right)_{PDB}} - 1 \right) \times 1000.$$

Les $\delta^{13}\text{C}$ (signatures isotopiques) des deux types de sols (avant expérimentation) et des deux amendements utilisés ont été déterminés *via* un sous-échantillon de 15 mg pour les sols et de 10 mg de produit (sous forme de BaCO_3) pour les amendements par la plateforme SILVATECH [UMR-Silva, Centre INRA de Nancy]. Les quantités respectives de C- CO_2 issues de la décomposition de la matière organique des sols par les microorganismes (R_s) et celles issues des carbonates (R_c) ont été déterminées en utilisant les équations de conservation de la matière :

$$R_t = R_s + R_c \text{ et } R_t \times A_t^{13} = R_s \times A_s^{13} + R_c \times A_c^{13}$$

avec R_t la quantité totale de C- CO_2 mesurée au sein des incubations, A_t^{13} la mesure de $\delta^{13}\text{C}$ associée, A_s^{13} la signature isotopique des sols et A_c^{13} la signature isotopique des amendements.

Le pourcentage de contribution des émissions « inorganiques » aux émissions totale de CO_2 a pu être calculé pour les 5 dates de mesures.

Entre chaque mesure des concentrations de gaz, tous les flacons de sols (y compris ceux des séries supplémentaires pour les récoltes intermédiaires) ont été ventilés avec de l'air humidifié ne contenant pas de CO_2 , ni de N_2O , pour éviter le dessèchement des sols incubés. Ils ont ensuite été à nouveau scellés.

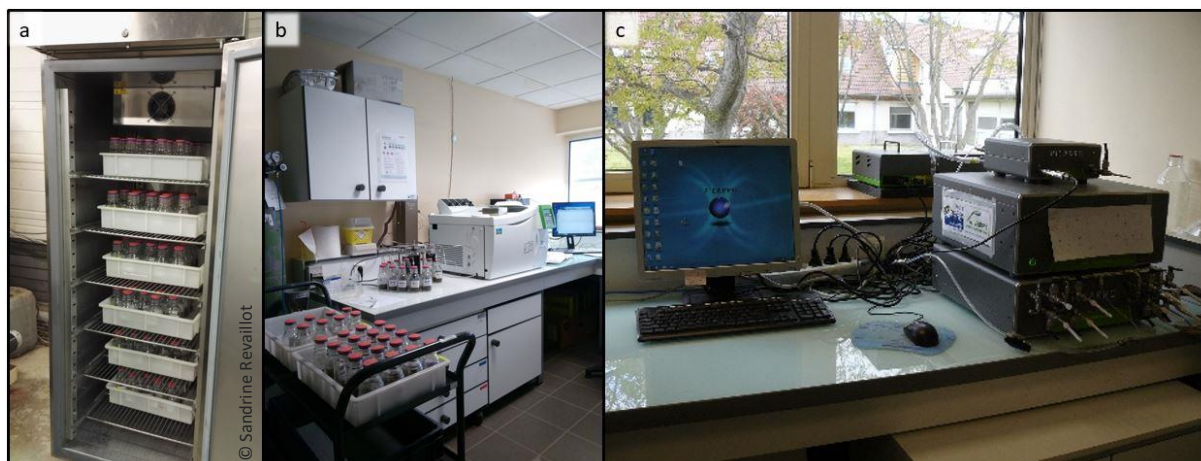


Figure 2.10. **Illustration de la seconde expérimentation en microcosmes.** Photographie a) des 120 flacons de sol mis en incubations ; b) du déroulement d'une mesure des concentrations de gaz au chromatographe en phase gazeuse et c) du spectromètre laser Picarro.

Récoltes et mesure des propriétés du sol

Le $\text{pH}_{(\text{eau})}$, l'humidité, l'azote minéral et la biomasse microbienne des sols ont été mesurés à 3 dates (au jour 7, 14 et 21) *via* la récolte successive des trois séries d'incubations initialement mises en place (voir section 2.5 pour détail de ces protocoles). L'azote minéral a permis d'estimer la vitesse de

minéralisation de l'azote entre les jours 7 et 21, par différence entre les valeurs de l'azote minéral disponible (J21-J7) et division par le nombre de jours les séparant.

À la fin de la période d'incubation, des sous-échantillons de 3g de sol frais ont été utilisés pour déterminer les abondances des copies d'ARN ribosomales 16S et 18S sur trois des quatre répétitions des 10 combinaisons de traitements [échantillons analysés par l'URM-LEM, Laboratoire d'Ecologie Microbienne, Lyon]. Les valeurs obtenues ont été utilisées pour calculer le ratio 16S/18S, informant sur le rapport d'abondance entre bactéries et champignons dans la communauté microbienne (Lauber *et al.* 2008).

Expérimentation complémentaire des optodes

En parallèle de cette expérimentation menée au laboratoire de l'UMR Ecosystème Prairial (Clermont-Ferrand), une courte expérience a été réalisée à St Malo chez le partenaire industriel CMI-Groupe Roullier afin d'appréhender les dynamiques de l'augmentation de pH induite par les amendements minéraux basiques calciques. Menée avec les cinq mêmes combinaisons de traitements de chaulage (Témoin, CaCO₃ et Calcimer à deux dosages) et les deux mêmes types de sol (Andosol et Cambisol), l'étude a utilisé la technologie des optodes pour faire un suivi continu et non destructif du pH durant une semaine sur des incubations de sol. La découverte de cette technologie a également été l'occasion d'un échange d'une semaine au laboratoire de science du sol de l'université de BOKU à Vienne en Autriche auprès de l'équipe du Pr Walter Wenzel. Ce travail est décrit en Annexe 1.

2.5. Protocoles des analyses réalisées au laboratoire

Cette section décrit les modes opératoires mobilisés pour la mesure de paramètres physico-chimiques transversaux aux trois volets expérimentaux du travail de thèse.

2.5.1. pH

Le statut acido-basique d'un échantillon de sol est déterminé par la valeur du pH_{eau} sur un sous-échantillon de sol frais et tamisé (suivant Robertson 1999). Le sous-échantillon de 10g est mélangé à 20ml d'eau ultra pure (ratio sol:eau de 1:2) et agité durant 10 min (agitateur orbital, vitesse moyenne). La solution repose pendant 30 minutes, le pH de la solution du sol étant ensuite mesuré à l'aide d'un pHmètre conductimère [Inolab, WTW].

2.5.2. Teneur en eau pondérale

La teneur en eau pondérale d'échantillon de sol est déterminée sur un sous-échantillon de 5g de sol frais et tamisé, pesé puis passé à l'étuve à 105°C pendant 24h. Le sous-échantillon est pesé une fois sec et la teneur en eau est calculée à partir de la formule suivante :

$$\text{Teneur en eau pondérale (\%)} = \frac{\text{Poids frais} - \text{Poids sec}}{\text{Poids sec}} \times 100.$$

2.5.3. Azote minéral

L'azote minéral (NO_3^- et NH_4^+) est déterminé sur un sous-échantillon de 5g de sol frais, mélangé à 25mL de KCl (1M) et agité durant 1h à l'aide d'un agitateur orbital (suivant Bloor and Bardgett 2012). Les extraits KCl sont ensuite filtrés sur microfibre de verre [Whatman, UK] et analysés par colorimétrie [colorimètre à flux segmenté, module NO_3^- et module NH_4^+ , AA3 monocanal, Brann & Luebbe, Hamburg, Germany]. Les résultats des analyses d'azote minéral (mg/L) sont ensuite rapportés aux quantités utilisées lors de l'extraction (x 25 et divisés par le poids de sol sec utilisé) pour obtenir des valeurs en μg par g de sol sec.

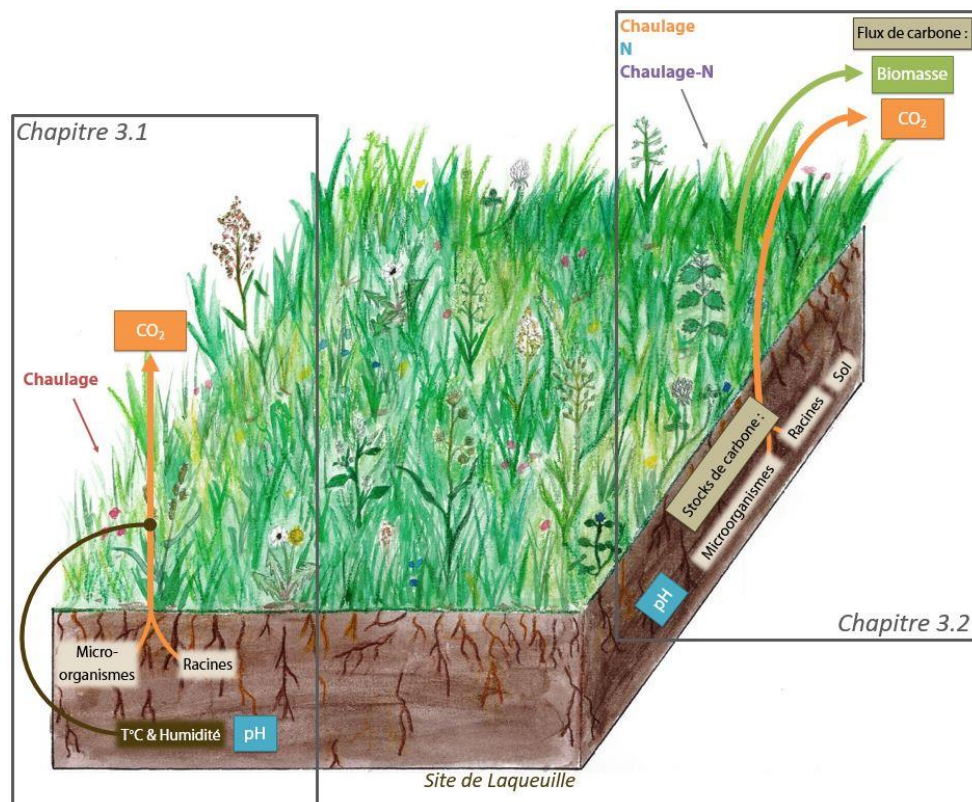
2.5.4. Biomasse microbienne et carbone organique dissous

La biomasse microbienne (carbone et azote) est déterminée *via* la méthode de fumigation-extraction au chloroforme (Brookes *et al.* 1985) en utilisant deux sous-échantillons de 5g de sol frais tamisé. L'un des deux sous-échantillons est placé 24h avec du chloroforme sous cloche à vide (échantillon fumigé), sous sorbonne. Le carbone et l'azote solubles sont extraits des échantillons fumigés et non-fumigés par agitation avec 25mL de K_2SO_4 (0.5 M) (30min, agitateur orbital) puis filtration [filtres en microfibre de verre, Whatman, UK]. Enfin les extraits K_2SO_4 fumigés et non-fumigés sont analysés par combustion catalytique à haute température pour le carbone [TOC-L, CPH ; Shimadzu, Japan] et par combustion catalytique à haute température et chemiluminescence pour l'azote [TNM-L, Shimadzu, Japan]. Les résultats des analyses de carbone et d'azote (mg/L) sont ensuite rapportés aux quantités utilisées lors de l'extraction (x 25 et divisés par le poids de sol sec utilisé) pour obtenir des valeurs en μg de C et de N par g de sol sec. Le carbone de la biomasse microbienne est calculé comme étant la différence entre le carbone total extrait dans les échantillons fumigés et non fumigés divisée par un facteur d'ajustement $k_C=0.35$ (Sparling *et al.* 1990). L'azote de la biomasse microbienne a été calculé *via* la différence entre l'azote total extrait dans les échantillons fumigés et non fumigés divisée par un facteur d'ajustement $k_N=0.54$ (Brookes *et al.* 1985). Ces facteurs d'ajustement tiennent compte de la minéralisation du C et N dans les échantillons.

Les valeurs de carbone présents dans les échantillons non fumigés sont utilisées comme une estimation de la valeur du carbone organique dissous (extraits au K_2SO_4) selon Orwin *et al.* (2009).



Chapitre 3. Essai *in situ*



Ce chapitre présente les résultats de l'expérimentation *in situ* en prairie permanente de moyenne montagne. Il se structure en deux sous-chapitres :

3.1. Impact du chaulage sur la respiration du sol en prairie fertilisée

3.2. Interactions entre chaulage et fertilisation azotée sur les flux et les stocks de carbone

Le dispositif *in situ* mis en place en prairie permanente a permis l'acquisition de deux jeux de données qui ont été analysés séparément. Le présent chapitre se compose ainsi de deux sections distinctes (3.1 et 3.2) présentant l'analyse et la discussion des résultats issus de chacun de ces jeux de données. La lecture de ces deux sections peut se faire indépendamment. Cette structuration reflète la stratégie de valorisation envisagée pour ce volet expérimental ; à savoir l'écriture de deux articles scientifiques issus chacun d'une section de ce chapitre.

Le premier jeu de données correspond à l'étude de **l'impact du chaulage sur la respiration du sol en prairie fertilisée de moyenne montagne** – [3.1]. Il se concentre sur les traitements « N » et « N-Calcimer » (voir Chapitre 2, section 2.2 pour détail).

Le second jeu de données se focalise sur **l'interaction potentielle entre fertilisation azotée et chaulage sur les flux et les stocks de carbone en prairie de moyenne montagne** – [3.2]. Il s'appuie sur les traitements « Témoin », « Lithothamne », « N » et « N-Lithothamne » (Chapitre 2, section 2.2).

De l'automne 2015 à l'automne 2017, j'ai participé au suivi de cet essai *in situ* mis en place en 2014. J'ai contribué à la collecte des échantillons de sol (4 campagnes /an), aux prélèvements de biomasse aérienne (2 coupes /an), aux apports de fertilisants (2 fois /an) et aux apports des traitements calciques (1 fois /an). Je me suis impliquée dans le traitement collectif (équipe de 4 personnes) des échantillons prélevés : tamisage du sol, lavage des racines, analyses en laboratoire, tri par groupe fonctionnel et pesées de la biomasse végétale. En autonomie, j'ai mis en place et réalisé le protocole de mesure de la respiration du sol : rédaction des modes opératoires, planification des interventions. J'ai effectué les 28 campagnes de mesures sur le terrain, structuré le jeu de données collectées – enrichi des autres variables mesurées – et réalisé leur analyse statistique.

3.1. Impact du chaulage (Calcimer) sur la respiration du sol en prairie fertilisée de moyenne montagne

L'écosystème prairial représente près de 68% des surfaces agricoles mondiales (FAOSTAT 2013) et la gestion de cet écosystème contribue aux émissions de CO₂ vers l'atmosphère attribuées au secteur agricole (Soussana *et al.* 2007). Au sein des prairies permanentes, la respiration du sol est l'un des principaux flux du CO₂ terrestre vers l'atmosphère et provient des activités des biomasses microbienne et racinaire, ainsi que de la diffusion du CO₂ dans les pores du sol. Ce flux est déterminé à la fois par des activités biologiques et par des déterminants abiotiques comme la température et l'humidité des sols (Hoover *et al.* 2016; Feng *et al.* 2018). Les modifications induites par les pratiques agricoles (fauche, pâturage, fertilisation, amendement) sur les compartiments biotiques et abiotiques impactent fortement la respiration du sol et affectent la contribution des prairies aux émissions de CO₂ vers l'atmosphère (Soussana & Lemaire 2014; Rumpel *et al.* 2015; Kunhikrishnan *et al.* 2016). Mieux comprendre les effets de la gestion sur le cycle du carbone en prairie reste un enjeu majeur notamment pour réduire les émissions de CO₂ au sein de cet agroécosystème (Fornara *et al.* 2011).

En prairie permanente sur sols acides, la fertilisation azotée et le chaulage sont des pratiques agricoles courantes pour augmenter la productivité (Haynes & Naidu 1998). En effet, comme les apports d'intrants azotés tendent à renforcer l'acidification des sols (Bolan & Hedley 2003), l'utilisation conjointe d'amendements minéraux basiques est alors pratiquée pour enrayer les processus d'acidification et améliorer le statut-acidobasique des sols (Kunhikrishnan *et al.* 2016). La pratique du chaulage permet ainsi le retour à des conditions plus optimales pour la croissance des plantes et favorise la biodisponibilité des nutriments (Haynes & Naidu 1998). Généralement, ces conditions de pH stimulent les activités microbiennes et ainsi les émissions de carbone par le sol (Paradelo *et al.* 2015). Au-delà de l'augmentation de pH, le chaulage est vu comme une pratique structurante des sols en améliorant l'agrégation des particules de sol et la circulation de l'eau (During *et al.* 1984; Haynes & Naidu 1998; Chan & Heenan 1999; Bolan *et al.* 2003), modifiant donc également les conditions abiotiques du sol. Ainsi, ces amendements minéraux basiques peuvent altérer à la fois les activités biologiques et les déterminants abiotiques contrôlant la respiration du sol. Cependant, très peu d'études ont porté sur les impacts du chaulage sur la respiration du sol en prairie permanente, l'ampleur des effets du chaulage restant également à quantifier.

Pour étudier l'influence du chaulage sur la respiration du sol en prairie fertilisée de moyenne montagne, nous avons mis en place un essai en plein champ qui nous a permis de tester deux hypothèses : i) le chaulage augmente la respiration du sol *via* l'augmentation de pH en prairie fertilisée et ii) le chaulage affecte les déterminants abiotiques de la respiration du sol en prairie fertilisée. Pour confirmer ou infirmer ces hypothèses, 28 campagnes de respiration du sol (Chapitre 2, section 2.2.2)

ont été réalisées entre 2016 et 2017 sur 8 placettes (4 répétitions pour chaque traitement : témoin fertilisé et traitement fertilisé et chaulé avec du Calcimer). Les émissions de CO₂ ont été également moyennées pour chaque placette par saison (printemps, été, automne) en 2016 et 2017, pour explorer les variations annuelles et inter-saisonnières de la respiration du sol. Afin d'analyser l'impact des facteurs abiotiques que nous savons déterminant dans les processus respiratoires (i.e. l'humidité et la température du sol), les valeurs moyennées de respiration du sol pour chaque campagne et chaque traitement (= moyenne des 4 placettes répliqués ; gommant ainsi les fortes variabilités) ont été mises en relation avec les mesures d'humidité et de température de sol systématiquement relevées. Le pH du sol a été mesuré lors de 4 prélèvements par an pour vérifier l'effet du traitement de chaulage. Les biomasses microbiennes (en quantité de carbone et en ratio C/N) et racinaires ont été mesurées lors de 3 prélèvements par an pour analyser leur variabilité parallèlement à la respiration du sol. Enfin, des prélèvements destructifs de biomasses racinaires ont été réalisés à l'automne 2017 à l'emplacement des mesures de flux afin de vérifier que le taux de colonisation des racines à ces emplacements ne biaisait pas les valeurs des flux mesurées. Le détail du protocole complet a été présenté au Chapitre 2, section 2.2.

3.1.1 Analyses statistiques

Une analyse de variance (ANOVA) à deux facteurs a été réalisée pour tester l'influence du chaulage et des dates de mesures sur les émissions de CO₂ pour chaque année de mesure : 2016 et 2017 (Traitement et Date en facteurs fixes, Placette et Bloc en facteurs aléatoires). Les interactions entre la saison – printemps, été, automne – et le chaulage sur les émissions de CO₂ moyennes ont été recherchées avec une ANOVA à trois facteurs (Traitement, Saison et Année en facteurs fixes, Placette et Bloc en facteurs aléatoires). L'influence des facteurs abiotiques – Température et Humidité du sol – sur les flux de CO₂ a été testée *via* une analyse de covariance (ANCOVA) sur les valeurs moyennes par campagne et par traitement (Traitement en facteur fixe, Température et Humidité en covariables, réduites et centrées).

L'impact du chaulage et de la date de prélèvement sur le pH a été analysé *via* une ANOVA à deux facteurs (Traitement et Date en facteurs fixes, Placette en facteur aléatoire). Les biomasses racinaires et microbiennes, ainsi que le rapport C/N de la biomasse microbienne, ont été analysés en utilisant une ANOVA à trois facteurs pour tester les effets de l'année, de la date de prélèvement (avril, juin, septembre) et du chaulage (Traitement, Date et Année en facteurs fixes, Placette en facteurs aléatoires).

Les mesures des biomasses racinaires prélevées à l'automne 2017 aux emplacements des colliers PVC de mesure des émissions ont été analysées *via* une ANOVA à un facteur (Traitement en facteur fixe).

Toutes les analyses ont été réalisées en utilisant le logiciel R (« packages » nlme et ggplot2 (R Core Team 2013) et les conditions d'applications des modèles statistiques utilisés ont été vérifiées.

3.1.2. Résultats

Conditions météorologiques du site

Les conditions météorologiques pour le site d'étude ont été assez contrastées durant les deux années étudiées (Tableau 3.1). L'année 2016 a montré une forte amplitude en termes de précipitations. Si elle a été en moyenne plus humide que la moyenne des 20 années précédentes, notamment du fait de précipitations hivernales et printanières plus nombreuses (+236mm par rapport à la moyenne long-terme), les précipitations enregistrées en été et en automne ont été inférieures (-146mm) aux moyennes des deux dernières décennies. L'année 2017 a été plus sèche que la moyenne des 20 dernières années, ce qui s'explique par des précipitations plus faibles sur la saison hivernale et automnale (respectivement -78mm et -73mm). En termes de températures moyennes, 2016 et 2017 sont des années, en tendance, plus chaudes que la moyenne des 20 dernières années (Tableau 3.1). Le printemps 2016 a été plus froid que la moyenne printanière long-terme alors que le printemps 2017 a été plus chaud. Les étés 2016 et 2017 ont été plus chauds que la moyenne des 20 dernières années. Enfin l'automne a été plus chaud en 2016 que sur les 20 dernières années alors que la température de l'automne 2017 est proche de la moyenne long-terme.

Tableau 3.1. **Conditions de pluviométrie et de température sur le site de Laqueuille.** Les précipitations et les températures de l'air moyennes, annuelles et saisonnières, des deux années étudiées (2016 et 2017) ainsi qu'en moyenne sur les 20 années précédentes (entre 1996-2015) sont présentées. Les données ont été obtenues à partir du réseau Agroclic, station INRA-Laqueuille (les razats), n°63189002.

Conditions météorologiques à Laqueuille (63820)	Annuelle	Saisonnaire		
		Printemps	Été	Automne
Pluviométrie (mm)	<i>Moyenne ± erreur standard</i>			
Moyenne entre 1996 et 2015	1094 ± 41.2	274 ± 21.4	310 ± 16.0	191 ± 17.5
2016	1184	436	207	148
2017	935	279	297	118
Température moyenne (°C)	<i>Moyenne ± erreur standard</i>			
Moyenne entre 1996 et 2015	7.81 ± 0.168	6.64 ± 0.253	14.8 ± 0.25	10.8 ± 0.37
2016	8.21 ± 0.341	5.33 ± 0.491	15.2 ± 0.45	11.6 ± 0.61
2017	8.27 ± 0.375	7.88 ± 0.531	16.2 ± 0.45	10.4 ± 0.48

Emissions de CO₂

Durant l'ensemble des deux saisons de végétation suivies, les valeurs de respiration du sol ont varié – tous traitements confondus – entre 1.34 à 9.77 gC-CO₂ m⁻² j⁻¹ (Fig.3.1). Pour les deux années, les dates de mesures ont eu un effet significatif sur les valeurs de CO₂ émises (Tableau 3.2A, Fig.3.1). En revanche, le chaulage n'a pas eu d'effet sur les émissions de CO₂, que ce soit seul ou en interaction avec les dates de mesure (Tableau 3.2A, Fig.3.1).

Les émissions moyennes saisonnières de CO₂ ont été affectées par les saisons et l'année (Tableau 3.2B, Fig.3.2). L'amplitude dans les variations saisonnières des émissions de CO₂ – en général plus importante en été et plus faible en automne (Fig.3.2) – dépend de l'année (Interaction Année x Saison, Tableau 3.2B). En effet, alors qu'en 2016, les émissions printanières ont été plus importantes que les émissions automnales, en 2017, elles sont de même grandeur (Fig.3.2). Enfin, les émissions de CO₂ ont été globalement plus élevées en 2016 qu'en 2017 (+2.23 gC-CO₂ m⁻² j⁻¹ en moyenne ; Tableau 3.2B).

Tableau 3.2. **Résultats des analyses statistiques des émissions de CO₂**. A) Effets du chaulage et de la date de mesure sur les émissions de CO₂ en 2016 et 2017. B) Effets du chaulage, de la saison et de l'année sur les émissions moyennes saisonnières de CO₂. Pour les trois ANOVA présentées, les placettes et les blocs sont en facteurs aléatoires des modèles.

Facteurs fixes		df num	df den ¹	F value	Pvalue
A) ANOVA à deux facteurs sur les émissions de CO₂ en 2016 et 2017					
2016	Mesure	12	70	42.13	***
	Traitement	1	6	0.01	ns
	Mesure x Traitement	12	70	0.39	ns
2017	Mesure	14	84	10.86	***
	Traitement	1	6	1.56	ns
	Mesure x Traitement	14	84	0.39	ns
B) ANOVA à trois facteurs sur les moyennes saisonnières d'émissions de CO₂					
	Année	1	30	174.8	***
	Saison	2	30	113.7	***
	Traitement	1	6	0.54	ns
	Année x Saison	2	30	8.86	***
	Année x Traitement	1	30	0.29	ns
	Saison x Traitement	2	30	0.29	ns
	Année x Saison x Traitement	2	30	0.09	ns

*P<0.05, **P<0.01, ***P<0.001. ns : non significatif.

¹ degré de liberté du dénominateur estimé pour modèle mixte (package R "lmerTest")

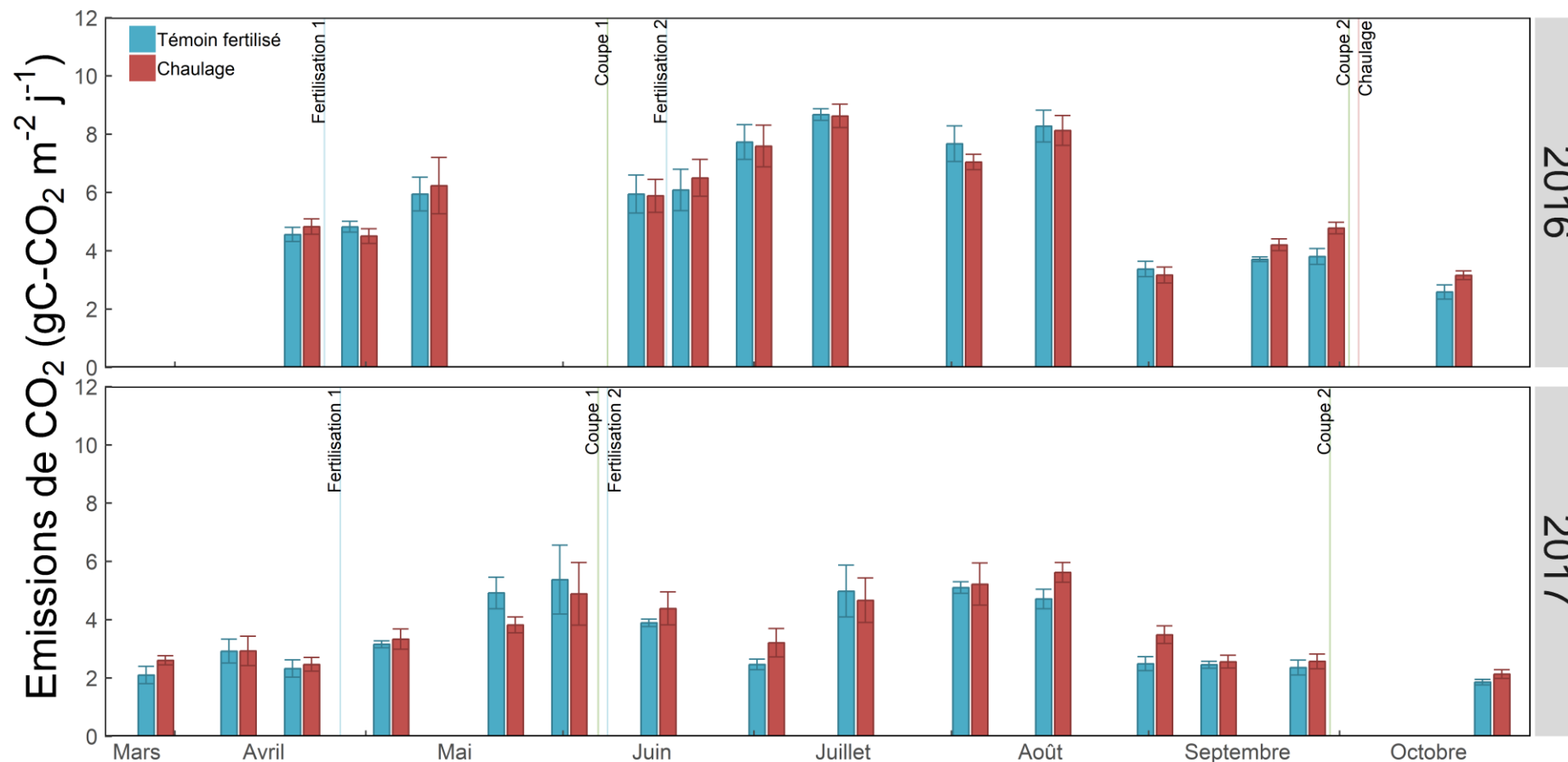


Figure 3.1. **Effet du chaulage sur la respiration du sol (émissions de CO₂) durant les saisons de végétation de 2016 et 2017.** Les moyennes et les erreurs standards des émissions de CO₂ sont présentées (n=4). Vingt-huit campagnes de mesure ont été réalisées (13 en 2016 et 15 en 2017 ; se reporter au Chapitre 2, section 2.2.2, pour les dates exactes). Les dates des interventions expérimentales (Fertilisation, Chaulage et Coupe) sont présentées sous la forme de barres colorées sur la figure. Le traitement de chaulage correspond au produit Calcimer.

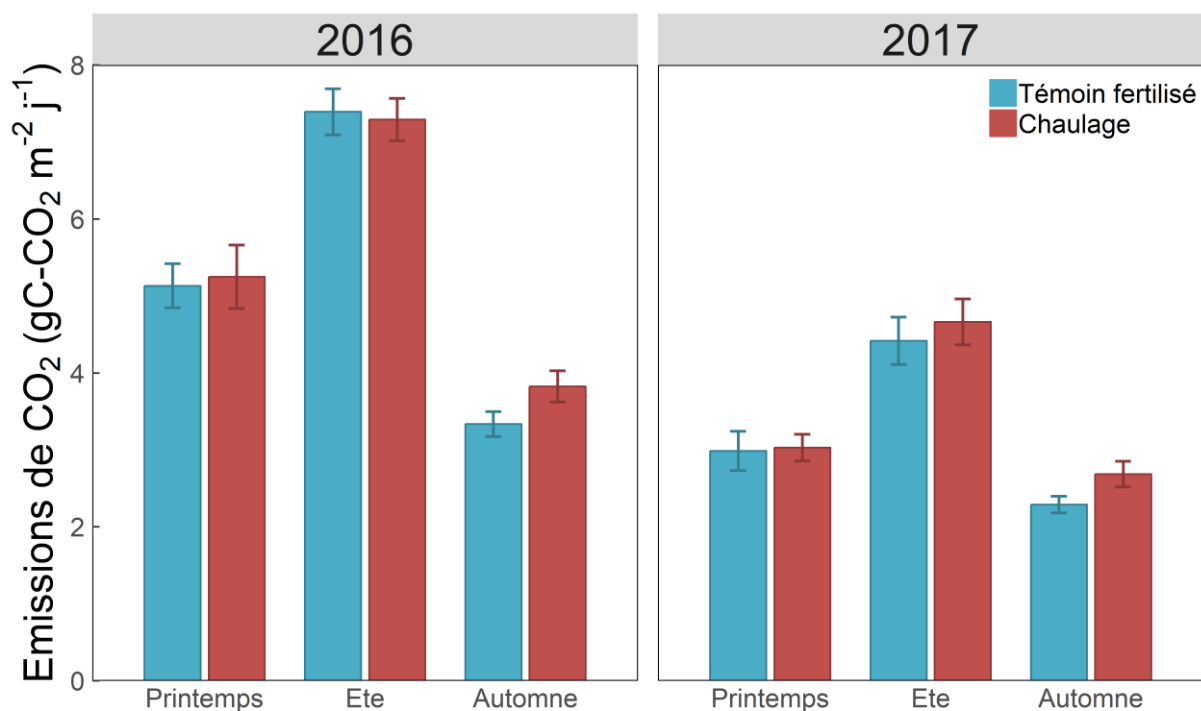


Figure 3.2. **Effet du chaulage sur la respiration du sol calculée à l'échelle de la saison (émissions de CO₂) au printemps, été et automne en 2016 et en 2017.** Les valeurs moyennes et les erreurs standards sont présentées (n=3,6,4 et 5,6,4 ; respectivement pour le printemps, été, automne en 2016 et 2017).

La température du sol a eu un effet positif sur la respiration du sol au cours des deux saisons de végétation, quel que soit le traitement de chaulage (modèle de régression linéaire, $r^2=0.3$, $p<0.01$; Fig.3.3A). L'humidité du sol n'a pas eu d'effet significatif sur les émissions de CO₂ pendant l'étude ($p>0.05$; Fig.3.3B). Le chaulage n'a pas modifié la relation entre les émissions de CO₂ et les facteurs abiotiques ($p>0.05$).

Enfin, les biomasses racinaires prélevées à l'automne 2017 aux emplacements des mesures de CO₂ n'ont pas montré de différences significatives entre les traitements de chaulage ($p>0.05$).

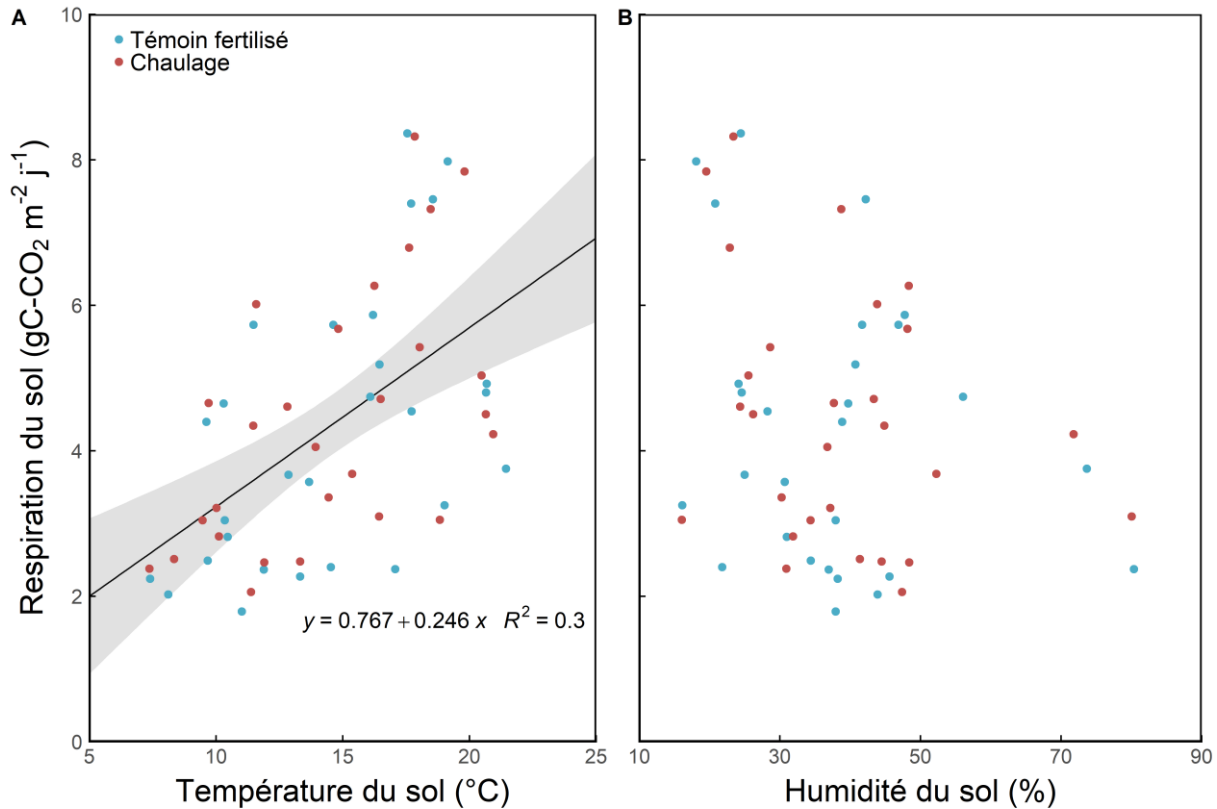


Figure 3.3. **Respiration moyenne du sol par date de mesure et traitement en fonction des facteurs abiotiques : température et humidité du sol.** **A)** Relation entre la température du sol et la respiration du sol quel que soit le traitement, l'année ou la date de mesure. Les résultats de la régression linéaire retenue (la température du sol comme seul facteur) sont présentés dans la figure. **B)** Variabilité de la respiration du sol en fonction de l'humidité du sol.

Propriétés des sols

Le pH du sol est passé d'une moyenne de 5.34 (± 0.06) en 2016 à 5.53 (± 0.06) en 2017 sur les parcelles chaulées et fertilisées. À l'inverse, les parcelles non chaulées et fertilisées sont passées d'une moyenne de 5.11 (± 0.03) en 2016 à une moyenne de 5.06 (± 0.04). Le chaulage a donc eu un effet positif sur le pH du sol, avec une augmentation de 0.34 unité de pH en moyenne, toutes dates confondues ($F_{1,6}=23.7$, $p<0.01$; Fig.3.4). L'augmentation de pH induite par le chaulage a été néanmoins dépendante de la date de mesure (Chaulage x Date, $F_{7,42}=2.90$, $p<0.05$; Fig.3.4). En effet, la différence de pH moyenne entre avril et septembre a été plus importante en 2017 (+0.47) qu'en 2016 (+0.23) avant le nouvel apport de chaulage de novembre 2016. En général, les valeurs du pH ont été plus faibles à la sortie de l'hiver (avril) qu'à la fin de la saison de croissance des plantes (Effet Date, $F_{7,42}=2.43$, $p<0.05$; Fig.3.4).

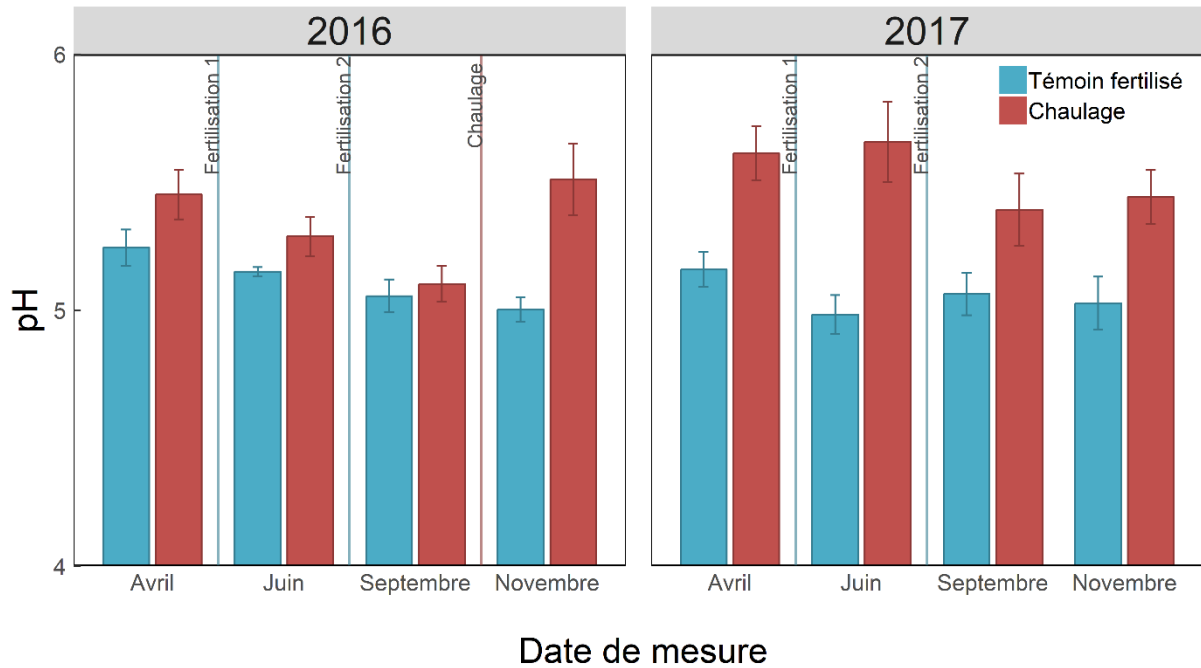


Figure 3.4. Effet du chaulage sur le pH du sol pour 8 dates entre 2016 et 2017. Les lignes verticales replacent les interventions réalisées (fertilisation ou chaulage).

La biomasse microbienne (carbone) a été affectée par la date de prélèvement du sol (Tableau 3.3, Fig.3.5A). En revanche, l'année ou le type de traitement de chaulage n'ont pas eu d'effets significatifs sur la quantité de carbone de la biomasse microbienne, et aucune interaction entre ces facteurs n'a été mise en évidence (Tableau 3.3). Néanmoins, entre juin et septembre, une tendance de réduction de la biomasse microbienne en traitement chaulé peut être signalée (Fig.3.5A). Contrairement à la biomasse microbienne, le ratio C/N de la biomasse microbienne a été impacté par la date de prélèvement, l'année et le traitement (Tableau 3.3, Fig.3.5B). Le ratio C/N a également été impacté par le traitement de chaulage, mais de manière différente suivant la date de prélèvement considérée (Interaction Date x Traitement). Alors que le chaulage a réduit le ratio C/N en avril, quelle que soit l'année (-9%), la différence entre les traitements n'est plus visible en septembre 2016 ou 2017. En 2017, les variations saisonnières ont été plus importantes qu'en 2016 (Interaction Année x Date). En général, le C/N moyen a été plus élevé en 2016 qu'en 2017 (10.4 vs 9.94) et au cours de l'année le C/N a diminué entre avril et juin et augmenté entre juin et septembre (Fig.3.5B).

Les valeurs de biomasse racinaire ont présenté des variations annuelles et saisonnières (Tableau 3.3, Fig.3.5C). Sur l'ensemble des dates de prélèvement ou des traitements, la biomasse racinaire a diminué en moyenne de 45% entre 2016 et 2017. En général, la biomasse racinaire a été plus faible en septembre qu'en avril et juin. Le chaulage n'a pas eu d'effet significatif sur la biomasse racinaire, que ce soit seul ou en interaction avec l'année ou les dates de prélèvement (Tableau 3.3).

Toutefois, une tendance à une réduction de la biomasse racinaire en traitement chaulé en juin et en septembre a été observée, quelle que soit l'année (Fig.3.5C).

Tableau 3.3. **Effets du chaulage, de l'année et de la date de mesure sur les biomasses racinaires et microbiennes.** Résultats de l'ANOVA à trois facteurs (Placette en facteur aléatoire).

Facteurs fixes	df num	df den ¹	Biomasse microbienne	Ratio C/N microbien	Biomasse racinaire
Année	1	30	Ns	***	***
Date	2	30	*	***	**
Traitement	1	6	Ns	ns	ns
Année x Date	2	30	Ns	***	ns
Année x Traitement	1	30	Ns	ns	ns
Date x Traitement	2	30	Ns	*	ns
Année x Date x Traitement	2	30	Ns	ns	ns

*P<0.05, **P<0.01, ***P<0.001. ns : non significatif.

¹ degré de liberté du dénominateur estimé pour modèle mixte (R package "lmerTest")

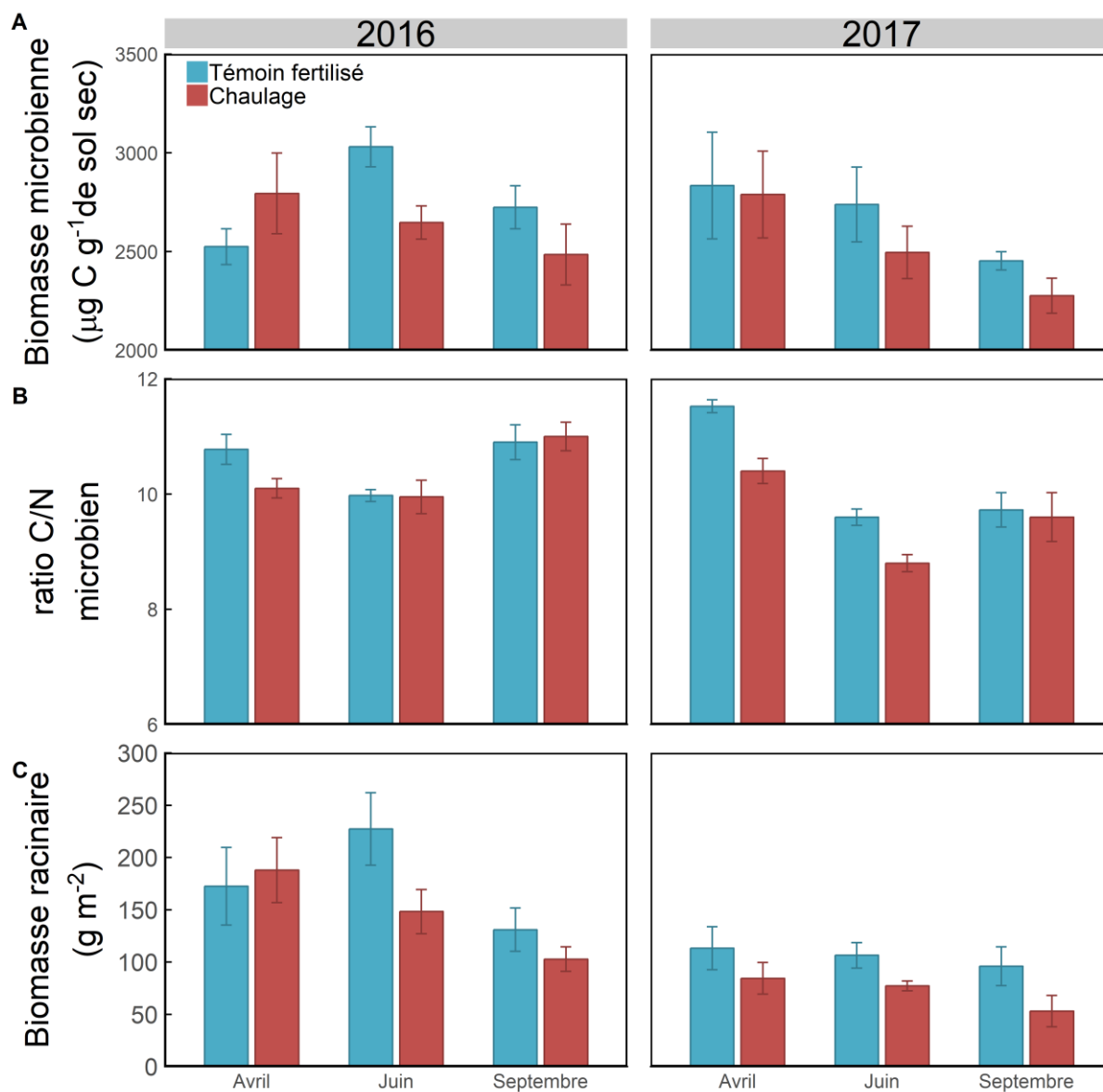


Figure 3.5. Effet du chaulage sur les différentes propriétés du sol : A) la biomasse microbienne, B) le ratio C/N de la biomasse microbienne et C) la biomasse racinaire. Les moyennes et les erreurs standards sont présentées pour les prélèvements effectués à 3 périodes par an en 2016 et 2017.

3.1.3. Discussion

La réduction de la contribution de l'agriculture au bilan de gaz à effet de serre constitue un des volets du développement d'une agriculture plus durable et passe par la réduction des émissions de CO₂ issues des agroécosystèmes et l'augmentation du stockage du carbone dans les sols (Lal *et al.* 2011). Cet essai *in situ* nous a permis d'enrichir les connaissances empiriques en conditions réelles et d'étudier les effets nets du chaulage sur les émissions de CO₂ du sol – qui résultent principalement de la respiration autotrophique des racines et de la respiration hétérotrophique des microorganismes.

Nous avons tout d'abord émis l'**hypothèse que la respiration du sol allait être augmentée par le chaulage** notamment *via* une augmentation du pH qui pouvait stimuler les activités biologiques du sol. Il s'avère que cette **hypothèse (i) n'est pas vérifiée**. Le chaulage, apporté sous forme de Calcimer – en dose modérée (1200 kg/ha) sur deux années – n'a pas impacté les émissions de CO₂, ni en 2016, ni en 2017. Le traitement de chaulage a pourtant bien eu l'effet correctif escompté en augmentant progressivement et à moyen-terme le statut acido-basique du sol sur l'ensemble des deux années.

À notre connaissance, très peu d'études *in situ* se sont consacrées à la mesure des effets du chaulage sur la respiration du sol en prairie permanentes et notre expérimentation doit être l'une des premières à avoir réalisé un nombre important de campagnes de mesures (28) étalées sur deux saisons de végétation. Au contraire de nos observations, Egan *et al.* (2017) décrivent un effet négatif du chaulage sur la respiration du sol en prairie pâturée mais seulement sur l'une (en mai) de leurs trois campagnes de mesure. Cependant, l'essai *in situ* mené par Egan *et al.* (2017) a été réalisé sur des parcelles chaulées de longue date (5t/ha tous les 5 à 10 ans) afin de maintenir un pH neutre (7) et comparées à des parcelles acides (4.8). Notre étude se focalise davantage sur la phase de redressement du pH et la dose apportée était nettement plus faible, induisant une différence de seulement 0.34 point de pH entre nos traitements. Il est possible que ce redressement n'ait pas été suffisamment important pour induire une nette stimulation des biomasses et activités du sol comme attendu. En effet, l'amélioration du pH du sol n'a pas profité au développement des biomasses microbienne et racinaire puisque nous n'avons pas mis en évidence un effet significatif du chaulage sur ces compartiments. En revanche, le chaulage a montré un effet répété et négatif à court-terme sur le ratio C/N des communautés microbiennes.

L'apport de chaulage a réduit le ratio C/N microbien et davantage en 2017 qu'en 2016, avant que l'effet du traitement ne s'estompe en septembre 2017 comme ce fut le cas dès juin en 2016. Ce changement peut être signe de modifications dans les communautés microbiennes et notamment d'une augmentation relative des bactéries par rapport aux champignons (de Vries *et al.* 2016), ce qui serait cohérent avec l'augmentation de pH enregistrée (Rousk *et al.* 2009). Ce résultat demande à être confirmé par des mesures de la composition microbienne plus directes, c'est-à-dire des techniques moléculaires. Néanmoins, ces 'modifications' dans la communauté n'ont pas conduit à des effets sur

la respiration du sol. L'absence d'effet net du chaulage sur la respiration pourrait aussi être dû à l'existence d'interactions masquant l'impact brut du chaulage. Cela souligne l'importance de mesurer un nombre suffisant de variables afin d'avoir une vision intégrée des effets des pratiques de gestion.

Nous avançons en seconde **hypothèse (ii) que le chaulage aurait pu impacter les déterminants abiotiques de la respiration du sol**, *via* les améliorations physiques induites par les apports d'amendements et notamment sur la circulation de l'eau (During *et al.* 1984). Or, le chaulage n'a pas modifié les relations entre respiration du sol et température (ou humidité) du sol. Dans les parcelles chaulées, comme dans les parcelles non chaulées, c'est la température du sol qui s'est avérée être le principal déterminant des émissions de CO₂. La respiration du sol a été plus forte avec des températures plus chaudes, ce qui est cohérent avec la littérature, en l'absence de limitations par le substrat ou la teneur en eau (Kirschbaum 2006). Contrairement à d'autres études (Hoover *et al.* 2016), l'humidité n'a pas été le déterminant principal des émissions sur l'ensemble des mesures. Toutefois, la comparaison des réponses entre l'année pluvieuse de 2016 et l'année sèche de 2017 suggère que l'humidité joue un rôle important dans l'amplitude de la respiration du sol. L'année 2017, plus sèche que l'année 2016, a ainsi montré des valeurs plus basses de respiration du sol et de biomasse. Cela paraît cohérent du fait du lien entre les émissions de CO₂ et les activités du sol, et également avec la littérature (Raich & Schlesinger 1992; Raich *et al.* 2002). Ainsi, les conditions abiotiques induites par la météorologie ont vraisemblablement eu davantage d'effet sur le développement et les activités du compartiment biologique souterrain que les traitements répétés, sur deux années, du chaulage.

Nos résultats suggèrent que le chaulage n'implique pas nécessairement des émissions de CO₂ supplémentaires en prairie permanente fertilisée, malgré l'augmentation effective du pH du sol. Ces résultats permettent de penser qu'un chaulage modéré peut améliorer la fertilité du sol sans augmenter les émissions de CO₂ (gaz à effet de serre) et pourrait présenter un intérêt certain dans les stratégies d'atténuation. Ces résultats sont néanmoins à relativiser. Certes, dans notre essai, le statut acido-basique du sol a été amélioré mais la productivité végétale n'a elle pas été augmentée par le chaulage – ce qui constitue pourtant le but recherché par les agriculteurs. L'effet du chaulage sur la biomasse comme sur la respiration du sol a pu être masqué par la plus forte disponibilité en azote induite par les apports de fertilisation azotée (Nyborg & Hoyt 1978). En effet, la relation positive entre augmentation du pH et productivité peut être fortement diminuée par les intrants azotés (Veresoglou *et al.* 2011). Dans l'optique d'établir des pratiques agricoles durables, il apparaît essentiel d'augmenter notre compréhension des interactions entre différents intrants comme la fertilisation et le chaulage, sur le cycle du carbone au sein de l'écosystème prairial.

3.2. Interactions chaulage (Lithothamne) et fertilisation azotée sur les flux et les stocks de carbone en prairies de moyenne montagne

L'élaboration de stratégies d'atténuation efficaces face aux changements globaux se doit de prendre en compte l'ensemble des processus impliqués dans les cycles biogéochimiques et permettre à la fois de réduire les émissions de CO₂ et d'augmenter la séquestration du carbone du sol à long-terme (Fornara *et al.* 2011). Au sein des systèmes agricoles, les différentes pratiques de gestion peuvent affecter les flux et les stocks de carbone et ce *via* de multiples processus et interactions (Soussana & Lemaire 2014; Rumpel *et al.* 2015). En conséquence, l'impact net de la combinaison de plusieurs pratiques agricoles sur le cycle du carbone est difficilement prévisible. Pour le développement de stratégie d'atténuation et de pratiques agricoles durables il est primordial d'évaluer les effets de la gestion des agroécosystèmes sur les cycles biogéochimiques à travers une approche plus systémique.

En prairie permanente, le carbone est stocké dans les sols *via* les biomasses vivantes (microbienne, racinaire, macrofaune) ou sous forme de carbone organique et inorganique du sol (Jones & Donnelly 2004). Les principaux flux sortants de carbone sont la respiration issue notamment des activités biologiques du sol et l'exportation du carbone de la biomasse aérienne *via* le fourrage. La fertilisation azotée – pratique couramment utilisée pour augmenter la productivité du couvert végétal (Tilman 1987; Haynes & Naidu 1998; Gough *et al.* 2000) – affecte ainsi les stocks et flux de carbone. En effet, la fertilisation azotée, en plus d'augmenter le carbone exporté vers la biomasse végétale aérienne, peut engendrer une diminution des activités microbiennes et par conséquent de la respiration du sol (Ramirez *et al.* 2012). Sur sol acide, le chaulage est aussi une pratique utilisée pour augmenter l'efficacité d'utilisation de l'azote par les plantes et la croissance racinaire, *via* des effets sur les propriétés des sols et en particulier l'amélioration du statut acido-basique (Haynes & Naidu 1998). Du fait de l'acidification induite par l'apport d'intrants azotés, notamment sous forme d'ammonitrate (Bolan & Hedley 2003), le chaulage et la fertilisation sont souvent associés dans la gestion de la fertilité des sols en prairie permanente.

Contrairement aux apports d'azote minéral, le chaulage stimule généralement les activités microbiennes (Kemmitt *et al.* 2006). Le chaulage pourrait ainsi tamponner les effets négatifs des apports d'azote sur le pH et aussi sur la biomasse et les activités microbiennes (Kennedy *et al.* 2004). Par l'augmentation du pH du sol et la stimulation des activités microbiennes, le chaulage est supposé conduire globalement à une accélération du recyclage du carbone (Staddon 2003; Ignacio Rangel-Castro *et al.* 2004a). Dans certains cas, le chaulage se traduit par une augmentation de la solubilité de la matière organique et des pertes par lessivage, tandis que dans d'autres, une stabilisation accrue de la matière organique est constatée avec le chaulage (Paradelo *et al.* 2015). Ainsi, l'impact du chaulage

– combiné ou non avec la fertilisation azotée – sur la séquestration du carbone est complexe à prévoir (Fabre & Kockmann 2006; Paradelo *et al.* 2015). Pourtant, les interactions entre chaulage et fertilisation restent encore peu étudiées.

À travers un essai au champ, nous souhaitons analyser les interactions entre le chaulage et la fertilisation azotée sur les flux et les stocks de carbone en prairie de moyenne montagne. Nous faisons les hypothèses que : **i) le chaulage augmente les principaux flux et stocks de carbone** tels que la respiration du sol, la production de carbone de la biomasse végétale (aérienne et souterraine) et des biomasses microbiennes et **ii) la fertilisation azotée affecte l'impact du chaulage** sur les flux et les stocks de carbone en prairie.

Pour tester ces hypothèses, 28 campagnes de mesure des flux de CO₂ ont été réalisées entre 2016 et 2017 sur 16 placettes (4 répétitions pour chaque traitement : témoin, chaulage, fertilisation azotée et chaulage x fertilisation N). Le pH du sol a été mesuré à 4 dates de prélèvement par an pour vérifier les effets des traitements de chaulage et de fertilisation azotée. Pour appréhender les différents stocks moyens de carbone de l'écosystème prairial, nous avons analysé les variables suivantes : carbone organique dissous, biomasse microbienne, biomasse racinaire, biomasse végétale et carbone total du sol. Les quantités de carbone présentes dans la biomasse microbienne, la biomasse racinaire et le carbone organique dissous du sol ont été moyennés à l'année par placette (3 mesures par an). Le stock de carbone du sol a été estimé en 2017 pour l'ensemble des 16 placettes. Enfin, le carbone exporté par le fourrage a été mesuré pour chaque année (somme de deux coupes de biomasse par an). Le détail du protocole a été présenté au Chapitre 2, section 2.2.

3.2.1 Analyses statistiques

Le pH du sol a été analysé *via* une analyse de variance (ANOVA) à trois facteurs pour tester les effets du chaulage, de la fertilisation azotée ainsi que de la date de mesure (Date, Chaulage et N en facteurs fixes, Placette en facteur aléatoire).

Une analyse de variance (ANOVA) à trois facteurs a été réalisée pour tester l'influence du chaulage, de la fertilisation azotée et de la date de mesure sur les émissions de CO₂ au sein de chaque année (Chaulage, N et Mesure en facteurs fixes, Placettes et Bloc de mesure en facteurs aléatoires). Les biomasses racinaires prélevées à l'automne 2017 aux emplacements des colliers PVC de mesure des émissions ont été analysées *via* une analyse de variance (ANOVA) à un facteur (facteur fixe Traitement). Les émissions de CO₂ ont aussi été moyennées à l'année pour chaque placette et analysées *via* une analyse de variance à trois facteurs pour tester les effets de l'année et des traitements de chaulage et d'intrants azotés (Année, Chaulage et N en facteurs fixes, Placette et Bloc de mesure en facteurs aléatoires).

Les exportations de carbone de la biomasse aérienne, ainsi que les stocks moyens de carbone de la biomasse microbienne, de la biomasse racinaire et du carbone organique dissous, par an et par placette, ont été analysés à l'aide d'une analyse de variance (ANOVA). L'ANOVA à trois facteurs a permis d'explorer l'influence des traitements de chaulage et de fertilisation azotée et de l'année (Année, Chaulage et N en facteurs fixes, Placette en facteur aléatoire), seul ou en interaction. Enfin, les stocks de carbone de l'année 2017 ont été analysés avec une analyse de variance à deux facteurs pour tester les effets du chaulage et de la fertilisation azotée (Chaulage et fertilisation azotée en facteurs fixes).

Les analyses ont été réalisées en utilisant le logiciel R et les « packages » nlme et ggplot2 (R Core Team 2013) et les conditions d'applications des modèles statistiques utilisés ont été vérifiées. Les émissions de CO₂ utilisées dans l'ANOVA à trois facteurs en 2017 ont notamment subi une transformation logarithmique pour se conformer aux hypothèses de normalité des résidus.

3.2.2 Résultats

pH du sol

Le pH moyen du sol, tous traitements confondus, a varié d'un minimum de 4.98 à un maximum de 5.75 unités de pH durant les deux années de mesure (Tableau 3.4A). Le chaulage a augmenté le niveau de pH du sol de 0.18 unités en moyenne, indépendamment de la date de mesure ou du traitement azoté (Tableau 3.4B). Toutefois, l'augmentation de pH induite par le chaulage a globalement été plus importante en 2017 (+0.23) qu'en 2016 (+0.13) (Tableau 3.4A). La fertilisation azotée n'a pas impacté le pH du sol et n'a pas montré d'interaction avec les autres facteurs étudiés (Tableau 3.4B). Enfin, le pH a connu des variations saisonnières, indépendamment des traitements (Tableau 3.4). Le statut acido-basique a diminué d'en moyenne 0.22 unités de pH entre avril et septembre au cours de chaque année, avant de remonter courant novembre à un pH proche du mois d'avril.

Tableau 3.4. **Effet du chaulage et de la fertilisation azotée sur le pH du sol au cours des saisons de végétation de 2016 et de 2017.** A) Les valeurs moyennes du pH du sol et les erreurs standards en fonction des traitements et de la date de mesure sont reportées dans ce tableau. Le traitement de chaulage correspond au produit Lithothamne. B) Les résultats de l'ANOVA à trois facteurs (Placette en facteur aléatoire) sont également présentés.

A) Valeurs du pH du sol		Moyennes (\pm erreur standard)			
Année	Traitement	Avril	Juin	Septembre	Novembre
2016	Témoin	5.31 \pm 0.023	5.18 \pm 0.017	5.08 \pm 0.091	5.17 \pm 0.056
	Chaulage	5.35 \pm 0.062	5.26 \pm 0.062	5.29 \pm 0.110	5.35 \pm 0.019
	N	5.25 \pm 0.070	5.15 \pm 0.017	5.06 \pm 0.064	5.00 \pm 0.047
	Chaulage - N	5.42 \pm 0.070	5.17 \pm 0.059	5.19 \pm 0.060	5.22 \pm 0.084
2017	Témoin	5.30 \pm 0.040	5.12 \pm 0.099	5.07 \pm 0.071	5.21 \pm 0.043
	Chaulage	5.75 \pm 0.219	5.39 \pm 0.073	5.24 \pm 0.190	5.40 \pm 0.098
	N	5.16 \pm 0.068	4.98 \pm 0.076	5.06 \pm 0.083	5.03 \pm 0.104
	Chaulage - N	5.56 \pm 0.052	5.26 \pm 0.194	5.11 \pm 0.180	5.13 \pm 0.168
B) Analyses statistiques - (ANOVA à trois facteurs, Placette en facteur aléatoire)					
Facteurs fixes		df(num)	df(den) ¹	Fvalue	pvalue
Date		7	81	5.69	***
Chaulage		1	12	12.9	**
N		1	12	2.59	ns
Mesure x Chaulage		7	81	1.91	ns
Mesure x N		7	81	0.92	ns
Chaulage x N		1	12	0.06	ns
Mesure x Chaulage x N		7	81	0.75	ns

***P<0.001, **P<0.01, *P<0.05. ns = non significatif.

¹ degré de liberté du dénominateur estimé pour modèle mixte (R package "lmerTest")

Emissions de CO₂

Sur les deux saisons de végétation suivies, la respiration du sol mesurée sur les placettes a varié entre 1.20 et 11.02 gC-CO₂ m⁻² j⁻¹ (tous traitements confondus ; Fig.3.6). En 2016, le chaulage (apport faible) et la fertilisation n'ont pas impacté les émissions de CO₂ et aucune interaction entre les traitements n'a été montrée (Tableau 3.5). Au contraire, le chaulage effectué en fin d'année 2016 (apport plus fort) a augmenté les émissions de CO₂ en 2017 de 0.68 gC-CO₂ m⁻² j⁻¹ en moyenne, et ce quel que soit le traitement de fertilisation azotée ou la date de mesure (Tableau 3.5, Fig.3.6). De plus, la fertilisation azotée a diminué les émissions en 2017, indépendamment du chaulage ou de la date de mesure (-0.45 gC-CO₂ m⁻² j⁻¹ en moyenne ; Tableau 3.5, Fig.3.6). Enfin, comme en 2016, aucune interaction entre les facteurs étudiés n'a été mise en évidence en 2017 (Tableau 3.5).

Quel que soit le traitement ou l'année, il y a une forte variabilité des émissions de CO₂ en fonction de la date (Tableau 3.5), avec les plus fortes valeurs en été et les plus faibles à l'automne (Fig.3.6). Les conditions météorologiques – température journalière moyenne et pluviométrie journalière – montrent également une forte variabilité sur les deux années de mesure (Fig.3.7).

L'analyse des moyennes annuelles des émissions de CO₂ souligne l'effet de l'année sur la respiration du sol (CO₂-2017 = -34 % par rapport à CO₂-2016) et la réduction des émissions induite par la fertilisation azotée (-0.42 g C-CO₂ ; Fig.3.8A, Tableau 3.6). L'interaction Chaulage x Année (Tableau 3.6) correspond à l'absence d'effet du chaulage en 2016 contrairement à 2017 où le chaulage a entraîné une augmentation de la respiration du sol.

Les biomasses racinaires prélevées à l'automne 2017 aux emplacements des mesures de CO₂ n'ont pas montré d'effets des traitements, ni d'interactions significative entre traitements (p>0.05).

Tableau 3.5. **Effet du chaulage et de la fertilisation azotée sur la respiration du sol (émissions de CO₂) au cours des saisons de végétation de 2016 et de 2017.** Les résultats des ANOVA à trois facteurs sont présentés pour les deux années étudiées. Les modèles ont comme facteur aléatoire les placettes.

Année	Facteurs fixes	df num	df den ¹	F value	Pvalue
2016	Mesure	12	140	109.5	***
	Chaulage	1	9	0.73	ns
	N	1	9	1.91	ns
	Mesure x Chaulage	12	140	0.32	ns
	Mesure x N	12	140	1.27	ns
	Chaulage x N	1	9	0.26	ns
	Mesure x Chaulage x N	1	140	0.14	ns
2017	Mesure	14	167	40.14	***
	Chaulage	1	9	33.83	***
	N	1	9	15.46	**
	Mesure x Chaulage	14	167	0.62	ns
	Mesure x N	14	167	1.27	ns
	Chaulage x N	1	9	0.002	ns
	Mesure x Chaulage x N	14	167	0.78	ns

***P<0.001, **P<0.01, *P<0,05. ns = non significatif.

¹ degré de liberté du dénominateur estimé pour modèle mixte (R package "lmerTest")

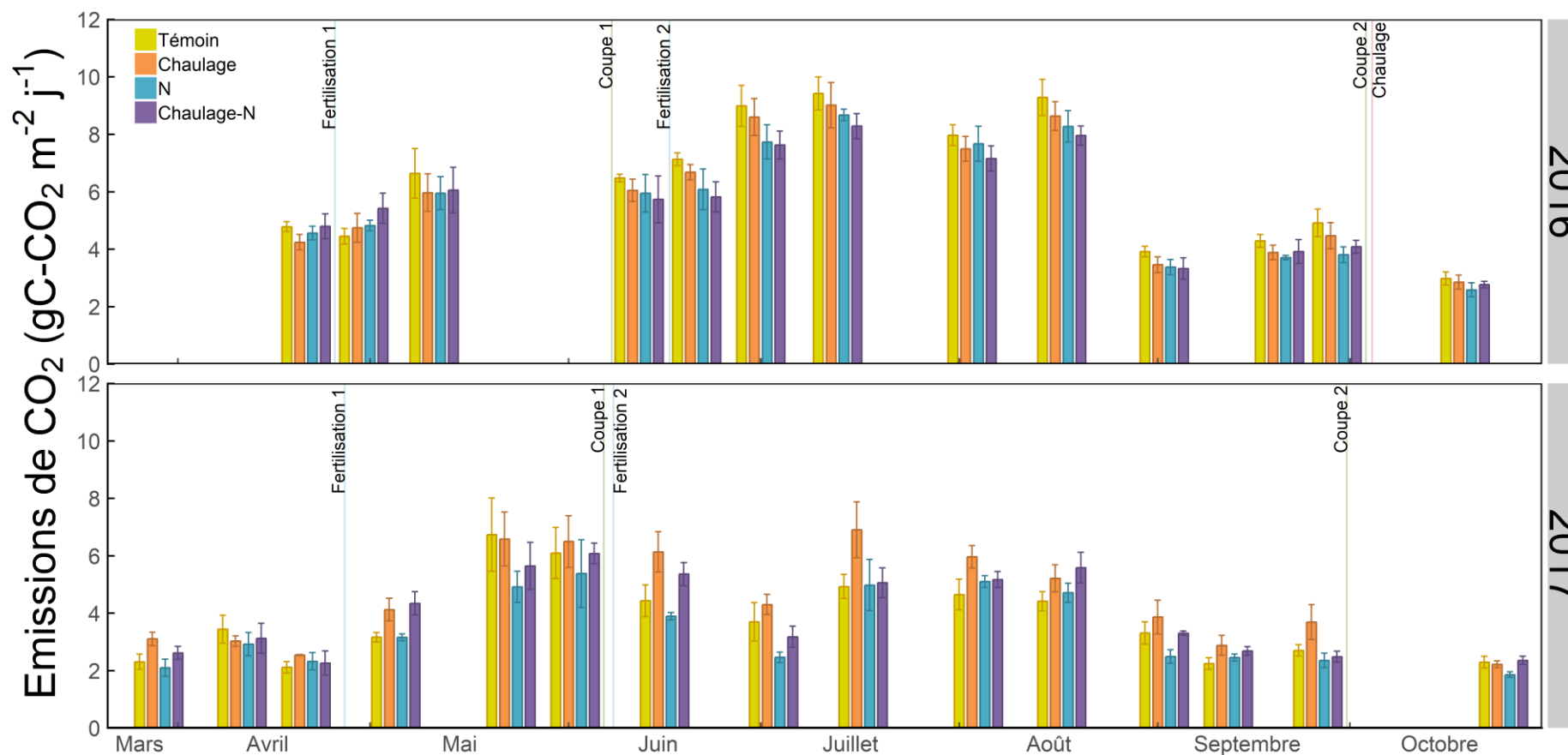


Figure 3.6. **Effet du chaulage et de la fertilisation azotée sur la respiration du sol (émissions de CO₂) durant les saisons de végétation de 2016 et 2017.** Les émissions de CO₂ moyennes par traitement des 28 campagnes de mesure de la respiration du sol menées en 2016 et 2017 sur un ensemble de 16 placettes sont présentées avec l'erreur standard. Les dates exactes des campagnes de mesure sont données dans le Chapitre 2, section 2.2.2. Le traitement de chaulage correspond au produit Lithothamne.

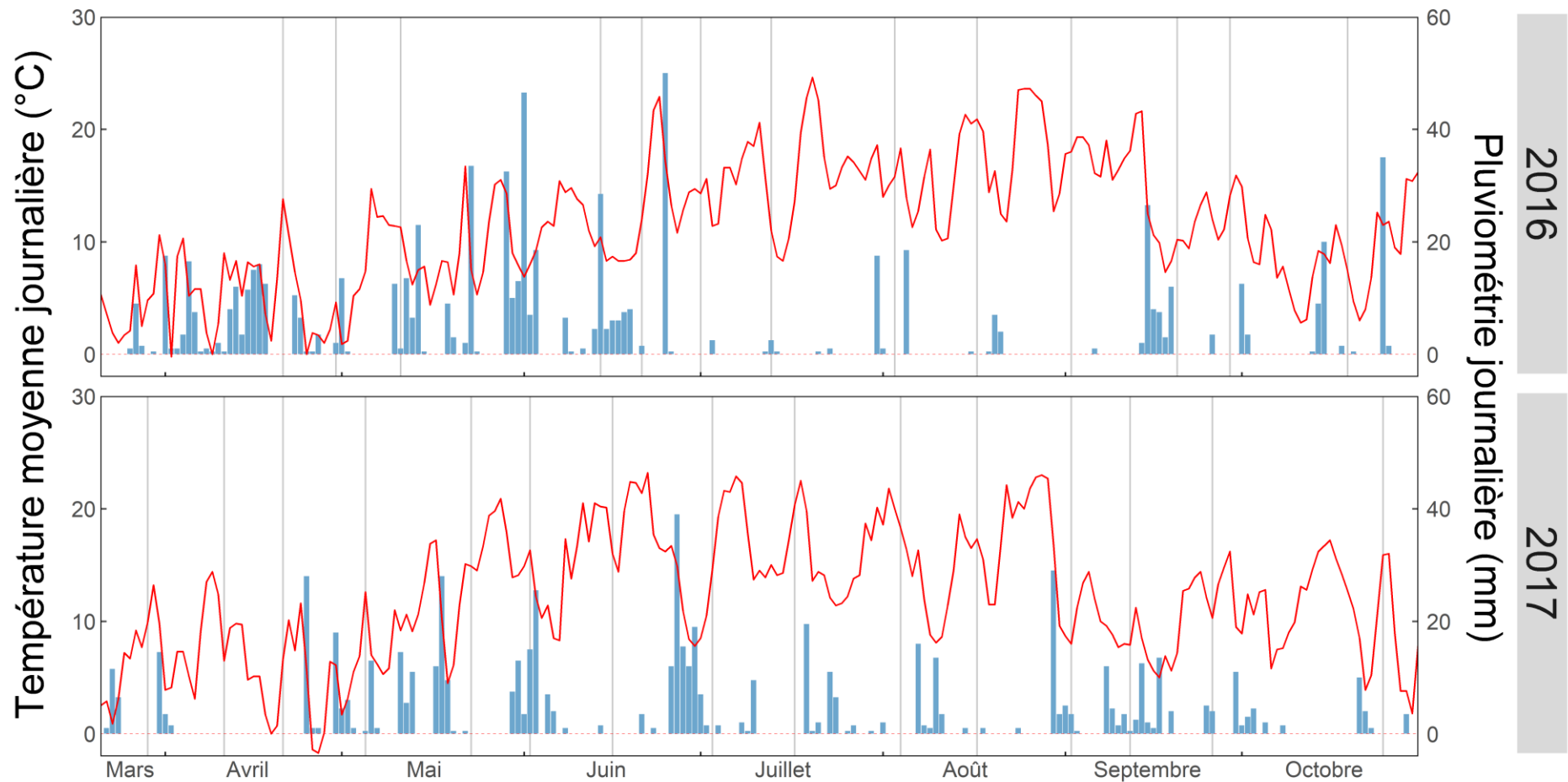


Figure 3.7. **Conditions climatiques durant les saisons de végétation de 2016 et 2017.** La température moyenne journalière de l'air en degré Celsius est présentée en rouge. Les barres bleues correspondent à la pluviométrie journalière en millimètres. Les traits gris correspondent aux jours où ont eu lieu les campagnes de mesure de la respiration du sol (se reporter au Chapitre 2, section 2.2.2 pour les dates exactes).

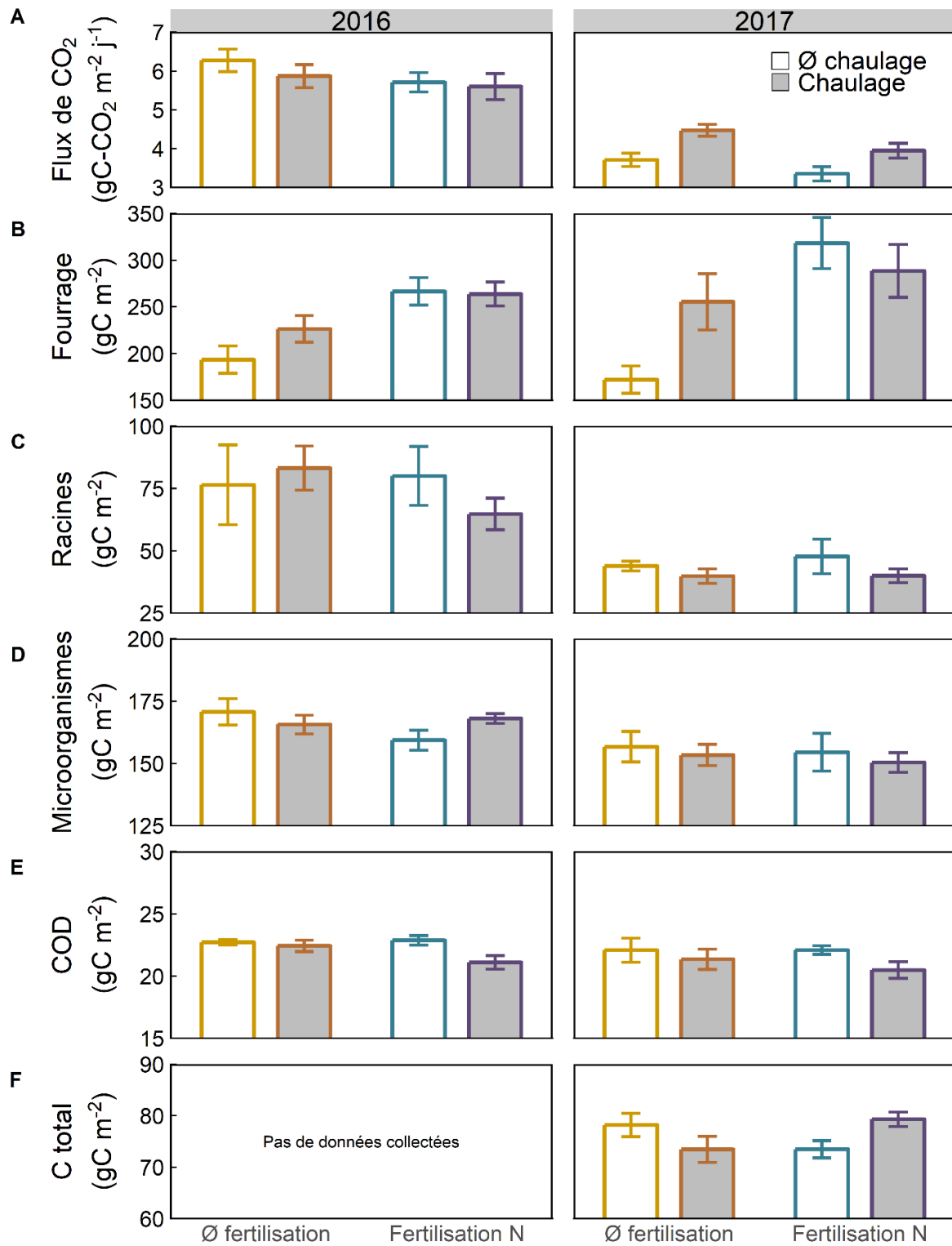


Figure 3.8. Effet du chaulage et de la fertilisation azotée sur les flux de carbone durant la saison de 2016 et 2017. Les moyennes annuelles (\pm erreurs standards, $n=4$) du carbone par m^2 sont présentées pour les flux de CO_2 , la production de carbone dans le fourrage, les biomasses racinaire et microbienne, le carbone organique dissous (COD) et le carbone total du sol (C total). Les contours colorés des barres se réfèrent aux couleurs utilisées en Fig.3.7.

Stocks de carbone dans les plantes et dans le sol

Le carbone dans les exportations annuelles du fourrage a été affecté par le chaulage et l'azote, indépendamment de l'année (Interaction Chaulage x N ; Fig.3.8B, Tableau 3.6). En l'absence de fertilisation azotée (et notamment avec un apport important de chaulage en 2017, le chaulage a eu tendance à augmenter la production de carbone dans le fourrage (+32%, Fig. 3.8B, Fig.3.9). Avec la fertilisation azotée, l'effet positif du chaulage sur la production de carbone dans le fourrage a disparu (Fig.3.8B, Tableau 3.6). Quels que soient le traitement de chaulage et l'année, la fertilisation azotée a augmenté le carbone du fourrage (Fig.3.9). L'année n'a pas eu d'effet sur la production de carbone dans la biomasse aérienne, et n'a pas montré d'interactions entre les traitements (Tableau 3.6).

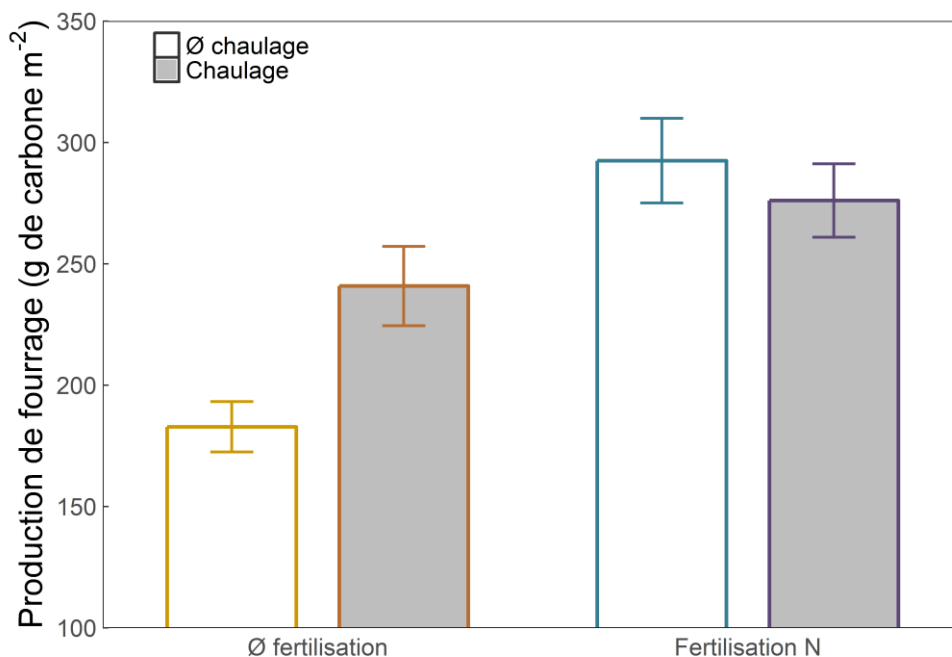


Figure 3.9. **Interaction entre le chaulage et la fertilisation azotée sur la production de carbone dans la biomasse aérienne.** Les moyennes du carbone de la biomasse aérienne exportée, quelle que soit l'année, sont présentées avec les erreurs standards (n =4).

Les valeurs moyennes des biomasses racinaires et microbiennes sur l'année n'ont pas été impactées par les traitements de chaulage ou de fertilisation azotée, que ce soit seul ou en interaction (Tableau 3.6, Fig.3.8C et Fig.3.8D). Les quantités de carbone présentes dans ces deux compartiments ont seulement été affectées par l'année (Tableau 3.6) : les valeurs mesurées en 2017 sont plus faibles qu'en 2016 pour la biomasse racinaire comme pour la biomasse microbienne (diminution respective de -44% et -7% ; Fig.3.8C et Fig.3.8D).

Le chaulage a réduit significativement les valeurs moyennes de carbone organique dissous dans le sol (-5% ; Fig.3.8E, Tableau 3.6). Le carbone organique dissous n'a pas été impacté par l'année ou le traitement de fertilisation (Tableau 3.6).

Enfin, le stock de carbone du sol mesuré en 2017 a montré une interaction entre les traitements de chaulage et d'intrants azotés (Tableau 3.6). Le chaulage et la fertilisation combinés ont augmenté le carbone total du sol par rapport aux témoins. À l'inverse, le chaulage seul ou la fertilisation azotée seule ont eu tendance à diminuer le carbone du sol par rapport aux témoins (Fig.3.8F).

3.2.3 Discussion

Effet du chaulage sur les flux et stocks de carbone en prairie permanente

Les amendements minéraux basiques agissent sur les compartiments biotiques et abiotiques du sol prairial, pouvant modifier les régulations du cycle du carbone (Paradelo *et al.* 2015; Kunhikrishnan *et al.* 2016). Dans cette étude, nous avons mis en évidence une augmentation du pH du sol suite à un apport de chaux de 2.5T/ha, ainsi qu'une augmentation des émissions de CO₂ et de la production de biomasse en l'absence de fertilisation azotée. Ceci confirme que le chaulage, en augmentant le pH du sol, peut accélérer le recyclage du carbone (Staddon 2003; Ignacio Rangel-Castro *et al.* 2004b) et **valide en partie notre première hypothèse**. Toutefois, le carbone organique dissous dans le sol a diminué et les biomasses racinaires et microbiennes ont eu tendance à être réduites à la suite de l'apport de chaulage.

L'ampleur de l'augmentation de la respiration du sol induite par le chaulage n'est pas documentée en prairie permanente, les valeurs mesurées des émissions restent toutefois dans la gamme mesurée dans d'autres études (Bahn *et al.* 2008). Des travaux antérieurs suggèrent que le chaulage peut augmenter la production de biomasse en prairie entre 25 et 35% - suivant la dose de chaulage et les propriétés du sol (Stevens & Laughlin 1996; Galbally *et al.* 2010; Mijangos *et al.* 2010), ce qui est également le cas dans notre essai. Cette augmentation a pu être reliée dans certaines études à une activité plus importante des bactéries induisant une plus grande disponibilité de l'azote dont la communauté végétale a ensuite pu bénéficier (Stevens & Laughlin 1996; Wheeler *et al.* 1997; Mijangos *et al.* 2010). La diminution du carbone organique dissous est cohérente avec ce qui a pu être observé sur le gradient de pH de l'essai long-terme de Rothamsted (Kemmitt *et al.* 2005). Elle peut être liée à une minéralisation ou à un lessivage plus important en présence de chaulage (Dumale *et al.* 2011; Ahmad *et al.* 2013).

Tableau 3.6. **Effets du chaulage et de la fertilisation azotée sur les flux et les stocks de carbone entre 2016 et 2017.** Les résultats des ANOVA à trois facteurs pour les flux de CO₂, la production de carbone dans le fourrage, les biomasses racinaires et microbiennes et le carbone organique dissous et de l'ANOVA à deux facteurs pour le carbone total du sol en 2017 sont présentés.

Facteurs fixes	Flux de CO ₂			Fourrage		Racines		Microorganismes		Carbone organique dissous		Carbone total du sol	
	<i>df num</i>	<i>df den</i> ¹	<i>pvalue</i>	<i>df den</i> ¹	<i>pvalue</i>	<i>df den</i> ¹	<i>pvalue</i>	<i>df den</i> ¹	<i>pvalue</i>	<i>df den</i> ¹	<i>pvalue</i>	<i>df den</i> ¹	<i>pvalue</i>
Année	1	12	***	12	ns	24	***	12	***	12	ns	/	/
Chaulage	1	9	ns	12	ns	24	ns	12	ns	12	*	12	ns
N	1	9	*	12	**	24	ns	12	ns	12	ns	12	ns
Année x Chaulage	1	12	**	12	ns	24	ns	12	ns	12	ns	/	/
Année x N	1	12	ns	12	ns	24	ns	12	ns	12	ns	/	/
Chaulage x N	1	9	ns	12	*	24	ns	12	ns	12	ns	12	*
Année x Chaulage x N	1	9	ns	12	ns	24	ns	12	ns	12	ns	/	/

***P<0.001, **P<0.01, *P<0,05. ns = non significatif.

¹ degré de liberté du dénominateur estimé pour modèle mixte (R package "lmerTest")

En ce qui concerne les biomasses racinaires, nos résultats doivent être considérés avec précaution, compte tenu d'une part de la petite taille des carottes prélevées et d'autre part des importantes variations saisonnière et de l'influence de la profondeur sur les dynamiques de la croissance racinaire (Garcia-Pausas *et al.* 2011). Par ailleurs, un des effets recherché du chaulage sur la croissance racinaire est lié à la levée de la toxicité aluminique (Poozesh *et al.* 2010). Or, cette limitation due à la concentration en aluminium est peu probable sur des sols à forte teneur en matière organique (Bloom *et al.* 1979). Il est donc possible que le sol sur lequel a été mené notre étude, riche en MO (22.1%), tamponne déjà les phénomènes de toxicité aluminique, expliquant pourquoi le changement de niveau de pH influe peu sur la croissance racinaire sur notre site.

L'effet du chaulage sur la biomasse microbienne a davantage été étudié au laboratoire où les communautés microbiennes ont pu ne pas être affectées (Biasi *et al.* 2008), être impactées positivement (Kemmitt *et al.* 2005) ou enfin comme ce fut le cas en tendance dans notre étude, être affectées négativement (Johnson *et al.* 2005; Dumale *et al.* 2011) par le chaulage. Ces effets en apparence contradictoires peuvent s'expliquer par des variations dans la composition des communautés microbiennes qui seraient alors plus ou moins sensible au pH et à son augmentation (Rousk *et al.* 2009). L'augmentation des émissions de CO₂, induite par le chaulage et observée dans notre étude, n'est pas reliée à des augmentations dans la taille des compartiments racinaire et microbien, mais peut être associée à des modifications dans les activités et la structure des communautés microbiennes. En effet, le chaulage a réduit significativement le ratio C/N de la biomasse microbienne (résultat supplémentaire et en partie présenté en 3.1), signe d'une augmentation possible de la proportion des bactéries par rapport aux champignons (de Vries *et al.* 2016). Ce résultat est cohérent avec l'augmentation de pH et a déjà été observé par ailleurs (Rousk *et al.* 2010).

Le carbone total du sol n'a pas été significativement réduit dans les traitements chaulés sans fertilisation azotée, bien que la tendance à une baisse soit observable. Le peu de variation du carbone total dans le sol en fonction des traitements s'explique en partie par la durée relativement courte de cette expérimentation. Il n'est pas certain que les effets induits par le chaulage sur les différents éléments du cycle du carbone aient pu induire des réponses nettes – positives ou négatives – sur ce compartiment à un pas de temps de deux années (Paradelo *et al.* 2015). D'autre part, la séquestration du carbone dépend des entrées/sorties de carbone et du temps de résidence des éléments au sein des compartiments souterrains (Soussana & Lemaire 2014). Les différents processus impliqués (décomposition/humification de la matière organique, respiration du sol, retour de litière végétale, mortalité des tissus et organismes vivants, etc.) peuvent avoir des réponses différentes au chaulage (Haynes & Naidu 1998; Hamilton *et al.* 2007; Kunhikrishnan *et al.* 2016).

Enfin, l'analyse des effets du chaulage dans cette étude montre la variabilité des réponses des compartiments de l'écosystème prairial à cette pratique agricole et la difficulté d'en prévoir les effets

nets. Le chaulage a prouvé qu'il constituait une pratique efficace à la fois pour améliorer le pH, mais également pour augmenter en tendance le stock de carbone dans le couvert végétal en l'absence de fertilisation azotée. Néanmoins, les apports d'amendements calciques ont aussi pu conduire à une augmentation des pertes en carbone (augmentation des émissions et diminution du carbone organique dissous). Cette étude met donc en évidence la nécessité de mesurer le plus grand nombre de variables impliquées notamment dans le cycle du carbone afin d'évaluer pleinement les impacts des pratiques agricoles.

Interaction entre chaulage et fertilisation azotée sur les flux et stocks de carbone en prairie permanente

Des études antérieures ont pu montrer que le chaulage a le potentiel d'augmenter la minéralisation de l'azote et/ou l'assimilation de l'azote par les plantes notamment sur les premières années suivant l'apport (Nyborg & Hoyt 1978; Stevens & Laughlin 1996). En revanche, les activités microbiennes sont souvent réduites en situation de forts apports en azote (Ramirez *et al.* 2012) et les bénéfices anticipés du chaulage pourraient être réduits avec des apports combinés de chaux et d'N. C'est sur ces différents éléments que nous avons basé notre seconde hypothèse, à savoir que la fertilisation azotée affecterait l'impact du chaulage sur les flux et les stocks de carbone en prairie. **Cette hypothèse (ii) est en partie validée car la fertilisation azotée a supprimé l'effet positif du chaulage sur la production de biomasse.** Cependant, aucune autre variable mesurée n'a montré d'interaction entre le chaulage et la fertilisation azotée. La respiration du sol a été réduite par la fertilisation azotée comme attendu (Ramirez *et al.* 2012; Zhou *et al.* 2014) et les placettes chaulées et fertilisées ont présenté des effets additifs entre les deux traitements : l'effet positif du chaulage supplantant l'effet négatif de la fertilisation azotée. Il en va de même pour le pH, bien que l'effet négatif de l'azote soit une simple tendance. Nos résultats sont ainsi cohérents avec les conclusions de Kennedy *et al.* (2004) en microcosmes où la fertilisation azotée et le chaulage avaient également montré des effets additifs et un effet chaulage plus important que l'effet de l'azote sur le pH et les activités microbiennes. L'interaction entre chaulage et apports d'azote sur le carbone total du sol semble davantage résulter d'un artefact statistique (direction des tendances induites par les traitements seuls opposée à la direction de l'effet des traitements combinés) que d'un mécanisme physico-chimique ou biologique.

Bien que l'effet du chaulage soit toujours présent sur les émissions de CO₂ lorsque les amendements calciques sont combinés à la fertilisation azotée, ce n'est pas le cas pour la production de biomasse. Cette réponse à l'utilisation combinée du chaulage et de la fertilisation azotée semble cohérente avec l'idée qu'une disponibilité accrue en azote soit à l'origine de l'augmentation de production de fourrage induite par le chaulage sans fertilisation (Nyborg & Hoyt 1978). La forte augmentation de disponibilité de l'azote liée aux intrants azotés gommerait ainsi les effets du chaulage, comme cela a pu être le cas dans d'autres études (Edmeades *et al.* 1981; Poozesh *et al.*

2010). Au contraire, l'effet du chaulage sur les autres variables mesurées sont davantage des conséquences de l'augmentation du pH que de la disponibilité de l'azote (Rousk *et al.* 2009; Dumale *et al.* 2011; Ahmad *et al.* 2013). Comme le chaulage supplante les effets négatifs de l'azote sur ces variables, il est cohérent qu'aucune interaction ne soit présente.

Plus largement ces observations complètent les références sur l'interaction entre chaulage et fertilisation azotée sur les flux et le stock de carbone en prairie permanente. Ce type d'essai *in situ* est primordial pour vérifier les nombreux impacts du chaulage et/ou de la fertilisation azotée décrits au laboratoire et le développement de recommandations pour des pratiques agricoles plus durables – limitant les impacts environnementaux négatifs et favorisant le stockage du carbone. Notre étude a également mis en évidence l'importance du cycle de l'azote et notamment de la disponibilité en azote modulant les effets du chaulage. Ainsi, de futures études pourraient se consacrer à une meilleure compréhension des mécanismes impliqués dans l'impact du chaulage sur le cycle de l'azote.

3.3. Contribution du chapitre

L'essai *in situ* apporte, à travers ces deux jeux de données, des références originales et importantes sur la respiration du sol et l'effet du chaulage sur le cycle du carbone en prairie permanente (Tableaux 3.7 & 3.8). Le premier jeu de données a permis d'étudier les facteurs abiotiques contrôlant la respiration du sol alors que le deuxième jeu de données a permis d'aborder l'interaction entre fertilisation azotée et chaulage sur l'ensemble du cycle du carbone.

Dans les deux jeux de données, la combinaison du chaulage et de la fertilisation n'a pas conduit à une augmentation de la biomasse végétale comparée à la fertilisation seule. Cependant dans les deux cas le pH du sol a bien été augmenté (+0.34 en partie 3.1, avec une dose modérée sur deux ans, vs +0.2 avec une dose plus élevée sur une année en partie 3.2). Le premier jeu de données n'a pas mis en évidence de différence entre la respiration du sol mesurée sur les parcelles fertilisées et chaulées (à dose modérée sur deux ans) et celle mesurée sur les parcelles seulement fertilisées. Toutefois, dans le second jeu de données, le traitement de chaulage (dose forte sur une année) associé à la fertilisation a émis davantage de CO₂ que le traitement de fertilisation seul. Cette comparaison ne peut aller plus loin que ce constat du fait de l'usage à la fois de deux produits de chaulage et de deux types d'applications (dosages et fréquence) mais souligne l'importance de ces paramètres sur les réponses au chaulage.

Tableau 3.7. **Synthèse des variables étudiées en section [3.1] des hypothèses qui avait été émises et des résultats obtenus.** *En italique et grisé sont présentés les hypothèses concernant les variables explicatives des effets.*

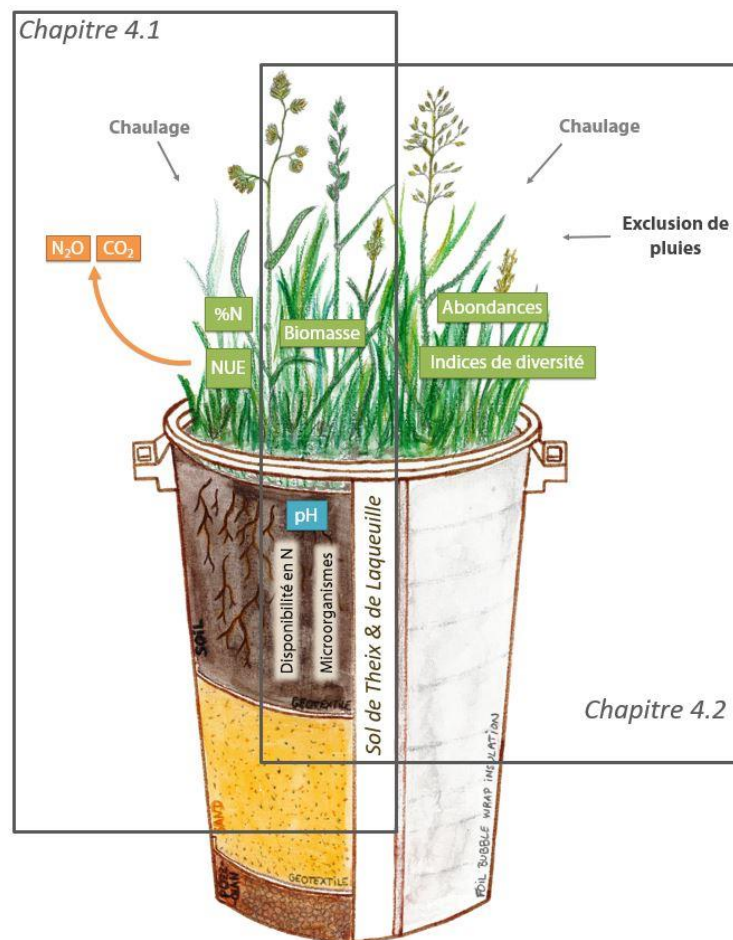
Contexte	Variable	Hypothèse	Résultat	
3.1				
<i>In situ</i> en prairie permanente fertilisée Chaulage = Calcimer (1.2t/ha sur deux ans) Sol = Andosol	Émissions de CO ₂ = Respiration du sol	↗ avec chaulage (i) <i>influencé par T°C et l'humidité du sol</i> le chaulage influence les relations entre facteurs abiotiques de la respiration du sol (ii)	∅ effet du chaulage ↗ avec température du sol, ∅ de l'humidité ∅ effet du chaulage sur les relations entre facteurs abiotiques de la respiration du sol	
	pH	↗ avec chaulage (i)	↗ avec chaulage	
	Biomasse microbienne	biomasse	↗ avec chaulage	∅ effet du chaulage
		C/N	<i>affecté par le chaulage</i>	↘ avec chaulage
	Biomasse racinaire		↗ avec chaulage	∅ effet du chaulage

Tableau 3.8. Synthèse des variables étudiées en section [3.2] des hypothèses qui avait été émises et des résultats obtenus. *En italique et grisé sont présentés les hypothèses concernant les variables explicatives des effets.*

Contexte	Variable	Hypothèse	Résultat
3.2			
In situ en prairie permanente Chaulage = Lithothamne (0.6 t/ha en 2015 et 2.5t/ha en 2016)	Emissions de CO2 = Respiration du sol (par campagne et moyenne annuelle)	↗ avec chaulage (i)	↗ avec chaulage
		<i>(↘ avec fertilisation azotée)</i>	↘ effet de la fertilisation
		interaction chaulage et fertilisation azotée (ii)	∅ interaction
	pH	↗ avec chaulage	↗ avec chaulage
		<i>(↘ avec fertilisation azotée)</i>	∅ effet de la fertilisation (↘ en tendance)
		<i>interaction chaulage et fertilisation azotée</i>	∅ interaction
	Biomasse végétale aérienne (totale année)	↗ avec chaulage (i)	↗ avec chaulage
		<i>(↗ avec fertilisation azotée)</i>	(↗ avec fertilisation azotée)
		interaction chaulage et fertilisation azotée (ii)	interaction chaulage et fertilisation (-)
	Biomasse microbienne	↗ avec chaulage (i)	∅ effet chaulage (↘ en tendance)
		<i>(↘ avec fertilisation azotée)</i>	
		interaction chaulage et fertilisation azotée (ii)	∅ interaction
C/N		?	↘ avec chaulage
			∅ interaction
Biomasse racinaire	↗ avec chaulage (i)	∅ effet chaulage (↘ en tendance)	
	<i>(↘ avec fertilisation azotée)</i>		
	interaction chaulage et fertilisation azotée (ii)	∅ interaction	
Carbone organique dissous	? avec chaulage (i)	↘ avec chaulage	
	interaction chaulage et fertilisation azotée (ii)	∅ interaction	
Carbone total du sol	? avec chaulage (i)	∅ effet chaulage (↘ en tendance)	
	interaction chaulage et fertilisation azotée (ii)	∅ effet de la fertilisation (↘ en tendance)	
		interaction (+)	



Chapitre 4. Mésocosmes



Ce chapitre présente les résultats de l'expérimentation menée en conditions semi-contrôlées.

4.1. Impact du chaulage sur la fourniture de fourrage et les flux de gaz à effet de serre en prairie

4.2. Influence du chaulage sur la résistance et la récupération du couvert prairial suite à une sécheresse printanière

Dans l'expérimentation *in situ* (Chapitre 3), contrairement à nos attentes et aux éléments de la littérature, nous avons constaté relativement peu d'effets du chaulage sur le fonctionnement de l'écosystème prairial. Une interprétation possible de ce constat serait que la variabilité spatiale du milieu (du sol et de la composition botanique en particulier) ait pu masquer des effets de faible ampleur. Pour nous affranchir de l'hétérogénéité intra-parcellaire qu'il est toujours difficile d'évaluer, et qui plus est de contrôler en plein champ, nous avons conçu une expérimentation en conditions semi-contrôlées. Cette expérimentation en mésocosmes mise en place en 2016 a permis de récolter deux jeux de données qui ont été par la suite analysés séparément. Le présent chapitre comporte deux sections distinctes (4.1 et 4.2) présentant l'analyse et la discussion des résultats de chacun des jeux de données. La lecture de ces deux sections peut se faire indépendamment.

Le premier jeu de données porte sur **l'étude de l'impact du chaulage – amené sous forme de Calcimer ou de Dolomie – sur les flux de gaz à effet de serre (CO₂, N₂O) et la fourniture de fourrage (quantité et qualité) pour deux types de sol prairial** (un Andosol et un Cambisol) – [4.1]. Cette première étude mobilise l'ensemble des données acquises sur le cycle de l'azote à l'échelle de la communauté végétale pour le bloc « Ambient », décrit dans le Chapitre 2, section 2.3.

Le second jeu de données se focalise sur les **interactions potentielles entre chaulage (Calcimer ou Dolomie) et disponibilité en eau (sécheresse printanière) sur la production et la structure de la communauté végétale**, et ce pour deux types de sol (un Andosol et un Cambisol) – [4.2]. L'analyse se concentre sur l'étude de la biomasse aérienne à l'échelle des espèces végétales pour les traitements « Ambient » et « Sécheresse » présentés dans le Chapitre 2, section 2.3.

Mon travail pour ce volet mésocosmes a consisté, durant l'été 2016, en la finalisation du protocole avec Juliette Bloor et Pascal Carrère puis en la conception et la réalisation du prototype avec l'aide d'Alexandre Salcedo. À l'automne, nous avons réalisé ensemble la mise en place de l'expérimentation (voir chapitre 2.2 pour la description des différentes étapes). Par la suite, j'ai réalisé le suivi régulier (quasi-journalier) des pots – suivi individuel des plants en cas de mortalité en automne et hiver, mise en place de voile de forçage pour les périodes de gel, vérification de la bonne acquisition des données en continu, suivi des conditions hydriques durant les périodes sèches – et réalisé la majorité des arrosages des pots quand nécessaire. Concernant les mesures, j'ai planifié et effectué les campagnes de mesures des flux, les poses et retraits des résines échangeuses d'ions et les prélèvements de sol. Les deux coupes de biomasses aériennes ont été réalisées avec l'aide de Juliette Bloor, Pascal Carrère et Alexandre Salcedo. Enfin, j'ai réalisé le traitement des données collectées et les analyses statistiques.

4.1. Impact du chaulage sur la fourniture de fourrage et les flux de gaz à effet de serre en prairie

À l'échelle mondiale, le biome prairial est une source de fourrage et d'énergie, un habitat naturel, un lieu de conservation *in situ* de ressources génétique et de stockage de carbone et d'eau, contribuant notamment à la subsistance de plus de 800 millions de personnes (White *et al.* 2000; Reynolds *et al.* 2005). Toutefois, le niveau de délivrance de ces « services écosystémiques » dépend des conditions pédoclimatiques et des activités humaines variées auxquelles sont soumis ces écosystèmes (Lavorel & Grigulis 2012). En Europe, la majeure partie des prairies permanentes se trouve en territoire de montagne, des terrains peu adaptés aux cultures et généralement moins productifs que les sols de plaines. L'optimisation des pratiques agricoles représente un enjeu fort pour assurer la durabilité d'une large gamme de services écosystémiques dans ces agroécosystèmes (O'Mara 2012). Dans ce contexte, il apparaît essentiel de mieux comprendre les mécanismes et les conséquences des pratiques agricoles sur le fonctionnement des prairies.

Le chaulage est une pratique agricole commune pour lutter contre les effets de l'acidification des sols, naturelle ou induite par la gestion (Goulding 2016). En augmentant le niveau de pH des sols, le chaulage peut permettre une disponibilité plus élevée des nutriments et ainsi accroître la croissance des plantes et l'efficacité d'utilisation des nutriments (Haynes & Naidu 1998). Cela permet en outre de réduire l'usage de la fertilisation azotée – également utilisée pour augmenter la productivité – ce qui présente un intérêt majeur pour la durabilité de ces agroécosystèmes (Fornara *et al.* 2011). Sur le plan économique il s'agit de réduire un poste de charge pour l'exploitation et sur le plan environnemental de limiter l'impact sur le milieu. En effet, l'utilisation d'intrants azotés contribue aux processus d'acidification et d'eutrophisation des milieux (Bolan & Hedley 2003) et participe également aux émissions de gaz à effet de serre (GES) lors de la fabrication et de l'acheminement des produits jusqu'à leurs applications aux champs (Galloway *et al.* 2008; Soussana *et al.* 2009). Le chaulage, à l'inverse de la fertilisation azotée, a le potentiel de réduire les pertes en azote et notamment les émissions de N₂O (Kunhikrishnan *et al.* 2016). Toutefois, le chaulage entraîne généralement une stimulation des communautés microbiennes associées à une augmentation de la minéralisation du carbone (Curtin *et al.* 1998; Paradelo *et al.* 2015) et peut conduire à une augmentation des émissions de CO₂ en prairie (Kunhikrishnan *et al.* 2016). Enfin, les effets visibles du chaulage sur la production végétale et les émissions de différents GES pourraient être dépendants du contexte pédoclimatique (Fabre & Kockmann 2006; Kunhikrishnan *et al.* 2016). En effet, les sols plus riches en matière organique sont souvent moins réactifs aux apports d'amendements minéraux basiques (Curtin & Trolove 2013). À notre connaissance, peu d'études se sont attachées à étudier l'impact du chaulage sur différents sols

prairiaux et les conséquences de ces apports en terme de fourniture de fourrage et d'émissions de GES.

Avec une expérimentation menée en mésocosmes nous avons pour objectif d'étudier l'impact du chaulage (amené sous forme de Calcimer ou Dolomie) sur la fourniture de fourrage et les émissions de gaz à effet de serre (CO_2 et N_2O) sur deux types de sol prairiaux (Andosol à fort teneur en MO du sol, Cambisol à teneur en MO du sol réduite). Nous avons émis les hypothèses suivantes : i) le chaulage augmente la production et la qualité du fourrage *via* une plus grande disponibilité de l'azote ; ii) le chaulage augmente les émissions de CO_2 mais induit une baisse des émissions de N_2O ; iii) le type de sol peut altérer les effets du chaulage sur la fourniture de fourrage et les émissions de GES, et ce de manière plus ou moins importante suivant le taux de matière organique du sol.

Pour tester ces hypothèses, deux coupes de la biomasse aérienne ont été réalisées sur l'année 2017 (fin mai et début octobre), ainsi que neuf campagnes de mesures des flux de CO_2 et N_2O . Les valeurs de biomasse aérienne par coupe ont été sommées pour estimer la production annuelle de fourrage par pot. Les ratios C/N par pot et par coupe ont été moyennés pour obtenir une valeur annuelle du ratio C/N, proxy de la qualité du fourrage. L'efficacité d'utilisation de l'azote (NUE) a été calculée par pot sur l'année comme étant le rapport entre la production annuelle de fourrage et la quantité d'azote contenue dans le fourrage (biomasse annuelle/%N moyen à l'année x biomasse annuelle). Le pH du sol a été mesuré à deux dates, avant chaque coupe, pour vérifier l'efficacité des traitements de chaulage. Des résines échangeuses d'ions ont été incubées sur cinq périodes afin d'estimer la disponibilité de l'azote pour les plantes. Une mesure de l'azote minéral a été faite fin mai, permettant une comparaison entre les valeurs d'azote minéral et de biodisponibilité de l'azote à cette période. Une mesure de la biomasse microbienne a été réalisée début octobre pour explorer les effets du chaulage sur la communauté microbienne à la suite d'une saison de végétation. Le détail du protocole a été présenté au Chapitre 2, section 2.3.

4.1.1 Analyses statistiques

Les effets du chaulage et du type de sol sur les variables liées à la fourniture de fourrage (production annuelle, ratio C/N et NUE) ont été analysés en utilisant une ANOVA à deux facteurs (Traitement et Sol en facteurs fixes).

Les données de flux (N_2O , CO_2) ont été analysées en utilisant une analyse de variance (ANOVA) à trois facteurs pour tester les effets des traitements de chaulage, du type de sol et de la date (Traitement, Sol et Date en facteurs fixes, Pot et bloc de mesure en facteurs aléatoires). Afin de se conformer aux hypothèses de normalité des résidus, une transformation en $\log(+2)$ a été appliquée sur les données de flux de N_2O . Un test post-hoc de Tukey a été réalisé dans le cas d'un effet significatif du facteur Traitement. Les conditions abiotiques (Température et Humidité du sol) ont été incorporées

aux modèles statistiques comme covariables pour prendre en compte leur influence. Les émissions de N_2O (flux>0), la température et l'humidité du sol ont été moyennées par campagne, par type de sol et par traitement et analysées à l'aide d'une ANCOVA à quatre facteurs (Sol x Traitement + Température + Humidité) avec Campagne en facteur aléatoire.

Le pH du sol a été analysé en utilisant une ANOVA à trois facteurs (Traitement, Sol et Date en facteurs fixes, Pot en facteur aléatoire). La disponibilité en nitrate estimée par les résines échangeuses d'ions a été analysée en utilisant une ANOVA à deux facteurs (Traitement et Date en facteurs fixes) au sein de l'Andosol. Le nombre important de valeurs nulles en nitrates au sein du Cambisol nous a contraint à réaliser des tests de Kruskal-wallis pour évaluer les effets Traitement et Date séparément pour ce type de sol. L'effet « type de sol » sur la disponibilité des nitrates a également été évalué *via* un test de Kruskal-wallis. Les données d'ammonium issues des résines se sont révélées, quant à elles, inexploitable (témoin contaminé et valeurs très faibles). L'impact du chaulage et du type de sol sur l'azote minéral total ($NO_3^- + NH_4^+$), le ratio NO_3^-/NH_4^+ , la biomasse microbienne et le ratio C/N de la biomasse microbienne a été analysé en utilisant une ANOVA à deux facteurs (Traitement et Sol en facteurs fixes).

L'ensemble des analyses statistiques a été réalisé en utilisant le logiciel R et les « packages » nlme et ggplot2 (R Core Team 2013), les conditions d'applications des modèles statistiques utilisés ayant préalablement été vérifiées.

4.1.2 Résultats

pH du sol

L'application des amendements minéraux basiques calco-magnésien au début de printemps a eu un effet positif sur le pH du sol mesuré en mai et en octobre, quel que soit le type de sol ($F_{2,48}=40.5$, $p<0.001$, Fig.4.1). Cependant, l'augmentation induite par les traitements basiques a été plus importante sur l'Andosol que sur le Cambisol (Interaction 'traitements de chaulage' x type de sol, $F_{2,48}=9.52$, $p<0.001$). Sur la durée de l'expérimentation, le chaulage, sous forme de Calcimer ou de Dolomie, a ainsi augmenté le pH du sol de 0.26 unité sur l'Andosol et de 0.12 unité sur le Cambisol en moyenne (Fig.4.1).

D'une manière générale, l'Andosol a présenté des valeurs de pH plus basses que le Cambisol au sein de chaque date et de chaque traitement (-1.0 point de pH en moyenne, $F_{1,48}=1055$, $p<0.001$, Fig.4.1). La date du prélèvement a également impacté le statut acido-basique des sols, sans interaction avec d'autres facteurs. Le pH a été en effet plus basique en octobre qu'en mai, indépendamment du type de sol ou du traitement de chaulage (en moyenne +0.06 point de pH; $F_{1,48}=9.66$, $p<0.01$).

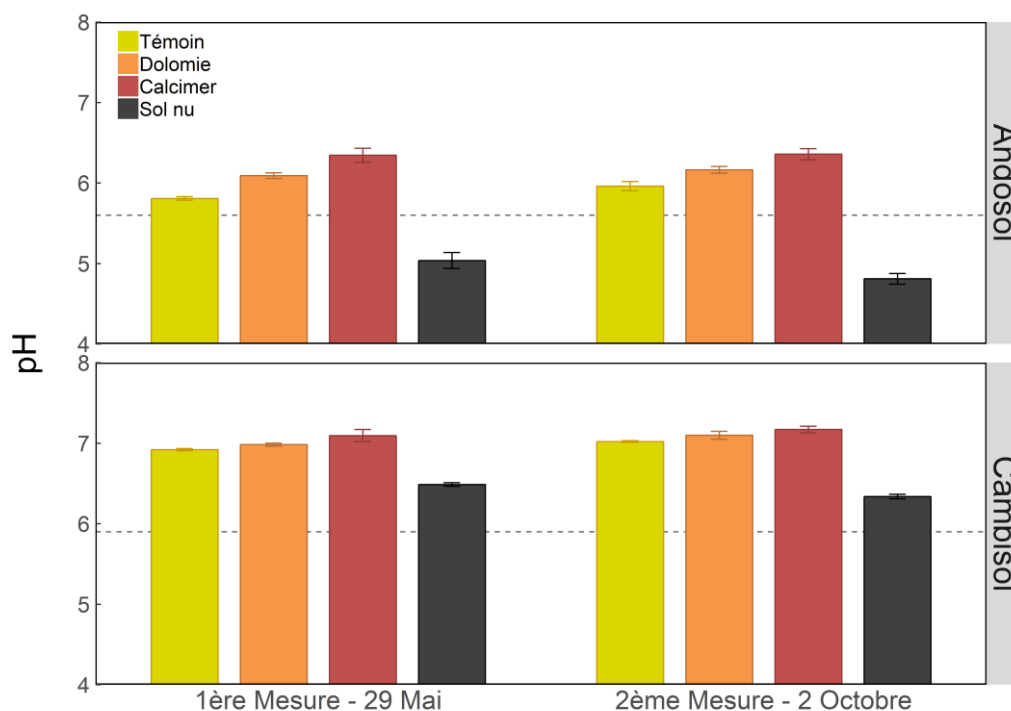


Figure 4.1. **Effet du chaulage et du type de sol sur le statut acido-basique du sol.** Les moyennes (\pm erreurs standards) des valeurs de pH sont présentées pour les différents traitements de chaulage. Les valeurs de pots sans couvert végétal (sol nu) sont également présentées à titre indicatif de l'évolution du pH en absence de plantes. La ligne pointillée correspond au statut acido-basique des sols lors de l'implantation de l'expérimentation.

Production annuelle et qualité du fourrage

Le type de sol a impacté fortement la production annuelle de fourrage ainsi que le ratio C/N et l'efficacité d'utilisation de l'azote (Tableau 4.1, Fig.4.2). Les pots remplis avec l'Andosol ont produit en moyenne 1223 g.m^{-2} (± 18.7), soit deux fois la production moyenne récoltée sur le Cambisol (Fig.4.2A). À l'inverse, le ratio C/N du fourrage et la NUE ont été plus faibles sur l'Andosol (-18% du C/N et -36% de la NUE du Cambisol, Fig.4.2B et C). Le chaulage n'a pas impacté la production, la qualité ou l'efficacité d'utilisation de l'azote et aucune interaction entre les traitements de chaulage et les types de sol n'a été constatée (Tableau 4.1).

Tableau 4.1. Effets des traitements de chaulage et du type de sol sur la production de fourrage, le ratio C/N du fourrage et l'efficacité d'utilisation de l'azote (NUE). Résultats statistiques de l'ANOVA à deux facteurs.

Facteur fixe	<i>df num</i>	<i>df den</i>	Production	Ratio C/N	NUE
Sol	1	24	***	***	***
Traitement	2	24	ns	ns	ns
Sol x Traitement	2	24	ns	ns	ns

***P<0.001. ns : non significatif.

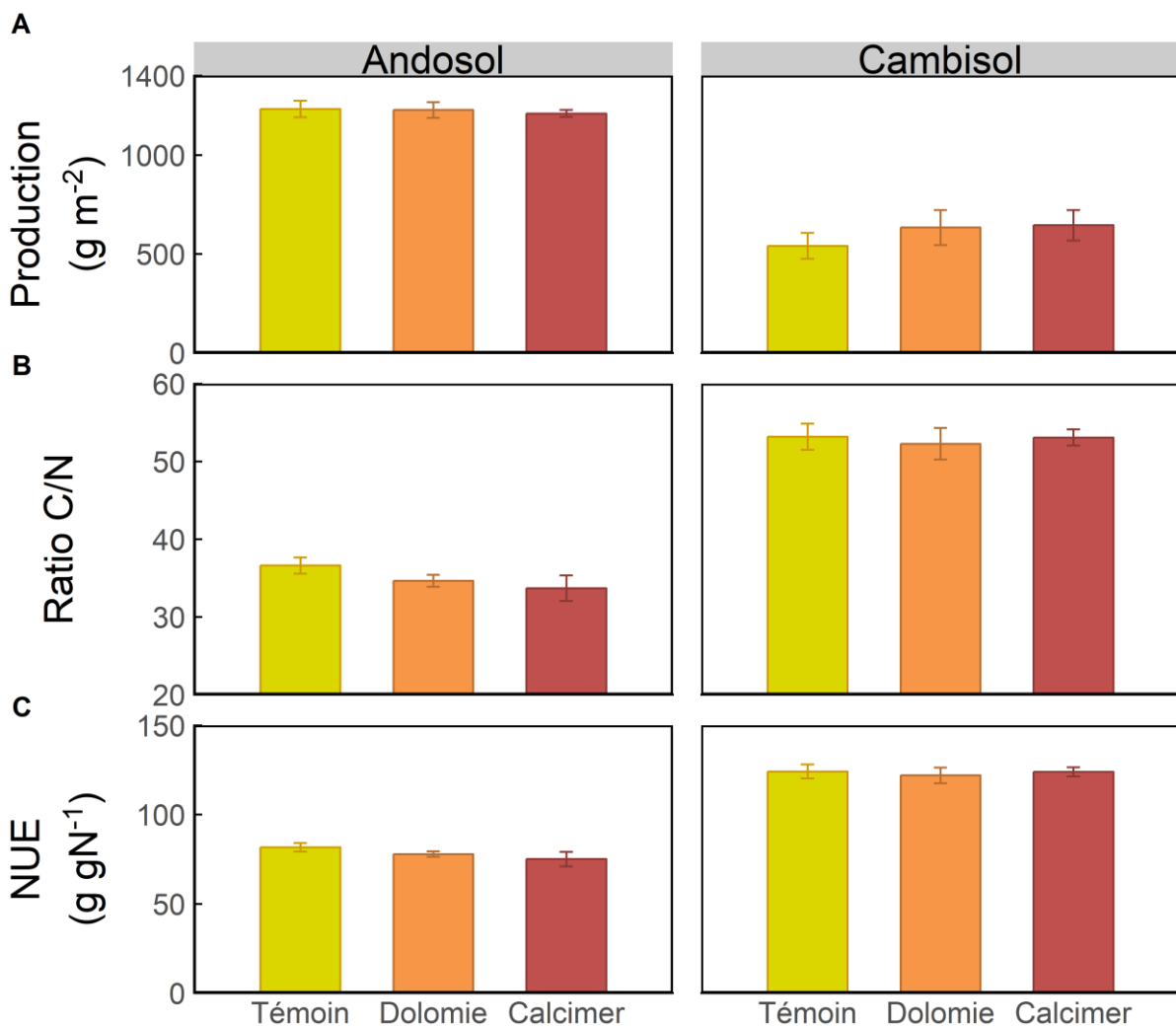


Figure 4.2. Effets des traitements de chaulage et du type de sol sur la communauté végétale : A) la production de fourrage, B) le ratio C/N du fourrage, proxy de la qualité du fourrage et C) l'efficacité d'utilisation de l'azote (NUE). Les barres présentent les moyennes \pm les erreurs standards (n=5).

Flux de N₂O et émissions de CO₂

Durant la saison de végétation et quel que soit le type de sol, les flux de N₂O mesurés sur les pots témoins ont été compris entre -1.33 et 3.54 mg N-N₂O m⁻² j⁻¹ (Fig.4.3A). Pour l'ensemble des traitements et des types de sol, les flux de N₂O ont fluctué significativement suivant les dates de mesures, avec les plus fortes émissions enregistrées fin août (Tableau 4.2, Fig.4.3A). Le chaulage n'a pas eu d'effet sur les valeurs de N₂O (ni seul, ni en interaction avec d'autres facteurs ; Tableau 4.2). En revanche, le type de sol a eu un impact significatif sur les flux de N₂O, et ce pour tous les traitements (Tableau 4.2). D'une manière générale, les émissions de N₂O ont été plus importantes pour le Cambisol que pour l'Andosol (+64% en moyenne, Fig.4.3A).

Tableau 4.2. **Effets du type de sol, des traitements de chaulage et des dates de mesure sur les flux de gaz.** Résultats statistiques de l'ANOVA à trois facteurs (Pots et Bloc de mesure en facteurs aléatoires).

Facteur fixe	df num	df den ¹	N ₂ O	CO ₂
Sol	1	150	**	***
Traitement	2	150	ns	*
Date	8	150	***	***
Sol x Traitement	2	150	ns	ns
Sol x Date	8	150	ns	***
Traitement x Date	16	150	ns	ns
Sol x Traitement x Date	16	150	ns	ns

*P<0.05, **P<0.01, ***P<0.001. ns : non significatif.

¹ degré de liberté du dénominateur estimé pour modèle mixte (package R "lmerTest")

Sur l'ensemble des dates de mesure et quel que soit le type de sol, les émissions de CO₂ mesurées sur les pots témoins ont été comprises entre 0.29 et 4.93 g C-CO₂ m⁻² j⁻¹ (Fig.4.3B). Contrairement aux flux de N₂O, le chaulage a impacté significativement les émissions de CO₂, indépendamment de la date ou du type de sol (Tableau 4.2). L'impact dépend néanmoins du type de produit de chaulage. En effet, alors que le traitement de Dolomie n'a pas présenté de différence avec les témoins, le traitement Calcimer a réduit les émissions de CO₂ par rapport au témoin (-8.6% en moyenne ; p=0.04). Les émissions de CO₂ ont également été impactées par le type de sol et la date de mesure (Fig.4.3B, Tableau 4.2). D'une manière générale, les valeurs des émissions de CO₂ ont été plus élevées sur l'Andosol que sur le Cambisol (en moyenne +65.4%; Fig.4.3B). Cependant, la différence entre les émissions de CO₂ des deux types de sols a varié en fonction de la date de mesure, de 0.13 g C-CO₂ m⁻² j⁻¹ en octobre, à 2.28 g C-CO₂ m⁻² j⁻¹ en mai (Interaction Sol x Date, Tableau 4.2, Fig.4.3B).

Les conditions climatiques présentes durant les mesures de flux sont présentées en Fig.4.3C. L'influence de la température du sol et de l'humidité du sol a été testée en incorporant ces deux facteurs abiotiques en tant que covariables des modèles précédents. Les effets qualitatifs des facteurs étudiés n'ont pas été impactés. La température du sol s'avère être le déterminant principal de l'ampleur des émissions de N_2O (flux > 0), avec un effet positif sur les émissions (ANOVA Traitement x Sols + Température + Humidité, $p < 0.001$; Fig.4.4.). Pour les émissions de CO_2 – représentatives de la respiration de l'écosystème – la température a également une influence, mais le patron de réponse n'est pas clair (probablement confondu avec la biomasse aérienne dont nous n'avons pas de mesure à chaque campagne).

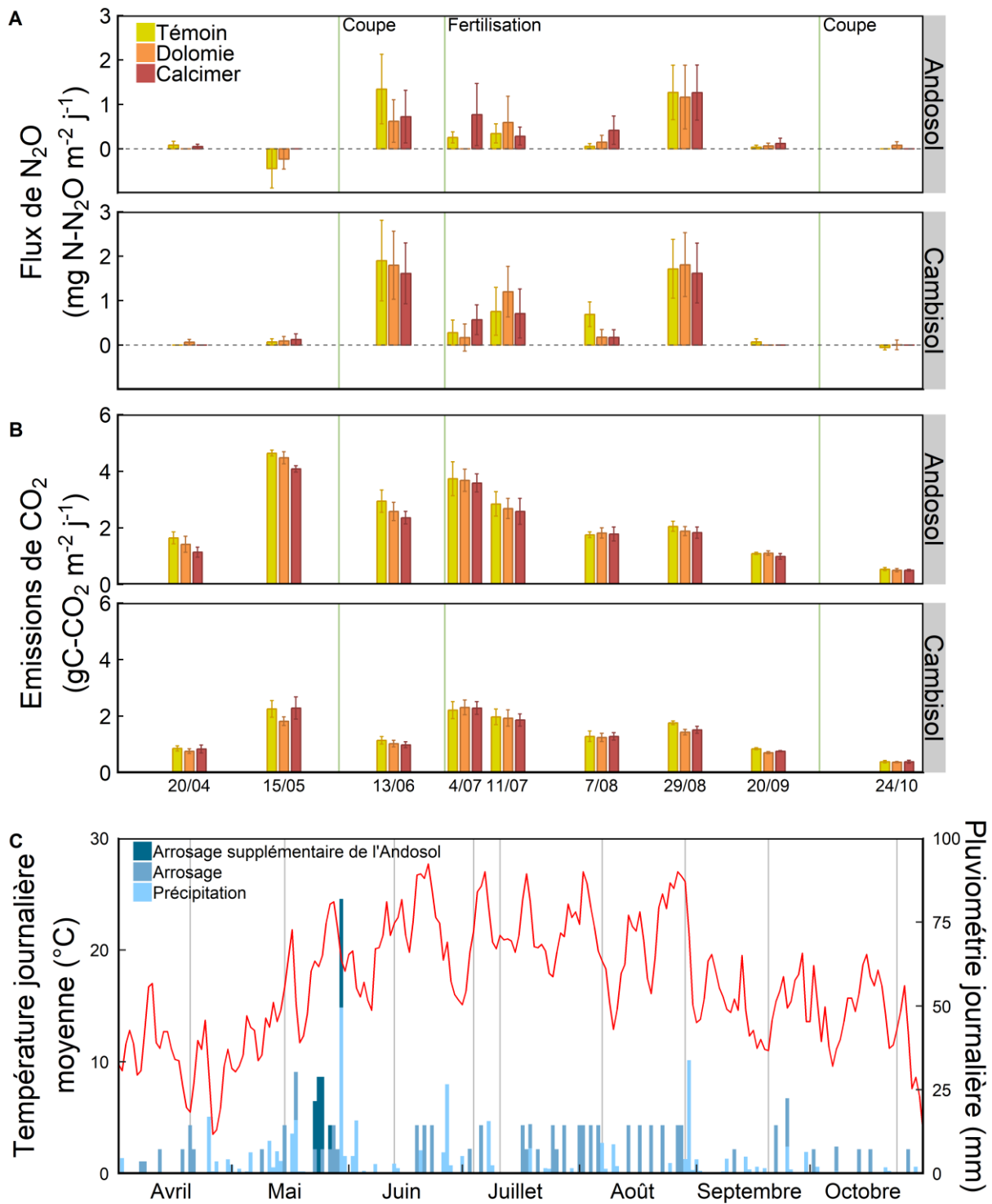


Figure 4.3. **Effet des traitements de chaulage sur les GES pour les deux types de sol et description des conditions climatiques durant l'expérimentation. A)** Flux de N₂O et **B)** Émissions de CO₂ pour les neuf campagnes de mesures (moyennes ± erreurs standards ; n=4). Les barres vertes en A) et B) correspondent aux dates des interventions (coupe de biomasse et fertilisation azotée). **C)** Température journalière moyenne et pluviométrie journalière durant la saison de croissance de 2017. Les dates des campagnes de mesures ont été représentées en barres grises.

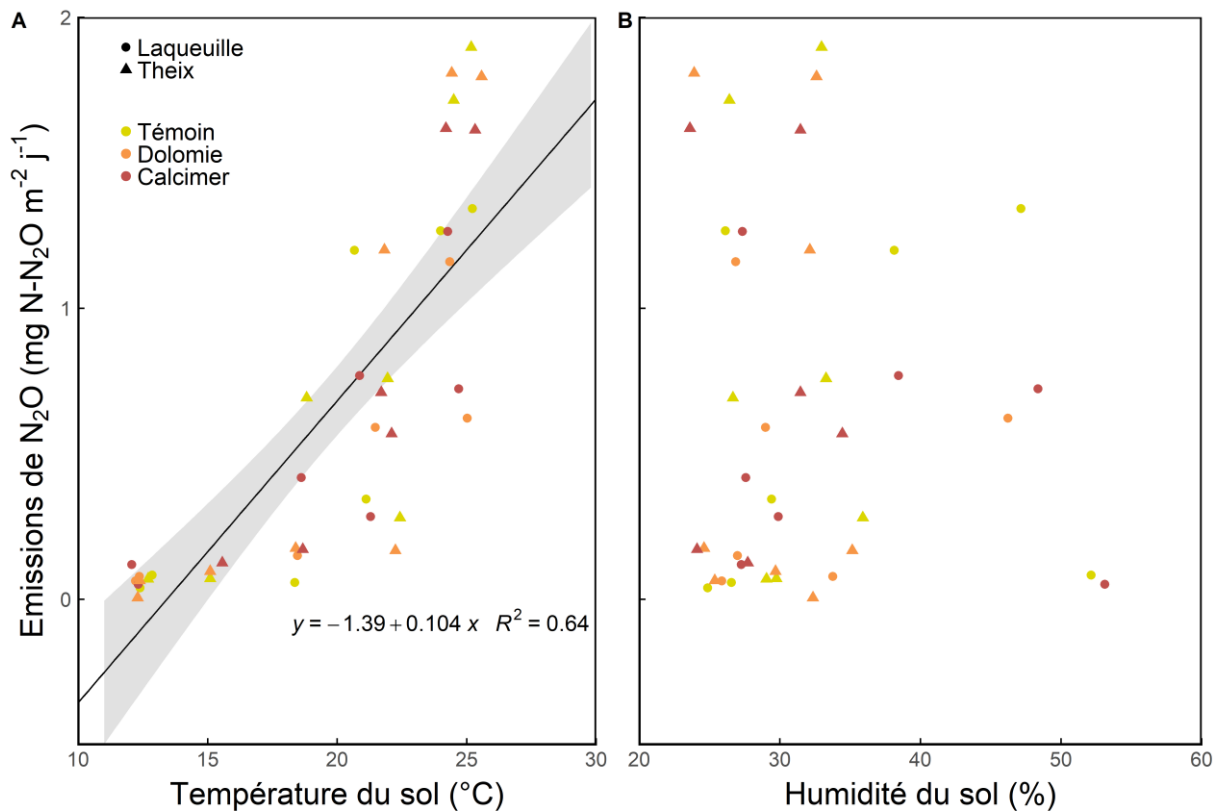


Figure 4.4. Émissions de N₂O par date de mesure, traitement de chaulage et type de sol en fonction des facteurs abiotiques : température (A) et humidité du sol (B). Chaque point correspond à la moyenne des répétitions (n=4) par traitement de chaulage, type de sol et campagne de mesure ; seules les moyennes représentant une émission de N₂O (flux > 0) ont été prises en compte (= 41 sur 54 moyennes). Les résultats de la régression linéaire retenue (la température du sol comme seul facteur) sont présentés dans la figure.

Disponibilité en azote du sol durant la saison de végétation

Le type de sol a joué un rôle important dans la disponibilité en nitrate du sol, avec des valeurs plus importantes dans l'Andosol (en moyenne, $15.7 \pm 0.57 \mu\text{g NO}_3^- 10\text{cm}^{-2} 25\text{j}^{-1}$) que dans le Cambisol (en moyenne, $1.87 \pm 0.118 \mu\text{g NO}_3^- 10\text{cm}^{-2} 25\text{j}^{-1}$) quels que soient la date d'incubation des résines et le traitement de chaulage (Sol, $p < 0.001$; Fig.4.5). Au sein de l'Andosol, la disponibilité du NO₃⁻ a diminué au cours de la saison de croissance (Date, $p < 0.001$, Fig.4.5). La date d'incubation a aussi affecté la disponibilité du NO₃⁻ pour le Cambisol (Date, $p < 0.001$, Fig.4.5), la date d'octobre étant cependant la seule qui a présenté une valeur supérieure aux autres périodes ($+1 \mu\text{g NO}_3^- 10\text{cm}^{-2} 25\text{j}^{-1}$ en moyenne sur l'ensemble des traitements de chaulage). Le chaulage n'a pas eu d'effet significatif sur la disponibilité des nitrates, que ce soit pour le Cambisol comme pour l'Andosol. De plus, pour l'Andosol, aucune interaction entre le chaulage et la date d'incubation n'a été mise en évidence.

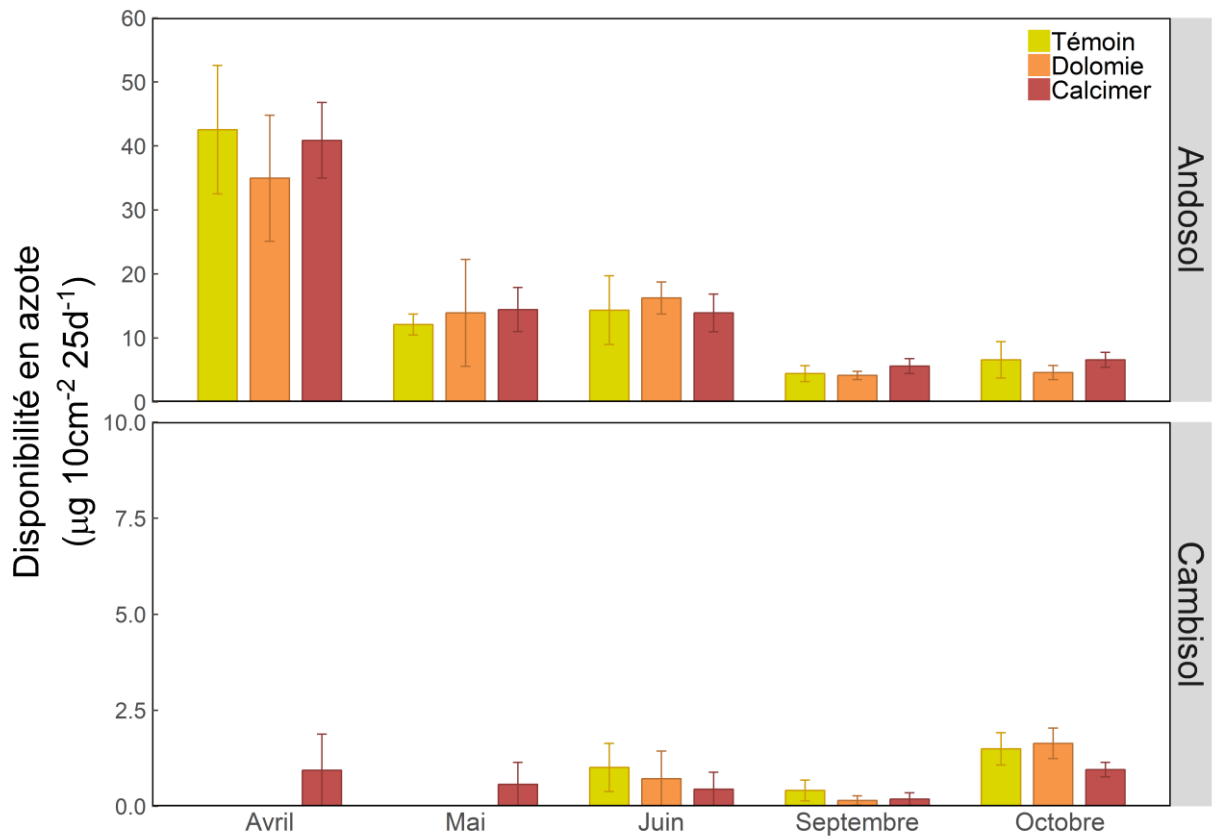


Figure 4.5. **Effets du type de sol et des traitements de chaulage sur la disponibilité en azote mesurée par résines échangeuses d'ions (PRS probes).** Les barres représentent les moyennes \pm les erreurs standards (n=5).

Les résultats pour les mesures en nitrate des résines ont été cohérents avec la mesure de l'azote minéral total qui a été réalisée fin mai, où seul un effet type de sol a été mis en évidence ($p < 0.001$). L'Andosol a présenté en effet des valeurs supérieures d'azote total (en moyenne $+26.8 \mu\text{g g}^{-1}$ de sol sec ; Tableau 4.3). Le type de sol a également eu un effet significatif sur le ratio $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$ du sol, avec un ratio plus élevé pour l'Andosol ($+7.4$) comparé au Cambisol et ce quel que soit le traitement basique (Tableau 4.3).

Le type de sol a affecté la biomasse microbienne mesurée début octobre ; l'Andosol a montré des valeurs en moyenne deux fois plus importantes que celle du Cambisol, indépendamment du traitement de chaulage ($p < 0.001$; Tableau 4.3). Le ratio C/N de la biomasse microbienne a également été en moyenne plus élevé de 1.97 au sein de l'Andosol comparé au Cambisol et ce quel que soit le traitement de chaulage ($p < 0.001$; Tableau 4.3).

Tableau 4.3. **Effets des traitements de chaulage et du type de sol sur la biomasse microbienne et l'azote minéral.** Les moyennes et les erreurs standards sont présentées (n=5).

Type de sol	Traitement	Biomasse microbienne		Azote minéral total du sol	
		(μg de C g^{-1} de sol sec)	Ratio C/N	(μg g^{-1} de sol sec)	Ratio $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$
Andosol	Témoin	1406 \pm 52.2	11.9 \pm 0.25	8.82 \pm 0.567	1.50 \pm 0.128
	Dolomie	1479 \pm 21.9	11.7 \pm 0.27	7.52 \pm 0.441	1.36 \pm 0.203
	Calcimer	1418 \pm 41.9	11.2 \pm 0.13	8.62 \pm 0.634	1.52 \pm 0.162
Cambisol	Témoin	677 \pm 10.3	9.73 \pm 0.056	1.30 \pm 0.050	0.00 \pm 0.000
	Dolomie	674 \pm 13.6	9.86 \pm 0.235	1.24 \pm 0.022	0.266 \pm 0.154
	Calcimer	695 \pm 28.0	9.70 \pm 0.308	1.65 \pm 0.279	0.00 \pm 0.000

4.1.3 Discussion

Mieux comprendre comment les pratiques de chaulage impactent les services écosystémiques est crucial pour le développement d'une gestion durable des prairies sur sol acide. Pour cela, nous avons mis en place une expérimentation en mésocosmes. Cette expérimentation en conditions semi-contrôlées nous a permis de documenter l'effet du chaulage sur des prairies 'modèles' avec deux types de sols contrastés.

D'un point de vue agricole, le but principal du chaulage est de permettre une augmentation de la production de fourrage *via* l'amélioration du statut acido-basique du sol. Notre première hypothèse était que : (i) **le chaulage augmente cette production et la qualité du fourrage** *via* une augmentation de l'absorption de l'azote, rendu plus disponible par l'augmentation de pH (Edmeades *et al.* 1981; Curtin & Smillie 1986; Wheeler *et al.* 1997). Cette **première hypothèse n'a pas été validée** puisqu'aucune augmentation de la biomasse végétale n'a été constatée dans nos conditions expérimentales (bien qu'une tendance à l'augmentation soit présente sur le Cambisol). De plus, il n'y a eu aucun effet du chaulage sur la qualité du fourrage (estimée par le ratio C/N de la biomasse végétale). L'absence d'effets du chaulage sur le fourrage pourrait s'expliquer en partie par la faible augmentation du pH des sols observés au cours de l'expérimentation (+0.19 point de pH en moyenne). En prairie permanente, comme dans notre système en mésocosmes, les apports de chaulage en surface et sans retournement du sol peuvent limiter la vitesse et l'ampleur des modifications du pH. Il se pourrait que dans ce cas, le chaulage n'ait pas permis de lever de potentielles limitations pour la production végétale, ce qui a déjà pu être observé au champ (Staddon 2003; Hejzman *et al.* 2010). Nous ne pouvons pas exclure également que le chaulage ait pu avoir un effet sur la biomasse aérienne non prélevée (0-5cm) ou sur la biomasse souterraine de nos modèles d'études. Des expérimentations

supplémentaires sont toujours nécessaires pour mieux comprendre les réponses des biomasses aérienne et souterraine au chaulage.

Nous avons émis comme deuxième hypothèse que : (ii) **le chaulage augmente les émissions de CO₂ de l'écosystème et réduit les émissions de N₂O**. Les **résultats observés invalident cette deuxième hypothèse**. En effet, même si la gamme des flux de CO₂ et de N₂O mesurée dans notre étude est comparable à celles mesurées par Niboyet *et al.* (2017) en mésocosmes, la respiration de l'écosystème (émissions de CO₂) a été réduite par l'un des types de chaulage, le Calcimer, aucun effet du chaulage n'ayant été constaté sur les émissions de N₂O.

La baisse globale des émissions de CO₂ induite par le Calcimer est assez inattendue, d'autant plus que nous avons observé une augmentation des émissions de CO₂ *via* la respiration du sol dans la section 3.2. Dans la présente étude, les émissions de CO₂ peuvent être imputées à plusieurs compartiments de l'écosystème puisque les émissions mesurées correspondent à la respiration de l'écosystème (= respiration autotrophe de la biomasse aérienne et racinaire + respiration hétérotrophe des microorganismes). Nous avons vu que si les productions de biomasse végétale aérienne, de biomasse microbienne et la disponibilité en azote n'ont pas été augmentées avec le Calcimer, le ratio C/N de la biomasse microbienne a eu tendance à être réduit par le Calcimer. La réduction des émissions pourrait donc être liée à des modifications des activités au sein de la biomasse végétale (liées à une phénologie différente) ou microbienne (liées à différents groupes actifs). Notre expérimentation ne nous permet pas de trancher entre ces possibilités. Avec le traitement de Dolomie nous n'avons pas mis en évidence d'effet significatif, mais seulement identifié une tendance similaire aux effets dégagés avec le traitement de Calcimer. Alors que les produits ont été amenés à une même valeur neutralisante, leurs caractéristiques secondaires (pureté, forme de cristallisation des carbonates, finesse, éléments traces) ont pu influencer leurs vitesses de dissolution et d'action et donc les réponses observées (Adams & Barber 1984). Nos observations de l'effet du chaulage sur la respiration de l'écosystème nécessiteraient ainsi de plus amples investigations, notamment pour confirmer la pérennité ou non de ces résultats à plus long-terme.

Peu d'études ont porté sur l'effet du chaulage sur les flux de N₂O en prairie à ce jour. Une étude récente menée *in situ* en prairie a mis en évidence la variation de l'effet du chaulage sur les flux selon les périodes de la saison de croissance, le chaulage pouvant conduire à une augmentation, une diminution ou ne pas affecter les flux de N₂O (Galbally *et al.* 2010). Les variations temporelles d'un possible effet du chaulage pourraient ainsi conduire à l'absence d'effet global observé dans le travail présenté ici. Dans notre étude, les émissions de N₂O ont été davantage sensibles aux variations des conditions climatiques, notamment la température du sol, qu'au traitement de chaulage. La température du sol a, en effet, été le déterminant principal des émissions de N₂O, plus importantes lorsque la température augmente. Les émissions de CO₂ (respiration du sol + respiration de la

biomasse) ont également été sensibles à la température du sol, en cohérence avec la littérature existante sur la respiration du sol (Raich *et al.* 2002). Les mésocosmes ayant été irrigués régulièrement, il est cohérent que l'humidité du sol n'ait pas été un déterminant majeur des émissions de gaz à effet de serre mesurées.

Notre dispositif devait également nous permettre de tester les réponses au chaulage sur deux types de sol dans les mêmes conditions climatiques et avec une même communauté végétale modèle. Nous avons posé comme troisième hypothèse que : (iii) **les effets du chaulage sont tamponnés par le taux de teneur en matière organique** (type de sol). Il y a bien eu interaction entre le chaulage et le type de sol mais seulement pour le pH du sol. Les émissions de CO₂ n'ont pas présenté d'interactions entre le chaulage et le type de sol. Contrairement à nos attentes, l'Andosol plus riche en matière organique a eu une réponse du pH au chaulage plus importante que le Cambisol. Cependant, le taux de matière organique n'était pas le seul paramètre différent entre ces deux types de sol : le Cambisol avait un pH initial supérieur à l'Andosol. Or, il existe un effet seuil du chaulage et un pH moins acide nécessite une plus grande quantité de produit de chaulage pour mener à une augmentation similaire sur un sol à pH initial plus acide (Goulding *et al.* 1989). Il y a donc un effet confondant, qui ici empêche de conclure sur l'effet de la matière organique sur la réponse au chaulage.

En dehors des effets du traitement de chaulage, les deux types de sol ont présenté de nombreuses différences en termes de fourniture de services. L'Andosol a été caractérisé par une production végétale plus importante mais une qualité du fourrage et une efficacité d'utilisation de l'azote moindres que le Cambisol. Ces différences dans les compartiments aériens sont associées à des différences dans les compartiments souterrains où l'Andosol présente une plus grande disponibilité de l'azote, une plus grande biomasse microbienne et un ratio C/N de la biomasse microbienne plus élevé que le Cambisol. Sur l'Andosol, la teneur en matière organique plus riche ainsi que les communautés microbiennes plus importantes et potentiellement plus abondantes en champignons (de Vries *et al.* 2016) – qui sont de bons décomposeurs de la matière organique (Waring *et al.* 2013) – expliquent vraisemblablement la disponibilité accrue de l'azote et donc la plus grande production de biomasse (Stevens & Laughlin 1996). Les ratios C/N de la végétation utilisés comme proxy de la qualité du fourrage (et donc la NUE) sont à nuancer car les valeurs obtenues sont relativement élevées et ne représentent pas tout à fait la qualité du fourrage qui aurait été mise à disposition de l'alimentation animale. En effet, les coupes ont été réalisées un peu tardivement, la végétation comprenait déjà beaucoup d'épis et une remobilisation de l'azote dans les racines aurait déjà pu avoir lieu.

En termes d'émissions de gaz à effet de serre (GES) mesurées dans cette étude, le Cambisol a émis davantage de N₂O et moins de CO₂ que l'Andosol. En transformant les émissions de N₂O – mesurées sur nos neuf campagnes – en équivalent-CO₂ (N₂O = CO₂ x 265 sans prendre en compte les rétroactions potentielles ; IPCC 2014), le N₂O représenterait ainsi 2.0% des émissions totales de GES

(sur 1.55 moles de CO₂ émises) sur l'Andosol et 4.7% des émissions de GES sur le Cambisol. Durant les neuf campagnes de mesures, l'Andosol a ainsi émis 1.58 moles d'équivalent-CO₂ soit 35% de plus que le Cambisol (1.02 moles d'équivalent-CO₂). Dans l'ensemble, nos résultats tendent à suggérer l'existence d'un compromis entre service de production de biomasse et service de régulation climatique (réduction des émissions de gaz à effet de serre) à une échelle très localisée (mètre carré). Nos résultats sont également en accord avec l'idée que différents types de sol peuvent générer différents bénéfices (combinaison relative des services ou dis-services), nécessitant de fait une gestion des écosystèmes adaptée aux conditions pédologiques et aux bouquets de services souhaités (Nelson *et al.* 2009).

Globalement, nos résultats soulignent l'importance de la prise en compte de différents types de sol pour évaluer les effets du chaulage sur l'écosystème prairial. L'échelle étudiée était ici celle du couvert végétal et bien que le chaulage n'ait pas conduit à une augmentation de la production, il a pu impacter la végétation à l'échelle des espèces (Spiegelberger *et al.* 2010). La présence d'interactions au sein même des compartiments de l'écosystème pourrait potentiellement masquer les effets bruts du chaulage. Il semble alors pertinent de s'intéresser à la fois aux effets nets sur le fonctionnement global de l'écosystème, mais aussi d'explorer une échelle plus fine afin de mieux comprendre les mécanismes impliqués dans les réponses observées.

4.2. Influence du chaulage sur la résistance et la récupération du couvert prairial suite à une sécheresse printanière

Au regard des scénarii climatiques envisagés par l'IPCC (2014), il paraît incontournable d'anticiper l'impact des changements des conditions environnementales pour préserver l'avenir des agroécosystèmes. Dans ce contexte, les régimes de pluviométrie subiront des modifications importantes dans les années futures, en termes de quantité et de distribution annuelle. Or, la disponibilité en eau est connue pour jouer un rôle majeur dans le fonctionnement global de l'écosystème prairial (Fay *et al.* 2003; Bloor & Bardgett 2012). En effet, de nombreux processus impliqués tant dans la transformation des nutriments que dans les flux biogéochimiques sont affectés par la disponibilité en eau. Qui plus est, la réponse spécifique des espèces face à ces modifications (Chaves *et al.* 2003) affectera le couvert végétal dans son ensemble (sur le plan quantitatif et qualitatif), comme en témoignent de récentes études qui montrent une forte sensibilité des prairies aux déficits hydriques et aux aléas climatiques (Knapp *et al.* 2015). Avec des conditions climatiques changeantes, certaines pratiques agricoles seront peut-être plus à même de limiter la vulnérabilité de ces couverts, sécurisant la productivité du fourrage et maintenant la fertilité des sols. Ainsi, comprendre les interactions entre évènements climatiques sévères (voire quelquefois extrêmes) et pratiques agricoles est essentiel pour la mise en place de pratiques agricoles durables et adaptées aux conditions climatiques futures.

En prairies permanentes sur sols acides, le chaulage reste une pratique courante afin de lutter contre l'acidification des sols, processus naturel qui peut être accentué par la gestion (i.e. intrants chimiques). Le chaulage permet effectivement d'augmenter le pH et de favoriser les activités du sol, microbiennes et racinaires (Haynes & Naidu 1998; Bolan *et al.* 2003) ; la stimulation de la minéralisation de la matière organique induite par le chaulage augmente généralement la disponibilité en azote (Nyborg & Hoyt 1978; Curtin & Smillie 1986). Au-delà d'améliorer le statut acido-basique des sols, le chaulage peut également améliorer la structure physique des sols et permettre une meilleure circulation de l'eau (During *et al.* 1984; Chan & Heenan 1999; Kunhikrishnan *et al.* 2016). Ainsi, en améliorant la disponibilité en eau et en nutriments, le chaulage pourrait jouer un rôle pour tamponner les effets de déficits hydriques. Cependant, ces effets du chaulage sur les conditions abiotiques pourraient être modulés par des effets biotiques, notamment des modifications dans les interactions sol-plante et plante-plante (Brooker 2006). De fait, des changements dans la disponibilité de ressources peuvent impacter la croissance des plantes et la compétition entre espèces, avec des implications pour la structure et le fonctionnement de l'écosystème. À ce jour, l'interaction entre régime hydrique et chaulage sur le fonctionnement de la prairie reste peu étudiée.

À travers une expérimentation menée en conditions semi-contrôlées en mésocosmes, nous avons souhaité étudier l'impact du chaulage sur la résistance et la récupération d'un couvert prairial suite à une sécheresse printanière. Nous avons émis les hypothèses suivantes : i) le chaulage augmente la résistance de la biomasse végétale face à une sécheresse forte (minimise la perte de production) et facilite la récupération après la réhumidification (augmente la production après la fin de la sécheresse) ; ii) le chaulage modifie les impacts de la sécheresse sur la structure de la communauté végétale.

Pour tester ces hypothèses, une sécheresse d'un mois a été appliquée au printemps 2017 sur un bloc de mésocosmes. Deux coupes de biomasse ont été réalisées (fin mai et début octobre) pour mesurer la production du couvert végétal et l'abondance des espèces. Ces mesures ont permis de quantifier la résistance et la récupération du couvert à la sécheresse et également de calculer des indices de diversité du couvert végétal. Le pH du sol a été mesuré à deux dates, avant chaque coupe, pour vérifier l'efficacité des traitements de chaulage. Des résines échangeuses d'ions ont été incubées après la sécheresse pour estimer la quantité d'azote disponible pour la repousse des plantes. Une mesure de l'azote minéral a également été faite à la suite de la première coupe et permet une comparaison entre les valeurs d'azote minéral et de biodisponibilité de l'azote à cette période. Enfin, une mesure de la biomasse microbienne a été réalisée début octobre pour explorer l'interaction chaulage et sécheresse sur la communauté microbienne suite à la récupération à court-terme. Le détail du protocole a été présenté au Chapitre 2, section 2.3.

4.2.1 Traitement des données et analyses statistiques

L'impact du chaulage, de la sécheresse printanière et de la date de coupe sur la biomasse végétale aérienne a été étudié en utilisant une analyse de la variance (ANOVA) à trois facteurs, au sein de chaque type de sol (Statut hydrique, Coupe et 'Traitement' de chaulage en facteurs fixes et le numéro des pots en facteur aléatoire). Des tests post-hoc de Tukey ont été réalisés dans le cas d'effet significatif du facteur Traitement ou d'interactions. L'indice de réponse de la biomasse aérienne à la sécheresse a été calculé, pour chaque pot du bloc « Sécheresse » et à chaque coupe, comme étant la différence entre la production de biomasse du pot et la production moyenne des pots du traitement « Ambient » – de même type de sol et de même traitement de chaulage – divisée par cette même production moyenne des pots « Ambient ». Les effets des traitements de chaulage, du type de sol et de la coupe ont ensuite été analysés à travers une ANOVA à trois facteurs (Sol, Coupe et Traitement de chaulage en facteurs fixes et le numéro des pots en facteur aléatoire). Des tests post-hoc de Tukey ont été réalisés dans le cas d'effet significatif du facteur Traitement ou d'interactions.

Les indices de diversité de Shannon-Wiener (H) et d'équitabilité de Pielou [$H/\log(\text{nombre d'espèces})$] ont été calculés à partir des abondances relatives des espèces de la biomasse végétale, pour chaque pot et à chaque coupe. Les effets des traitements de chaulage et de sécheresse ainsi que

la date de coupe ont été testés sur ces deux indices avec une ANOVA à trois facteurs au sein de chaque type de sol (Coupe, Statut hydrique et Traitement de chaulage en facteurs fixes et le numéro des pots en facteur aléatoire).

Pour appréhender les variations d'abondance des espèces du couvert végétal – suivant les traitements de chaulage et de sécheresse – une analyse en composante principale (ACP) a été réalisée, au sein de chaque type de sol et pour chaque date de coupe, sur les abondances relatives moyennes des espèces. Les effets des traitements de chaulage et de sécheresse ainsi que l'identité des espèces sur la production de biomasse par espèce ont été étudiés à travers une ANOVA à trois facteurs au sein de chaque type de sol et pour chaque coupe (Statut, Traitement et Espèces en facteurs fixes). La production de biomasse a nécessité une transformation en racine carrée. Des tests post-hoc de Tukey ont été réalisés dans le cas d'effet significatif du facteur Espèces, seul ou en interaction.

Les données d'azote minéral, de disponibilité en azote (résines PRS), de biomasse et du ratio C/N de la communauté microbienne ont été analysées avec une ANOVA à deux facteurs, menée au sein de chaque type de sol, pour tester les effets des traitements de chaulage et de sécheresse (Statut et Traitement en facteurs fixes). La disponibilité en azote a nécessité une transformation en log sur l'Andosol. Des tests post-hoc de Tukey ont été réalisés dans le cas d'effet significatif du facteur Traitement, seul ou en interaction.

Les hypothèses de validité des modèles statistiques utilisés ont été vérifiées (normalité et homoscedasticité des résidus). Les analyses ont été réalisées en utilisant le logiciel R (R Core Team 2013). Les indices de diversité ont été calculés avec le « package » vegan, les ACP ont été réalisées avec le « package » FactoMineR et les ANOVA avec les « packages » nlme et lmerTest. Enfin les figures ont été réalisées avec le « package » ggplot2.

4.2.2 Résultats

Les effets des traitements de chaulage sur le pH des sols ont déjà été décrits dans le sous-chapitre précédent (4.1). Sur le bloc « Sécheresse », les mêmes effets qualitatifs ont été observés (Fig.S4.1).

Effets de la sécheresse printanière sur la teneur en eau du sol

Durant la période de sécheresse, les mésocosmes « Sécheresse » ont subi une réduction de la pluviométrie de 221.9mm sur l'Andosol et de 149.9mm sur le Cambisol. Le suivi en continu de la teneur en eau des pots (extrapolée à partir du poids des balances) a permis de constater l'impact progressif de la sécheresse printanière sur les ressources hydriques disponibles (Fig.4.4). Au sortir de la sécheresse (29 mai), la teneur en eau estimée des sols du bloc « Sécheresse » a ainsi été réduite de 67% comparé au bloc « Ambient » de l'Andosol et de 64% comparé au bloc « Ambient » du Cambisol.

Ces estimations sont en accord avec les prélèvements de sol réalisés sur la couche de terre 0-10cm, le 29 mai, où une réduction de l'humidité de 63.9% pour l'Andosol et de 64.3% pour le Cambisol ont été mesurées.

La différence entre les précipitations et l'évapotranspiration potentielle (P-ETP) a été utilisée comme indicateur du niveau de stress subit par le couvert végétal en cas de sécheresse suivant Vicente-Serrano *et al.* (2010) et Zwicke *et al.* (2013). Durant la période de sécheresse, entre le 26 avril et le 29 mai 2017, l'évapotranspiration cumulée a atteint -128mm pour les mésocosmes du bloc « Sécheresse » qui ne recevaient aucune précipitation (P=0). Sur la même période de l'année, un tel niveau de stress – i.e. un P-ETP inférieur à -100mm – a été observé seulement deux fois au cours des 31 dernières années (1985-2015) : en 2003 (-114.1mm) et en 2015 (-103.1mm).

Effet du chaulage sur la résistance et la récupération du couvert végétal

La biomasse aérienne produite par le couvert végétal n'a pas été impactée par les traitements de chaulage et ce pour les deux types de sol étudiés (Tableau 4.4, Fig.5.4). En revanche, la sécheresse a eu un effet négatif sur la production de biomasse récoltée lors de la première coupe pour les deux types de sol étudiés (Tableau 4.4, Fig.5.4). Sur l'Andosol, la sécheresse a réduit la production de biomasse de 37.3% en moyenne, tandis que sur le Cambisol, la production a été réduite de 33.8%. Lors de la récupération (coupe 2), le bloc « Sécheresse » a été plus productif que le bloc « Ambient » pour l'Andosol avec en moyenne une production de +20%. Aucun effet de sécheresse n'a été détecté pour la production végétale sur le Cambisol lors de cette seconde coupe (Tableau 4.4, Fig.5.4). De plus, aucune interaction n'a été montrée entre le traitement de chaulage, le traitement de sécheresse ou la date de coupe de la biomasse.

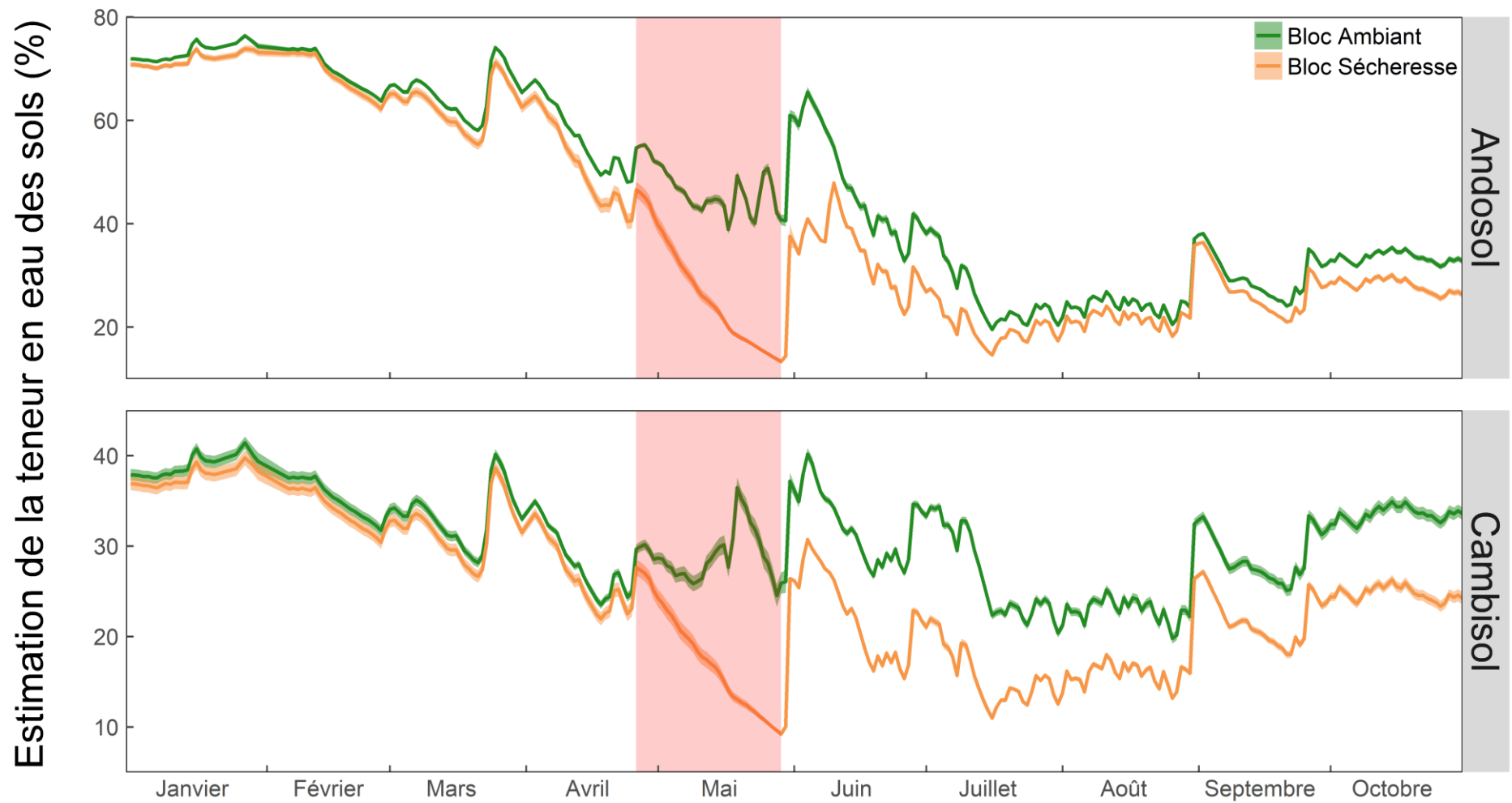


Figure 4.4. **Effet de la sécheresse printanière sur la teneur en eau des mésocosmes.** La teneur en eau a été estimée à partir du poids des balances de la plateforme. La zone rouge pâle correspond aux jours d'exclusion de pluie pour le bloc « Sécheresse », du 26 avril au 29 mai.

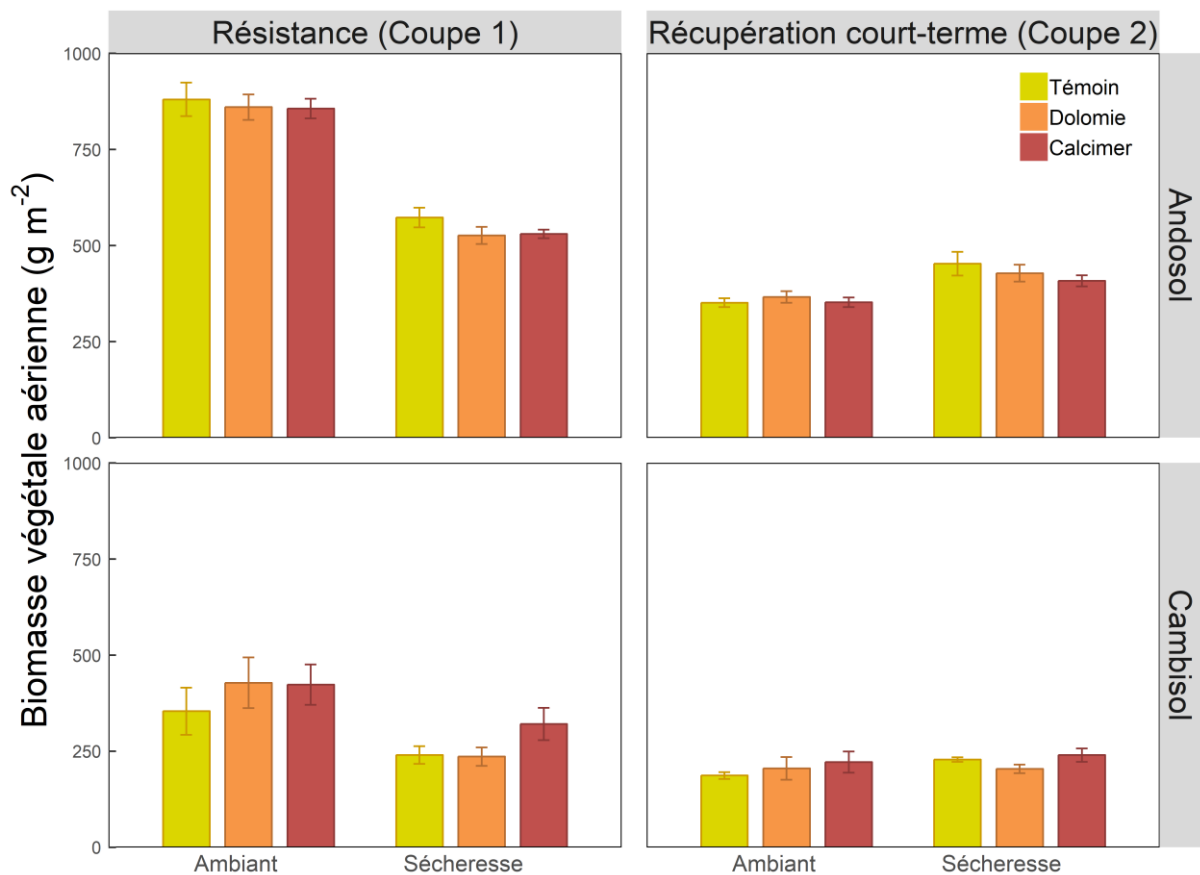


Figure 4.5. Effets des traitements de chaulage et de sécheresse sur la résistance et la récupération court-terme de la biomasse végétale aérienne. Les moyennes de la production de biomasse végétale aérienne et leurs erreurs standards ont été représentées pour chaque coupe, traitement de chaulage et de sécheresse et type de sol (n=5).

L'indice de réponse à la sécheresse a été impacté par les traitements de chaulage (Tableau 4.4, Fig.4.6). Le traitement de Dolomie a eu en général un effet négatif sur la réponse de la biomasse à la sécheresse par rapport au Témoin (-0.129 en moyenne ; test de Tukey $p < 0.05$), indépendamment du type de sol ou de la coupe. Le traitement de Calcimer, bien que non significativement différent du Témoin, a eu tendance à réduire la variabilité de la réponse à la sécheresse (Fig.4.6). Indépendamment des traitements de chaulage, la réponse à la sécheresse n'a pas été la même entre la coupe 1 (directement après la sécheresse) et la coupe 2 (après une période de récupération) (Tableau 4.4). La réponse a ainsi été négative lors de la résistance (coupe 1) et positive lors de la récupération à court-terme (coupe 2). De plus, la variation de la réponse à la sécheresse a été plus élevée sur l'Andosol que sur le Cambisol (respectivement +0.578 et +0.436 en moyenne entre les deux coupes ; Tableau 4.4, Fig.4.6).

Tableau 4.4. Effets des traitements de chaulage et de sécheresse sur la production de biomasse aérienne pour les deux coupes effectuées et les deux types de sol étudiés. Les résultats des ANOVA réalisées sur la biomasse aérienne végétale (A) et la réponse de la biomasse à la sécheresse (B) sont présentés.

Variable	Type de sol	Facteur fixe	df num	df den ¹	pvalue
<i>A) Biomasse aérienne végétale</i>					
	Andosol	Coupe	1	48	***
		Statut	1	48	***
		Traitement	2	48	ns
		Coupe x Statut	1	48	***
		Coupe x Traitement	2	48	ns
		Statut x Traitement	2	48	ns
		Coupe x Statut x Traitement	2	48	ns
		Cambisol	Coupe	1	48
	Statut		1	48	*
	Traitement		2	48	ns
	Coupe x Statut		1	48	***
	Coupe x Traitement		2	48	ns
	Statut x Traitement		2	48	ns
	Coupe x Statut x Traitement		2	48	ns
<i>B) Indice de réponse de la biomasse</i>					
		Sol	1	24	ns
		Coupe	1	24	***
		Traitement	2	24	*
		Sol x Coupe	1	24	*
		Sol x Traitement	2	24	ns
		Coupe x Traitement	2	24	ns
		Sol x Coupe x Traitement	2	24	ns

*P<0.05, **P<0.01, ***P<0.001. ns : non significatif.

¹ degré de liberté du dénominateur estimé pour modèle mixte (package R "lmerTest")

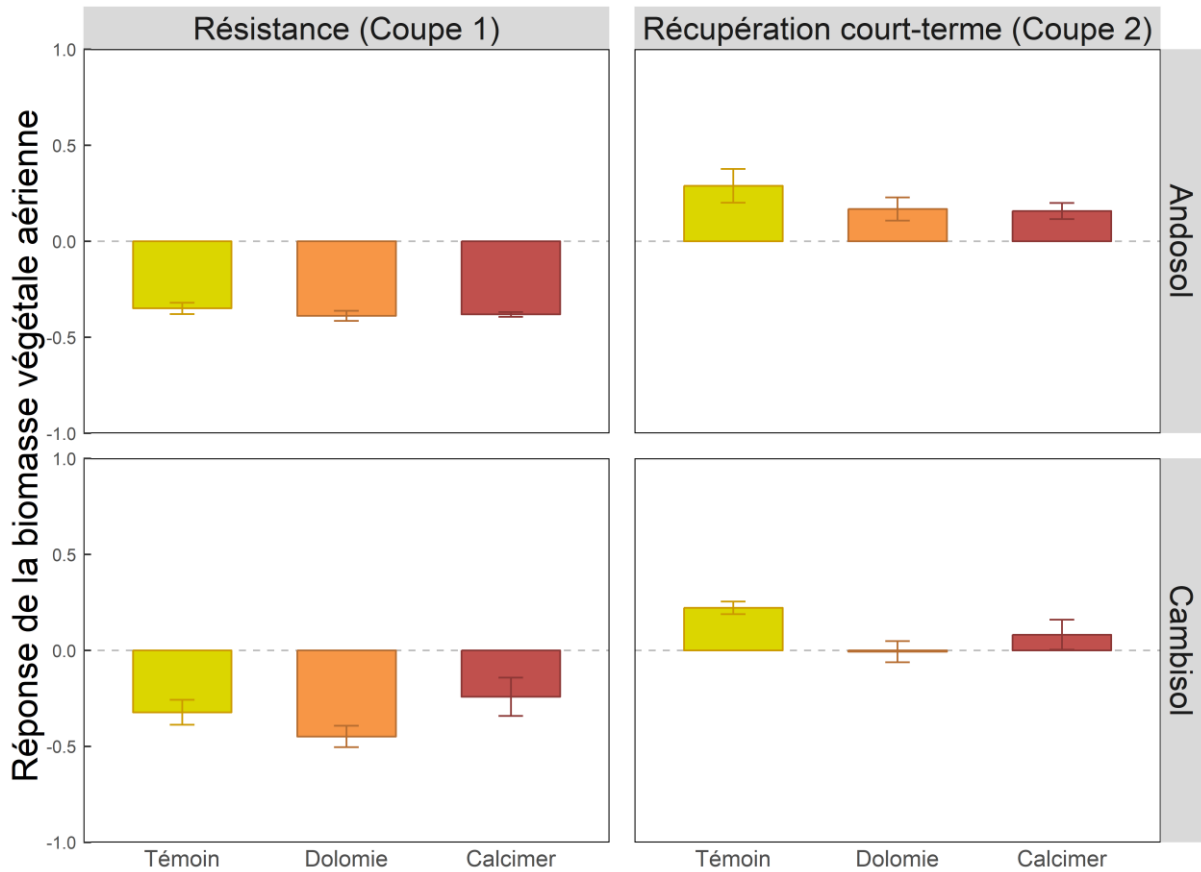


Figure 4.6. Effets des traitements de chaulage et de la coupe sur l'indice de réponse de la biomasse végétale aérienne à la sécheresse pour les deux types de sol étudiés. La réponse à la sécheresse correspond à la différence de production entre le bloc « Sécheresse » et « Ambient » rapportée à la production du bloc « Ambient » et en fonction de la date de coupe, du traitement de chaulage et du type de sol. Les moyennes et leurs erreurs standards ont été représentées (n=5).

Effets du chaulage et de la sécheresse sur la diversité végétale du couvert

L'indice de diversité végétale (Shannon) du couvert n'a pas été impacté par les traitements de chaulage ou de sécheresse et ce pour les deux types de sol. Seul l'équitabilité (Pielou) du couvert végétal sur l'Andosol a été affectée par le statut hydrique ; l'indice de Pielou a été plus élevé au sein du traitement sécheresse (+4.4% en moyenne, Statut hydrique : $F_{1,24}=4.74$, $p<0.05$, Fig.4.7). En revanche, les deux indices ont été affectés par la date de coupe et ce pour les deux sols étudiés. L'indice de Shannon a diminué de 16.8% sur l'Andosol et de 12.1% sur le Cambisol (Andosol : $F_{1,24}=192$, $p<0.001$; Cambisol : $F_{1,24}=125$, $p<0.001$). L'équitabilité a également diminué entre les deux coupes d'en moyenne 5.1% pour l'Andosol et de 7.6% pour le Cambisol (Andosol : $F_{1,24}=8.63$, $p<0.01$; Cambisol : $F_{1,48}=32.2$, $p<0.001$).

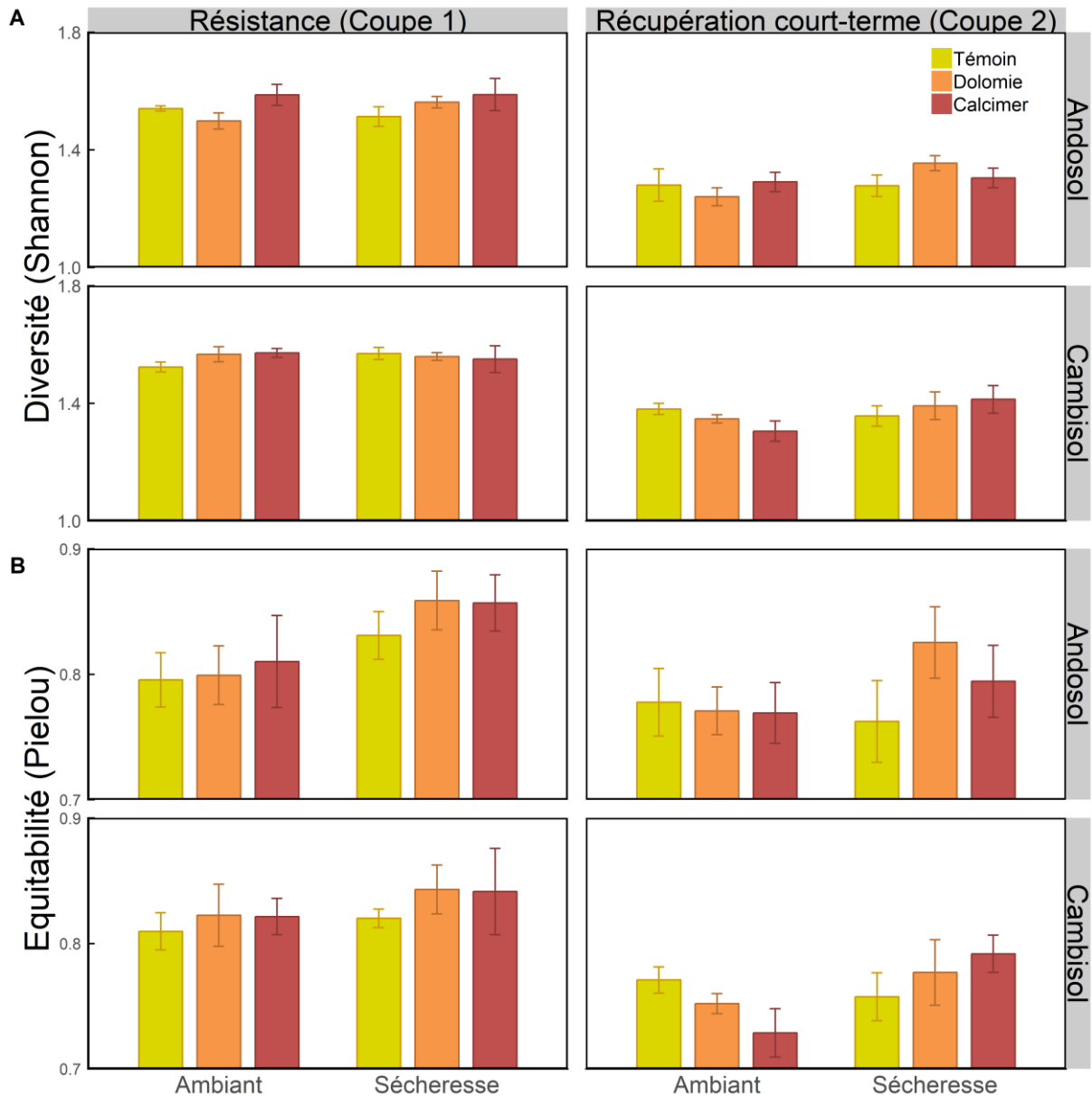


Figure 4.7. Effets des traitements de chaulage et de sécheresse sur les indices de diversité (A) et d'équitabilité (B) du couvert végétal pour les deux coupes effectuées et les deux types de sol étudiés. Les moyennes et leurs erreurs standards ont été représentées (n=5).

Effets du chaulage et de la sécheresse à l'échelle de l'espèce

L'analyse en composante principale (ACP) – réalisée sur les moyennes des abondances relatives des espèces pour chaque coupe – a mis en évidence une différenciation entre les communautés sur chaque type de sol et ce pour les deux coupes (Fig.4.8). Pour l'ACP réalisée sur la première coupe, les deux axes ont expliqué 82.33% de la variance (Fig.4.8A). Le premier axe montre une corrélation négative avec l'abondance relative de *Poa trivialis* et une corrélation positive avec l'abondance de *Dactylis glomerata* et *Trisetum flavescens*. Le deuxième axe est fortement corrélé avec

Poa pratensis et dans une moindre mesure avec *Lolium perenne*. Les traitements de sécheresse ou de chaulage ne semblent pas induire de différenciation des communautés en coupe 1.

Pour l'ACP réalisée sur la seconde coupe, les deux axes ont expliqué 87.54% de la variance (Fig.4.8B). Le premier axe montre une corrélation négative avec l'abondance relative de *Festuca rubra* et une corrélation positive avec l'abondance de *Trisetum flavescens* et *Poa trivialis*. Le deuxième axe est fortement corrélé avec *Poa pratensis* et *Dactylis glomerata*. Lors de cette seconde coupe et au sein de l'Andosol, le traitement de Sécheresse a conduit à une différenciation de la communauté végétale en comparaison avec le traitement Ambient (abondances plus élevées en *Dactylis glomerata* et plus faibles en *Lolium perenne*).

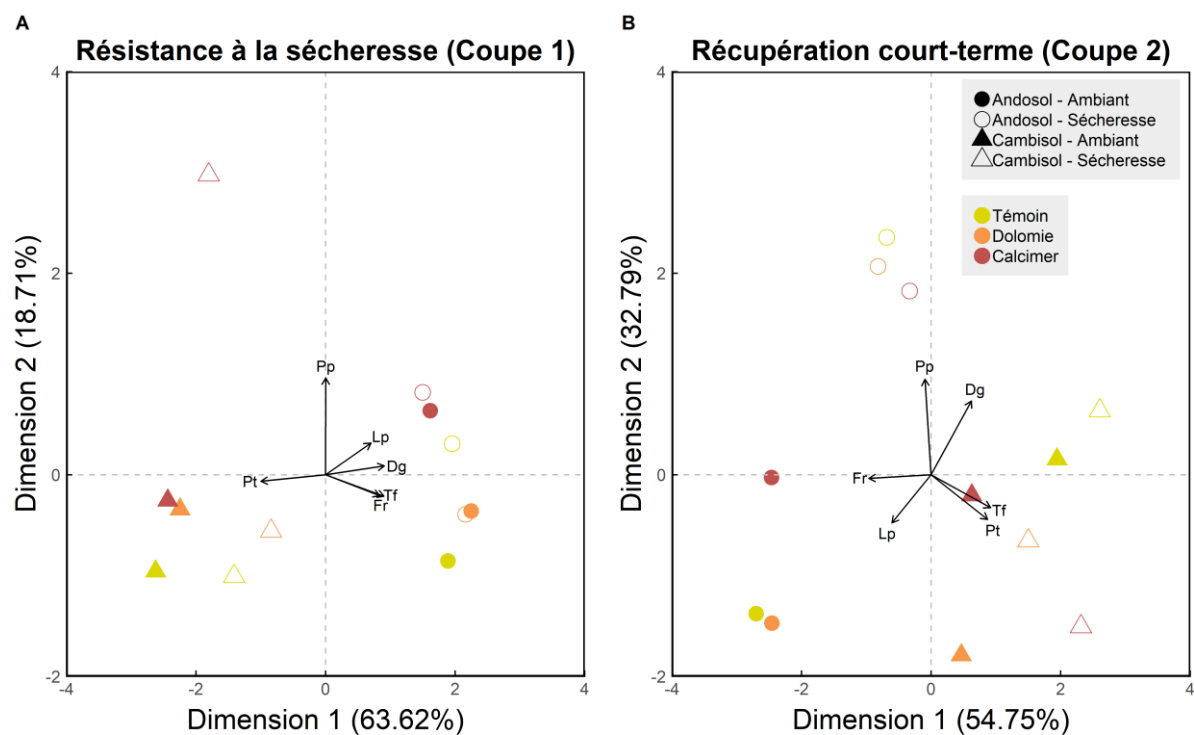


Figure 4.8. Effets des traitements de chaulage, de la sécheresse printanière et du type de sol sur les communautés végétales mis en évidence par analyse en composante principale (ACP) sur la première (A) et la seconde coupe (B). Les ACP ont été réalisées sur les moyennes des abondances relatives des espèces suivantes : *Lolium perenne* (Lp), *Dactylis glomerata* (Dg), *Poa pratensis* (Pp), *Festuca rubra* (Fr), *Poa trivialis* (Pt) et *Trisetum flavescens* (Tf).

L'analyse de la biomasse des espèces a mis en évidence un effet significatif du chaulage sur le Cambisol lors de la 1^{ère} coupe, où le Calcimer a eu un effet positif sur les biomasses indépendamment de l'identité de l'espèce ou du statut hydrique (+25% en moyenne ; Tableau 4.5 et test de Tukey $p=0.02$; Fig.4.9). L'analyse de la biomasse des espèces a également mis en évidence un effet de la sécheresse au sein de chaque type de sol et pour chaque coupe, l'impact de la sécheresse variant

cependant en fonction de l'identité de l'espèce (interaction sécheresse x identité des espèces, Tableau 4.5, Fig.4.10).

Au sein de l'Andosol et lors de la 1^{ère} coupe, seul *Poa pratensis* n'a pas été sensible à la sécheresse. Pour les 5 autres espèces, elles ont été moins productives en « Sécheresse » qu'en « Ambiant » (-38% en général quelle que soit l'espèce, Fig.4.10). Toujours au sein de l'Andosol et lors de la 2^{ème} coupe, les espèces *Festuca rubra*, *Lolium perenne* et *Poa trivialis* n'ont pas été affectées par la sécheresse lors de la récupération court-terme alors que *Dactylis glomerata*, *Poa pratensis* et *Trisetum flavescens* ont été plus productives dans les traitements « Sécheresse » qu'en « Ambiant » (+68% en moyenne pour ces trois espèces, Fig.4.10). Quel que soit le statut hydrique, les espèces les plus productives ont été *Festuca rubra* et *Dactylis glomerata* puis *Lolium perenne* et *Trisetum flavescens* ; les moins productives ont été les deux *Poa*, *pratensis* et *trivialis* (Fig.4.10).

Au sein du Cambisol et lors de la 1^{ère} Coupe, les espèces *Lolium perenne*, *Poa pratensis* et *Trisetum flavescens* n'ont pas été affectées par la sécheresse printanière. À l'inverse *Dactylis glomerata*, *Festuca rubra* et *Poa trivialis* ont été moins productives avec la sécheresse (-40% en moyenne, Fig.4.10). Lors de la 2^{ème} coupe, les espèces *Poa trivialis*, *Poa pratensis* et *Trisetum flavescens* n'ont pas été affectées par la sécheresse lors de la récupération court-terme. À l'inverse, *Lolium perenne* et *Dactylis glomerata* ont été plus productives au sein du Cambisol à la suite de la sécheresse qu'en « Ambiant » (+43% en moyenne, Fig.4.10). En revanche, *Festuca rubra* a été moins productive en traitement « Sécheresse » qu'en « Ambiant » à la 2^{ème} coupe (-23% en moyenne, Fig.4.10).

Tableau 4.5. Effets des traitements de chaulage, de la sécheresse printanière et de l'identité des espèces sur la production de biomasse lors des deux coupes et sur les deux types de sol étudiés.

Facteur fixe	df num	Andosol		Cambisol	
		Coupe 1	Coupe 2	Coupe 1	Coupe 2
Statut	1	***	***	***	**
Espèces	5	***	***	***	***
Traitement	2	ns	ns	*	ns
Statut x Espèces	5	***	***	*	***
Statut x Traitement	2	ns	ns	ns	ns
Espèces x Traitement	10	ns	ns	ns	ns
Statut x Espèces x Traitement	10	ns	ns	ns	ns
Résidus		144	143	144	142

*P<0.05, **P<0.01, ***P<0.001. ns : non significatif.

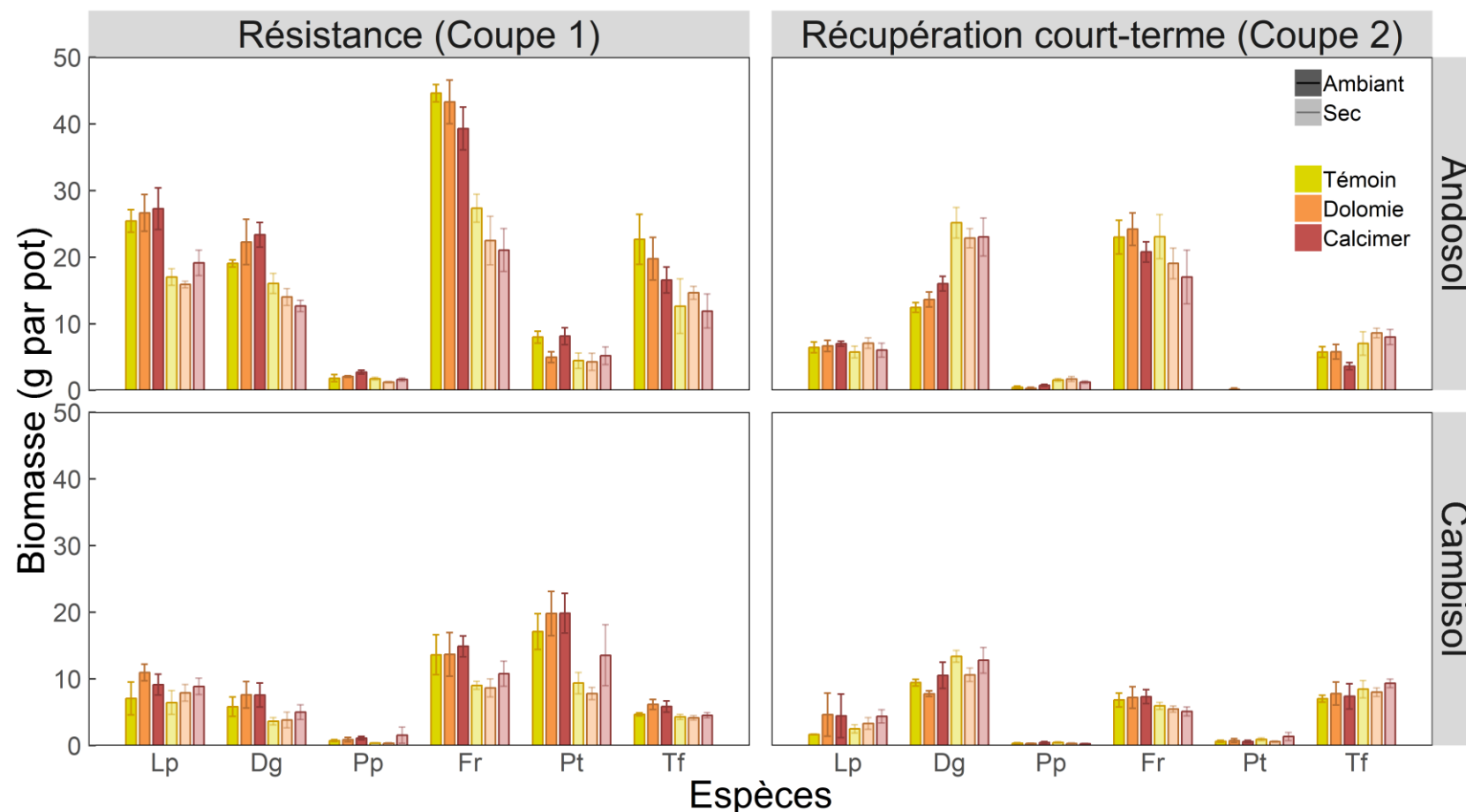


Figure 4.9. **Effets des traitements de chaulage et de sécheresse sur la production de biomasse de chaque espèce à chaque coupe et pour les deux sols étudiés.** Les espèces sont placées sur l'axe des abscisses suivant leur stratégie d'exploitation des ressources : *Lolium perenne* (Lp), *Dactylis glomerata* (Dg), *Poa pratensis* (Pp) sont relativement exploitatrices alors que *Festuca rubra* (Fr), *Poa trivialis* (Pt) et *Trisetum flavescens* (Tf) sont plutôt conservatrices. Les moyennes et les erreurs standards des biomasses par espèce ont été représentées (n=5).

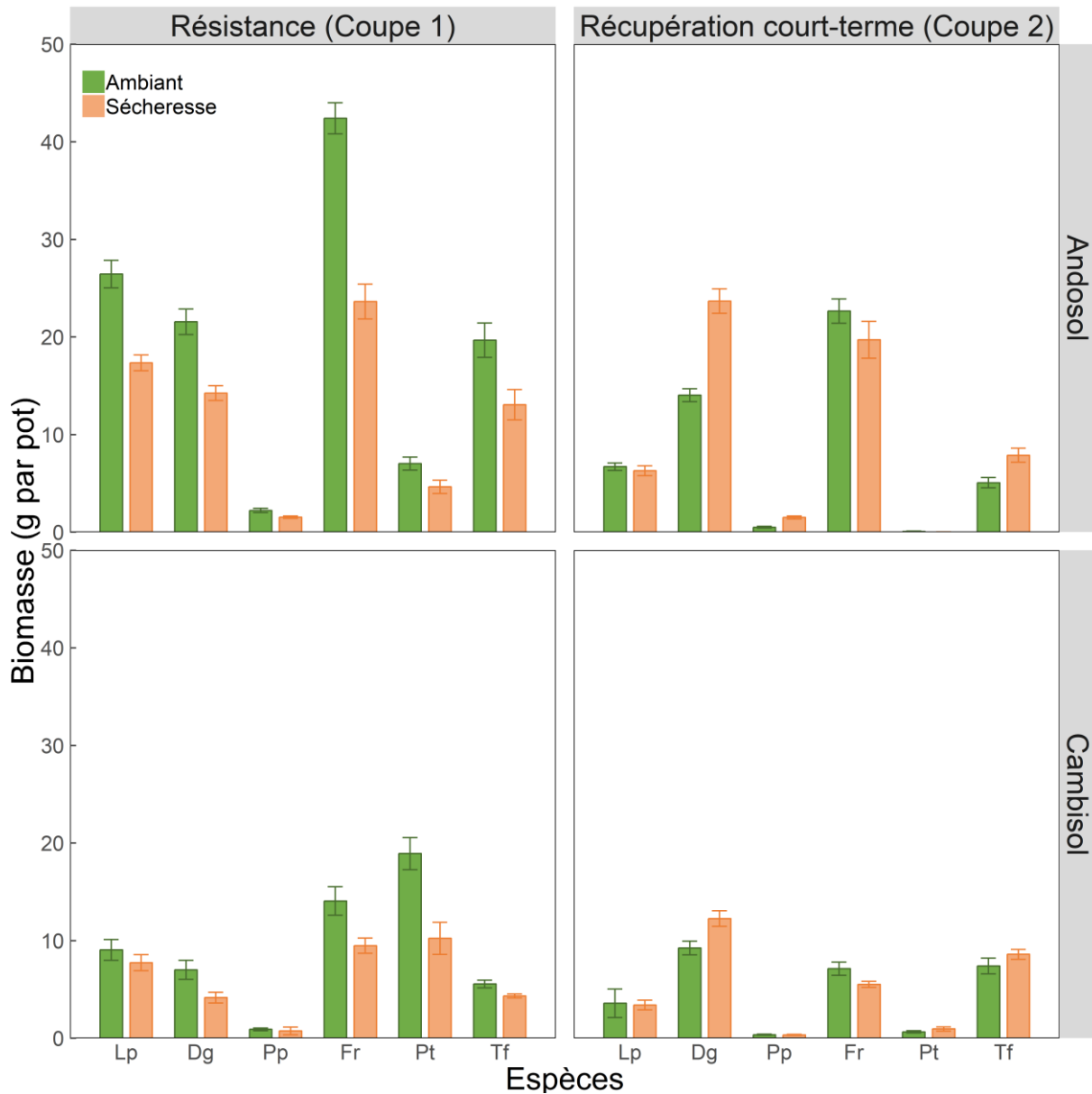


Figure 4.10. Effets de la sécheresse printanière et de l'identité de l'espèce sur la production de biomasse à chaque coupe et pour chaque type de sol. Les espèces sont placées sur l'axe des abscisses suivant leur stratégie d'exploitation des ressources : *Lolium perenne* (Lp), *Dactylis glomerata* (Dg), *Poa pratensis* (Pp) sont relativement exploitatrices alors que *Festuca rubra* (Fr), *Poa trivialis* (Pt) et *Trisetum flavescens* (Tf) sont plutôt conservatrices. Les moyennes et les erreurs standards des biomasses par espèce ont été représentées (n=5).

Effets du chaulage et de la sécheresse sur la disponibilité de l'azote

L'azote minéral mesuré dans le sol suite à la sécheresse n'a pas été affecté par les traitements de chaulage sur l'Andosol comme sur le Cambisol (Fig.4.11A). Toutefois, le traitement Calcimer semble avoir eu tendance à augmenter l'azote minéral au sein du Cambisol. Sur le Cambisol, le bloc « Sécheresse » a présenté des valeurs d'azote minéral plus élevées que le bloc « Ambient » (+88% ;

Statut : $F_{1,22}=120$, $p<0.001$, Fig.4.11A). En revanche, la sécheresse n'a pas impacté l'azote minéral sur l'Andosol. Aucune interaction entre les traitements de chaulage et de statut hydrique n'a été mise en évidence quel que soit le type de sol (données non présentées).

Le NO_3^- disponible pour les plantes (mesuré par les résines échangeuses d'ions) a été affecté par les traitements de chaulage et de sécheresse sur l'Andosol (Statut x Traitement : $F_{2,24}=3.95$, $p<0.05$, Fig.4.11B). En général, le bloc « Sécheresse » a présenté des valeurs plus élevées en nitrates (Statut : $F_{1,24}=77.2$, $p<0.05$; test de Tukey Statut, $p<0.001$, au sein de chaque traitement de chaulage). L'ampleur de la différence n'a pas été la même suivant les traitements de chaulage et notamment entre le Témoin – où le NO_3^- a été 13.2 fois plus élevé en « Sécheresse » – et la Dolomie où le NO_3^- a été 3.7 fois plus élevé en « Sécheresse ». À l'inverse, l'azote disponible n'a pas été impacté par les traitements de chaulage et de sécheresse sur le Cambisol, seuls ou en interaction (Fig.4.11B).

Effets du chaulage et de la sécheresse sur la biomasse microbienne

Le chaulage n'a pas impacté la biomasse microbienne mesurée à la fin de l'expérimentation, et ce pour les deux types de sol étudiés. À l'inverse, la sécheresse printanière a affecté la biomasse microbienne : elle a eu un effet négatif sur l'Andosol (-16% ; Statut : $F_{1,24}=46.7$, $p<0.001$; Fig.4.12A) et positif sur le Cambisol (+12%, $F_{1,24}=8.85$, $p<0.01$; Fig.4.12A). Aucune interaction entre les traitements de chaulage et de sécheresse n'a été mise en évidence.

Le chaulage, sous forme de Calcimer, a diminué le ratio C/N de la biomasse microbienne, seulement sur l'Andosol (-8.8% en moyenne ; Traitement : $F_{2,24}=6.13$, $p<0.01$ et test de Tukey $p<0.001$; Fig.4.12B). Sur le Cambisol, les traitements de chaulage n'ont pas eu d'effet. En revanche, le Statut hydrique a impacté le ratio C/N pour les deux types de sol (Andosol : $F_{1,24}=7.99$, $p<0.01$; Cambisol : $F_{1,24}=64.2$, $p<0.001$). Ainsi, la sécheresse printanière a augmenté le ratio C/N de 6% sur l'Andosol et de 24% sur le Cambisol (Fig.4.12B). Aucune interaction entre les traitements de chaulage et de sécheresse n'a été mise en évidence sur le ratio C/N de la biomasse microbienne.

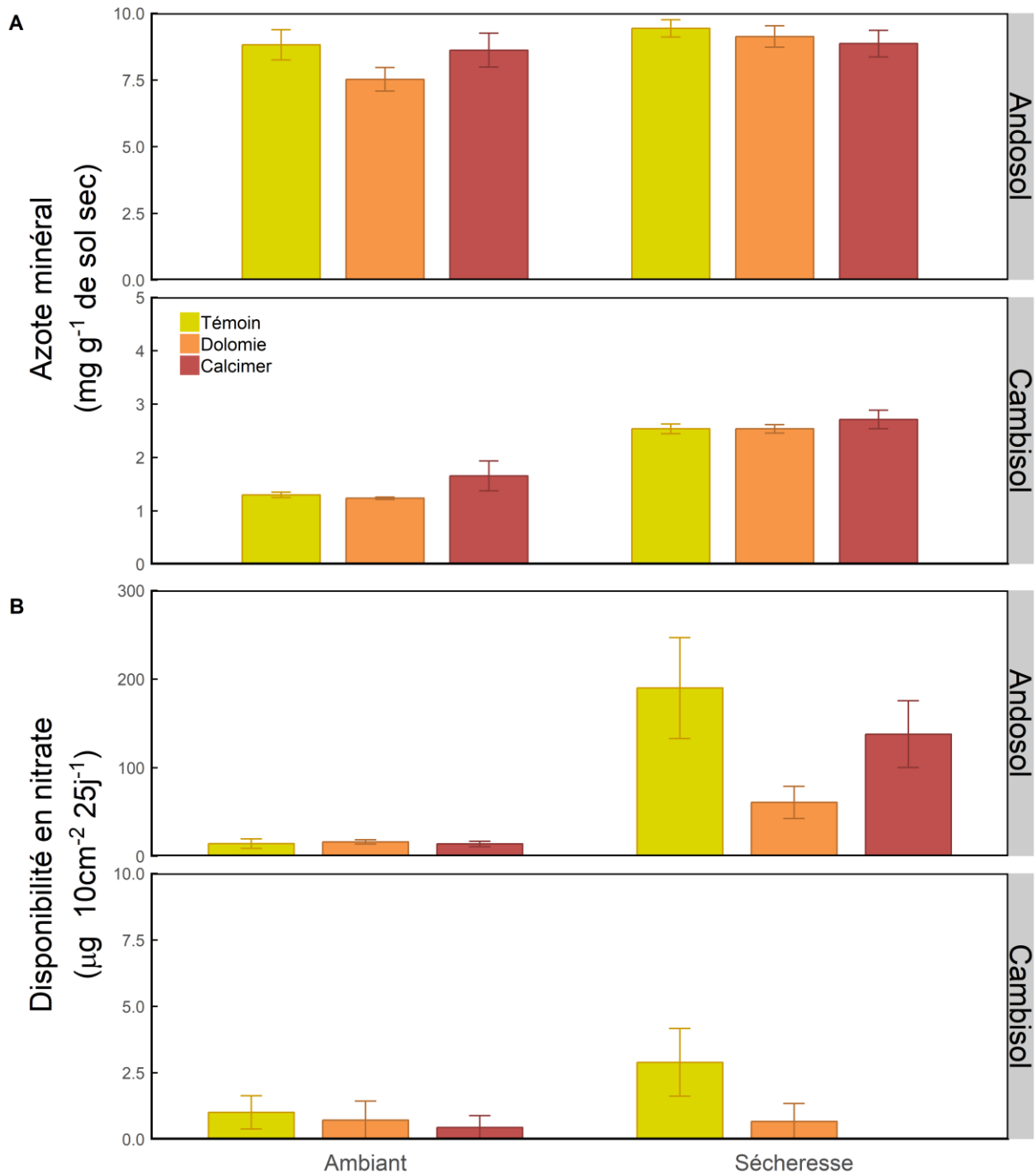


Figure 4.11. Effets des traitements de chaulage et de sécheresse sur l'azote du sol suite à la période de sécheresse printanière. Les moyennes et les erreurs standards ont été représentées pour **A)** l'azote minéral présent dans le sol et **B)** la disponibilité en nitrates estimée à l'aide des résines échangeuses d'ions (n=5).

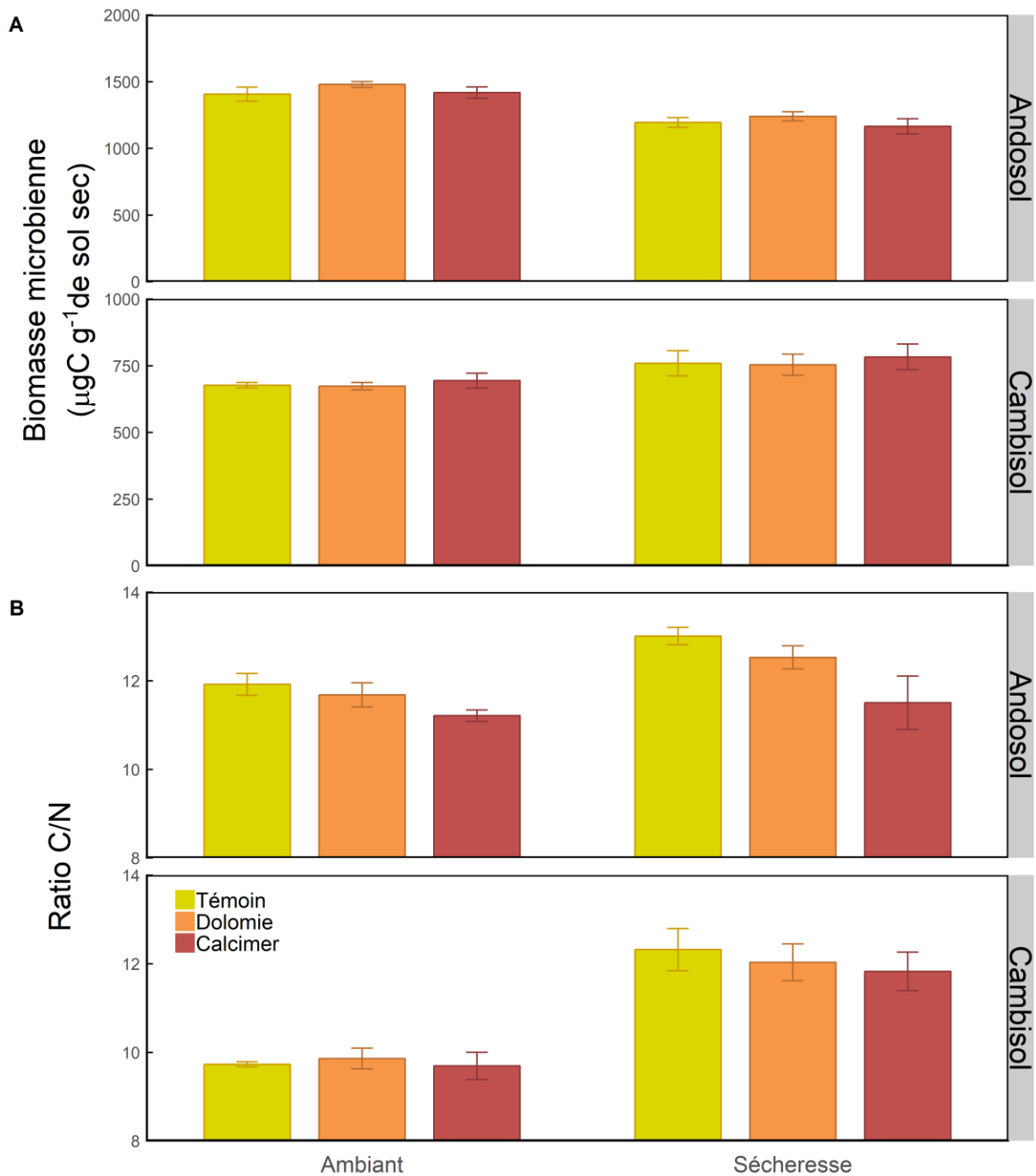


Figure 4.12. Effets des traitements de chaulage et de sécheresse sur la biomasse microbienne en fin d'expérimentation. Les moyennes et les erreurs standards ont été représentées pour **A)** le carbone de la biomasse microbienne et **B)** le ratio C/N de la communauté microbienne.

4.2.3 Discussion

L'étude des interactions entre pratiques agricoles et évènements extrêmes tel que la sécheresse est cruciale pour la compréhension des processus impliqués et l'élaboration de recommandations visant à la mise en place d'une gestion durable de la fertilité des agroécosystèmes. Pour contribuer à répondre à ce besoin, nous avons conçu une manipulation en conditions semi-contrôlées (mésocosmes prairiaux) permettant d'évaluer l'interaction entre chaulage et sécheresse printanière. Lors d'une sécheresse, la végétation des sols chaulés pourrait bénéficier d'une plus grande rétention d'eau et d'une plus grande disponibilité des nutriments (Kunhikrishnan *et al.* 2016), grâce à l'amélioration de la structure du sol induite par le chaulage. C'est sur ces observations que nous avons basé notre première hypothèse, à savoir que (i) le **chaulage augmente la résistance** de la biomasse végétale face à une sécheresse forte (minimise la perte de production) **et facilite la récupération** après la réhumidification (augmente la production après la fin de la sécheresse). Nos observations **invalident cette première hypothèse** puisque le chaulage n'a pas minimisé la perte de production suite à la sécheresse, ni augmenté la production post-sécheresse.

Dans cette étude, les témoins non chaulés qui ont subi la sécheresse ont bien montré une diminution de la production durant la sécheresse, puis une augmentation de la production lors de la récupération (comparé au traitement sans sécheresse). Ce phénomène de surcompensation est décrit dans la littérature et peut être lié à un changement d'état phénologique chez les graminées (plus de croissance végétative que reproductive suite à une sécheresse, Mirzaei *et al.* 2008), ainsi qu'à une plus forte disponibilité d'azote dans le sol suite à la réhumidification (Stampfli *et al.* 2018). Bien que le chaulage n'ait pas montré d'interaction significative avec la sécheresse sur la production de biomasse, le calcul des indices de réponses à la sécheresse suggère que les sols traités avec la Dolomie ont vu leur production diminuer davantage que les témoins (non chaulés avec sécheresse) durant la sécheresse et ont connu une surcompensation inférieure au témoin, voire inexistante sur le Cambisol. Ceci pourrait s'expliquer en partie par la disponibilité d'azote observée et en tendance réduite par la Dolomie à la fin de la sécheresse. À l'inverse, le chaulage avec le Calcimer a eu tendance à réduire la variabilité de la réponse à la sécheresse par rapport au traitement non chaulé. Un dispositif analytique avec un plus grand nombre de répétitions (plus de puissance statistique) et de types de prairies (type de sol, communauté végétale) semble nécessaire pour vérifier si les différents produits de chaulage engendrent véritablement des différences dans les réponses de la biomasse à la sécheresse.

En seconde hypothèse nous avons fait le postulat que **le chaulage modifie les impacts de la sécheresse sur la structure de la communauté végétale**. Cette idée repose sur une modification dans la hiérarchie compétitrice entre espèces à différentes stratégies d'utilisation des ressources suite aux modifications des conditions environnementales (Brooker 2006). **L'hypothèse (ii) n'est pas validée** car aucune interaction entre chaulage et sécheresse n'a été observée à l'échelle des espèces. L'absence

d'interaction entre le chaulage et la sécheresse observée sur la biomasse à l'échelle du couvert végétale est donc cohérente avec les réponses des espèces. Toutefois, le chaulage a bien montré un impact à l'échelle des espèces. En effet, le traitement Calcimer a augmenté l'ensemble de la production des espèces lors de la 1^{ère} coupe sur le Cambisol, en traitement « Sécheresse » comme « Ambient ». Cet effet reflète la tendance à l'augmentation de biomasse avec le Calcimer aperçu à l'échelle du couvert mais non significative. L'impact du chaulage se retrouve sur les indices de diversité. L'équitabilité a eu tendance à être plus élevée avec le Calcimer sur le Cambisol comparée aux autres traitements. Les traitements avec la Dolomie ont montré une tendance similaire sur l'équitabilité. La différence d'action entre ces deux produits pourrait s'expliquer par des vitesses de dissolution et d'action différentes à moyen-terme, conséquences des propriétés intrinsèques des deux produits (finesse, éléments traces, forme de cristallisation des carbonates) (Adams & Barber 1984). Cette différence se retrouve d'ailleurs sur l'augmentation effective du pH (Fig S4.1).

Même si notre expérimentation n'a pas permis de valider les hypothèses que nous avons posées, elle a le mérite de documenter l'effet du chaulage et aussi d'une sécheresse printanière sur un couvert végétal modèle pour deux types de sol. Les deux types de sol ont présenté des réponses différentes à la sécheresse. L'Andosol a été plus productif que le Cambisol et a subi davantage la sécheresse en termes de perte de production de biomasse. Toutefois, la surcompensation a eu lieu seulement sur l'Andosol et pas sur le Cambisol qui était très certainement trop limité en azote. La variabilité de la réponse à la sécheresse (résistance et récupération) a ainsi été plus grande sur l'Andosol que sur le Cambisol, ce qui est cohérent avec l'idée que les espèces à croissance rapide en milieu productif sont moins résistantes mais plus résilientes à la sécheresse (Stampfli *et al.* 2018). La variabilité de la réponse s'explique par une différenciation des communautés végétales et une surcompensation importante de *Dactylis glomerata*, notamment lors de la seconde coupe sur l'Andosol. Dans ce travail, l'identité des espèces semble donc avoir plus de poids que la stratégie d'acquisition des ressources sur le développement du couvert végétal suivant le type de sol et suivant le traitement de sécheresse.

Globalement, le stress de la sécheresse a permis de maintenir un plus haut niveau d'équitabilité du couvert sur l'Andosol à court-terme (mis en évidence par l'indice de Pielou) – sans doute *via* une diminution de la compétition avec le stress (Bertness & Callaway 1994). L'étude du compartiment microbien en fin d'expérimentation met également en évidence un compromis de réponse face à la sécheresse. Alors que la surcompensation lors de la récupération a eu lieu pour la biomasse aérienne, la biomasse microbienne a été réduite sur l'Andosol. À l'inverse, l'absence de surcompensation sur le Cambisol est associée à une augmentation de la biomasse microbienne. Ce type de compromis a déjà pu être observé et proposé par Bloor & Bardgett (2012). Un nombre croissant d'études souligne l'importance des microorganismes du sol et celle des interactions entre les

communautés végétales et microbiennes dans les réponses à court-terme à la sécheresse (Karlowsky *et al.* 2018). De futures études sont nécessaires pour investiguer les conséquences à plus long-terme sur le fonctionnement des écosystèmes.

Cette expérimentation en mésocosmes apporte à notre connaissance une première exploration des effets du chaulage en interaction avec une sécheresse printanière et ce pour deux types de sols prairiaux. Bien que les réponses au chaulage ne soient pas très marquées, l'approche systémique utilisée souligne l'existence d'interactions potentielles au sein et entre les compartiments de l'écosystème prairial. De futures études sont nécessaires à une meilleure évaluation et compréhension de l'impact du chaulage sur les cycles biogéochimiques en interaction avec des variations du régime hydrique.

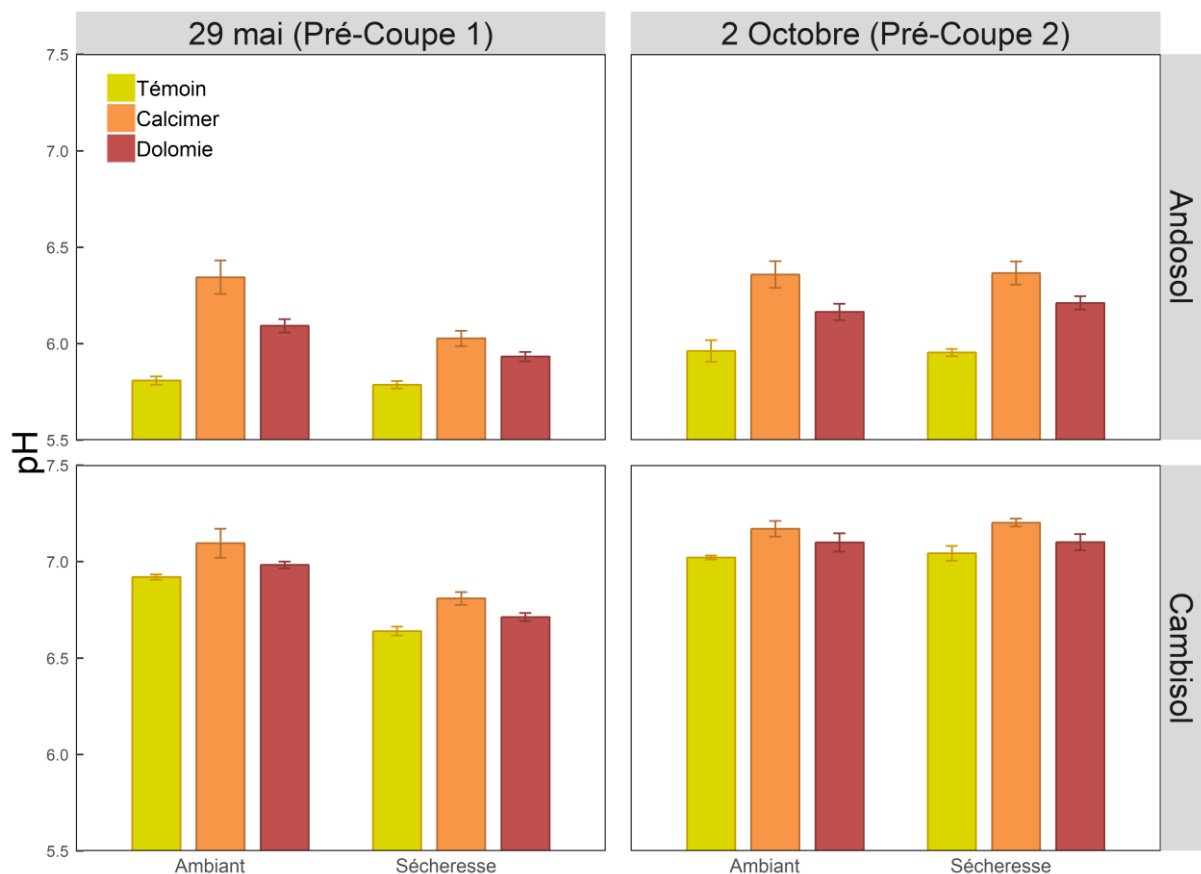


Figure S4.1. Effets des traitements de chaulage, de régime hydrique et du type de sol sur le statut acido-basique du sol. Les moyennes (\pm erreurs standards) des valeurs de pH sont présentées (n=5).

4.3. Contribution du chapitre

L'expérimentation en mésocosmes apporte à travers ces deux jeux de données des références sur l'impact du chaulage sur le cycle de l'azote et son interaction possible avec la sécheresse à l'échelle de la communauté et à l'échelle de l'espèce. Le jeu de données 4.1 documente plus généralement la respiration de l'écosystème et les flux de N_2O pour deux types de sol dans des conditions standardisées de température, d'humidité et de végétation. Le deuxième jeu de données (4.2) a permis d'explorer l'effet d'une sécheresse sur un couvert végétal modèle établi sur deux types de sol dans les mêmes conditions météorologiques.

Alors que dans le premier volet le chaulage n'avait pas impacté significativement le couvert végétal, un effet marginal a tout de même été observé à une échelle plus fine : sur une coupe et à l'échelle des espèces. Cet effet est également cohérent avec les tendances observées à l'échelle du couvert et dans les compartiments souterrains. Toutefois, l'effet du Calcimer sur la respiration de l'écosystème n'a pas été celui envisagé. De même, les effets du chaulage sur la réponse à la sécheresse ont été contraires à ceux attendus. Cette expérimentation soulève la question de l'évaluation de l'efficacité des amendements minéraux basiques : à quel pas de temps et sur quelle variable ? L'expérimentation renforce également l'idée qu'il est nécessaire de mener les études – que ce soit sur le chaulage ou la sécheresse – en prenant en compte les facteurs pouvant moduler les effets observés tels que le type de sol et/ou, pour le chaulage, le type de produit.

Tableau 4.6. **Synthèse des variables étudiées en section [4.1] des hypothèses qui avait été émises et des résultats obtenus.** *En italique et grisé sont présentés les hypothèses concernant les variables explicatives des effets.*

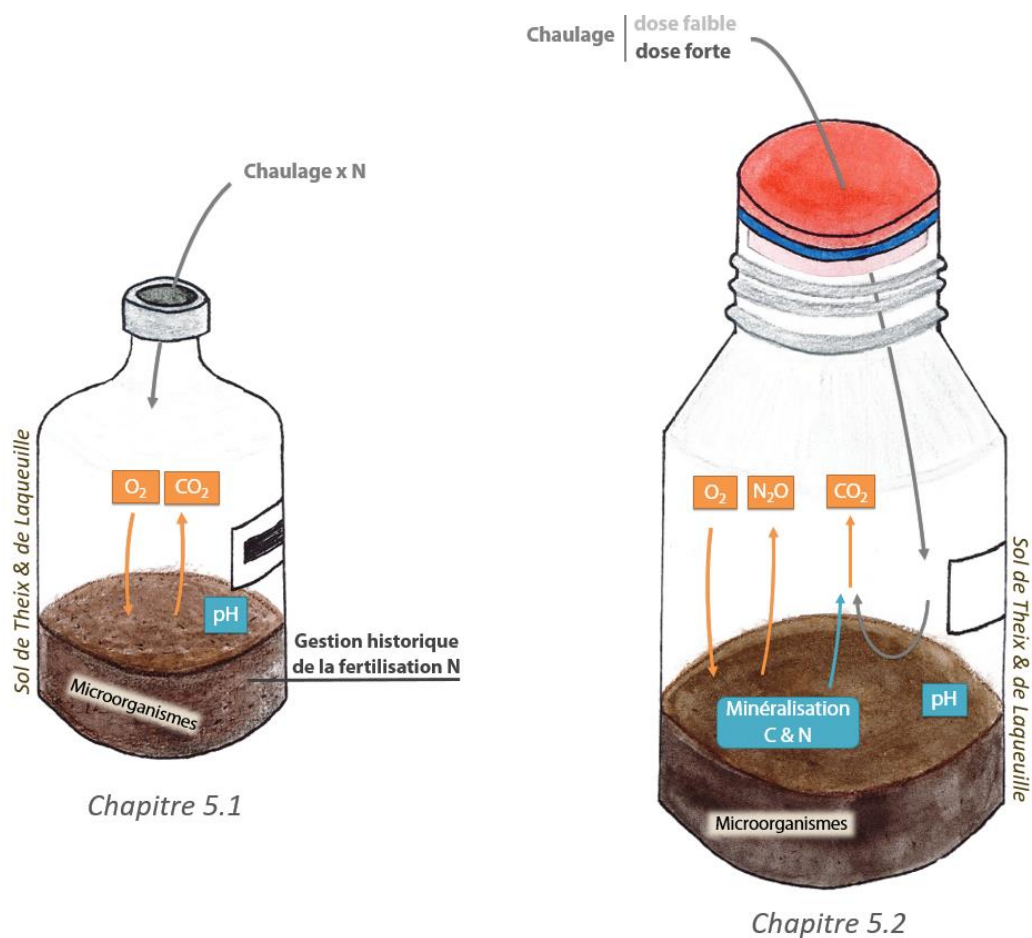
Contexte	Variable	Hypothèse	Résultat	
4.1				
Mésocosmes en conditions semi-contrôlées Chaulage = Calcimer (2.5 t/ha) et Dolomie (1.77 t/ha) équivalent en terme de Ca(Mg)O apporté Sol = Andosol & Cambisol	Biomasse aérienne	Production de fourrage	↗ avec chaulage (i) impact du chaulage modifié par le type de sol (iii)	∅ effet du chaulage ∅ interaction
		Qualité du fourrage (C/N)	↗ avec chaulage (i)	∅ effet du chaulage
		NUE	↗ avec chaulage (i)	∅ effet du chaulage
	Émissions de GES	CO ₂ = Respiration écosystème	↗ avec chaulage (ii) impact du chaulage modifié par le type de sol (iii)	↘ avec chaulage ∅ interaction
		N ₂ O	↘ avec chaulage (ii) impact du chaulage modifié par le type de sol (iii)	∅ effet du chaulage ∅ interaction
	pH		↗ avec chaulage (i) <i>impact du chaulage modifié par le type de sol (iii)</i>	↗ avec chaulage <i>↗ avec chaulage supérieur pour l'Andosol</i>
	Disponibilité en azote		↗ avec chaulage (i)	∅ effet du chaulage
	Azote minéral du sol		↗ avec chaulage (i)	∅ effet du chaulage
	Biomasse microbienne	Biomasse	↗ avec chaulage (i)	∅ effet du chaulage
		C/N	↘ avec chaulage (i)	∅ effet du chaulage

Tableau 4.7. **Synthèse des variables étudiées en section [4.2] des hypothèses qui avait été émises et des résultats obtenus.** *En italique et grisé sont présentés les hypothèses concernant les variables explicatives des effets.*

Contexte	Variable	Hypothèse	Résultat	
4.2				
Mésocosmes en conditions semi-contrôlées Chaulage = Calcimer (2.5 t/ha) et Dolomie (1.77 t/ha) équivalent en terme de Ca(Mg)O apporté Sol = Andosol & Cambisol	Biomasse aérienne	Production biomasse	<i>↗ avec chaulage</i>	<i>∅ effet du chaulage</i>
		Résistance à la sécheresse	<i>↗ avec chaulage (i)</i>	<i>↘ avec chaulage (Dolomie)</i>
		Récupération à la sécheresse	<i>↗ avec chaulage (i)</i>	<i>↘ avec chaulage (Dolomie)</i>
	Indices de diversité	Shannon	interaction sécheresse et chaulage (ii)	<i>∅ effet du chaulage et interaction</i>
		Pielou	interaction sécheresse et chaulage (ii)	<i>∅ effet du chaulage et interaction</i>
	Espèces	Abondances	interaction sécheresse et chaulage (ii)	<i>∅ effet du chaulage et interaction</i>
		Biomasse	interaction sécheresse et chaulage (ii)	<i>↗ avec chaulage (Calcimer) sur Cambisol et Coupe 1</i> <i>∅ interaction</i>
	pH		<i>↗ avec chaulage (i)</i>	<i>↗ avec chaulage</i>
	Disponibilité en azote		<i>↗ avec chaulage (i)</i>	<i>∅ effet du chaulage</i>
	Azote minéral du sol		<i>↗ avec chaulage (i)</i>	<i>∅ effet du chaulage</i>
	Biomasse microbienne	Biomasse	<i>↗ avec chaulage (i)</i>	<i>∅ effet du chaulage</i>
		C/N	<i>↘ avec chaulage (i)</i>	<i>↘ avec chaulage (Calcimer) sur Andosol</i>



Chapitre 5. Microcosmes



Ce chapitre présente les résultats des deux expérimentations d'incubation de sols conduites au laboratoire. Ces résultats sont abordés à travers deux sous-chapitres :

5.1. Interactions entre chaulage et fertilisation azotée sur la minéralisation du C en sol prairial

5.2. Contribution à court-terme des amendements minéraux basiques aux émissions de gaz à effet de serre en sol prairial

Dans les Chapitre 3 et 4 nous avons principalement abordé les patrons de réponse au chaulage de l'écosystème prairial à court/moyen-terme, notamment sur les stocks de carbone en interaction avec la fertilisation azotée (3.1) et sur les émissions de gaz à effet de serre (4.1). Pour approfondir les mécanismes et processus sous-jacents à ces réponses nous avons choisi de réaliser des incubations en laboratoire. Cette approche court-terme permet d'analyser plus finement l'effet de l'application de chaulage sur les émissions de gaz à effet de serre *via* la réémission du carbone apporté sous forme de CO₂ et/ou *via* la stimulation de la décomposition de la matière organique du sol.

Deux expérimentations au laboratoire ont été menées durant ma thèse (voir le Chapitre 2, section 2.4 pour le détail des matériels et méthodes). La première expérimentation en microcosmes, réalisée à l'hiver 2017, a permis d'étudier **les interactions entre chaulage et fertilisation azotée sur la minéralisation du carbone en sol prairial** – [5.1]. Les résultats ont été valorisés à travers un article « short communication » publié dans *Applied Soil Ecology* en juin 2018 et dont je suis le premier auteur (Annexe 2). J'ai conçu cette première expérimentation avec Juliette Bloor et Pascal Carrère, en bénéficiant de l'expertise scientifique et technique de Sébastien Fontaine. L'expérimentation s'est appuyée sur des prélèvements de sols récoltés sur des réseaux de parcelles (SOERE-ACBB et projet AEOLE). Le chaulage a été apporté sous forme de **CaCO₃ avec un seul niveau de dosage**. J'ai réalisé avec l'aide de Sandrine Revaillet les mesures des concentrations de CO₂ et O₂ – 13 dates de mesures sur 3 mois – ainsi que les analyses de sol en fin d'expérimentation (pH, teneur en eau, biomasse microbienne). J'ai par la suite effectué l'ensemble des analyses statistiques et la rédaction de l'article sous la supervision de Juliette Bloor et Pascal Carrère.

La seconde expérimentation en microcosmes a été réalisée sur trois semaines durant l'hiver 2018, entre fin février et début mars. Cette étude s'est focalisée sur les **effets du chaulage sur les dynamiques d'émissions des gaz à effet de serre (CO₂ et N₂O) et la contribution relative des sources organiques (décomposition de la matière organique par la biomasse microbienne) et inorganiques (équilibre des carbonates) des émissions de CO₂ en sol prairial (Andosol et Cambisol)** – [5.2]. Le chaulage a été amené sous **deux formes d'amendements minéraux basiques (CaCO₃ et Calcimer) et à deux niveaux de dosage**. J'ai conçu et préparé l'expérimentation, sous la supervision de Juliette Bloor et Pascal Carrère, en collaboration avec Sandrine Revaillet qui a été en charge du bon déroulement de l'expérimentation, secondée par Alexandre Salcedo. J'ai participé à certaines mesures de concentration de gaz ainsi qu'aux récoltes intermédiaires et finales des sols et à leurs analyses au laboratoire (pH, biomasse microbienne, azote minérale, teneur en eau). Enfin, j'ai réalisé la vérification et l'analyse des données récoltées. Les résultats de la section 5.2 feront l'objet d'une valorisation sous la forme d'une publication scientifique.

5.1. Interactions entre chaulage et fertilisation azotée sur la minéralisation du carbone en sol prairial

La minéralisation du carbone organique du sol est un processus biogéochimique pouvant jouer un rôle important dans la régulation des concentrations atmosphériques de CO₂ à l'échelle du globe. Dans les agroécosystèmes, les pratiques de gestion modifient les propriétés biologiques et abiotiques des sols et peuvent ainsi impacter la dynamique de la matière organique du sol. Toutefois, les effets combinés de différentes pratiques agricoles sur la minéralisation du carbone restent flous. Améliorer notre compréhension des facteurs gouvernant la minéralisation du carbone dans les sols reste un enjeu important pour le développement de pratiques agricoles durables et l'élaboration de stratégies efficaces d'atténuation des émissions de gaz à effet de serre (GES) (Lal 2004; Fornara *et al.* 2011)

Le chaulage et la fertilisation azotée sont des pratiques courantes en agriculture visant à améliorer la productivité des plantes (Haynes & Naidu 1998). En prairies tempérées, l'objectif du chaulage est de remonter la valeur du pH des sols afin d'en limiter l'acidité. En augmentant l'efficacité d'utilisation des nutriments il est ainsi possible d'atteindre des conditions plus favorables à la croissance des plantes. De plus, l'augmentation du niveau de pH, induite par le chaulage, stimule généralement les activités microbiennes et peut augmenter la minéralisation (Curtin *et al.* 1998; Paradelo *et al.* 2015). Cependant, les émissions de CO₂ issu des carbonates conduisent à surestimer la minéralisation du carbone organique du sol (Bertrand *et al.* 2007; Biasi *et al.* 2008). À l'inverse, les apports d'azote diminuent en général la respiration du sol et la biomasse microbienne dans les sols de prairies (Ramirez *et al.* 2012; Geisseler *et al.* 2016). En pratique, les apports au champ de chaulage et de fertilisants azotés peuvent être combinés puisque la fertilisation, en particulier l'accumulation de NH₄⁺, acidifie les sols (Bolan & Hedley 2003). Ainsi, l'effet neutralisant des amendements minéraux basiques peut contrebalancer les effets induits par l'acidification de l'azote sur le pH et la biomasse microbienne (Kennedy *et al.* 2004). De plus, la gestion historique d'un site peut aussi influencer les effets nets des intrants sur la dynamique du carbone du sol par modification de la communauté microbienne du sol (Grayston *et al.* 2004; Tardy *et al.* 2015). Par exemple, les sites gérés de manière extensive sont généralement caractérisés par des ratios de biomasse champignons/bactérie plus importants et des vitesses de recyclage des nutriments plus faibles en comparaison des sites intensifs (Wardle *et al.* 2004; De Deyn *et al.* 2008). À notre connaissance, peu d'études se sont intéressées à l'interaction entre le chaulage et les intrants azotés sur la minéralisation du carbone, l'influence de l'intensité de gestion sur cette interaction restant également inconnue.

Nous nous focalisons ici sur l'étude des interactions entre chaulage, intrants azotés et intensité de gestion sur la minéralisation potentielle du sol à travers une expérimentation de trois mois en laboratoire. La manipulation en incubations permet de comparer les réponses de différents types de

sol en conditions contrôlées et standardisées (Zhou *et al.* 2012). Nous avons émis l'hypothèse (i) que l'ajout de chaulage augmente la consommation d'O₂ et les émissions de CO₂ *via* l'amélioration du statut acido-basique. Nous souhaitons également tester (ii) si la fertilisation azotée modifie les effets du chaulage sur le taux de minéralisation du carbone. Enfin, nous supposons (iii) que les effets des traitements de chaulage et/ou de fertilisation azotée sur la minéralisation du carbone peuvent être altérés par le niveau de gestion, notamment du fait des modifications dans les communautés et les activités microbiennes induites par l'intensification des pratiques (i.e. fertilisation avec l'azote minéral).

Pour tester ces hypothèses, des mesures des émissions de CO₂ et de la consommation de O₂ (proxy de la minéralisation) ont été effectuées à 13 dates durant les trois mois d'incubation. En fin d'expérimentation, le pH, la teneur en eau et la biomasse microbienne ont été mesurés sur les sols incubés. Des analyses initiales de texture, d'azote minéral, de carbone total et de la CEC ont été effectuées, en amont, sur les sols étudiés. Le détail du protocole a été présenté au Chapitre 2, section 2.4.1.

5.1.1. Étude préliminaire

Cette première expérimentation en microcosmes s'appuie sur des prélèvements de sol réalisés au sein de quatre sites de prairies de moyenne montagne du Massif central : Laqueuille, Blatière, Moine et Ardèche. Pour chacun des sites, nous avons identifié deux parcelles avec des niveaux de gestions contrastés (Extensif vs Intensif), formant ainsi un total de 8 sols expérimentaux. Les premières analyses ont montré que les sols ardéchois, pourtant prélevés sur des sites relativement proches, ne pouvaient pas être considérés comme issus d'un site commun, alors que nous souhaitions les apparier pour comparer l'effet de l'intensification des pratiques. En effet, les sols des deux parcelles, gérées intensivement ou extensivement, ne présentent pas les mêmes caractéristiques, notamment en terme de texture (points verts, Fig.5.1.). L'un des sols présente une texture de limon argileux fin alors que le sol de la seconde parcelle est de type limon argilo-sableux.

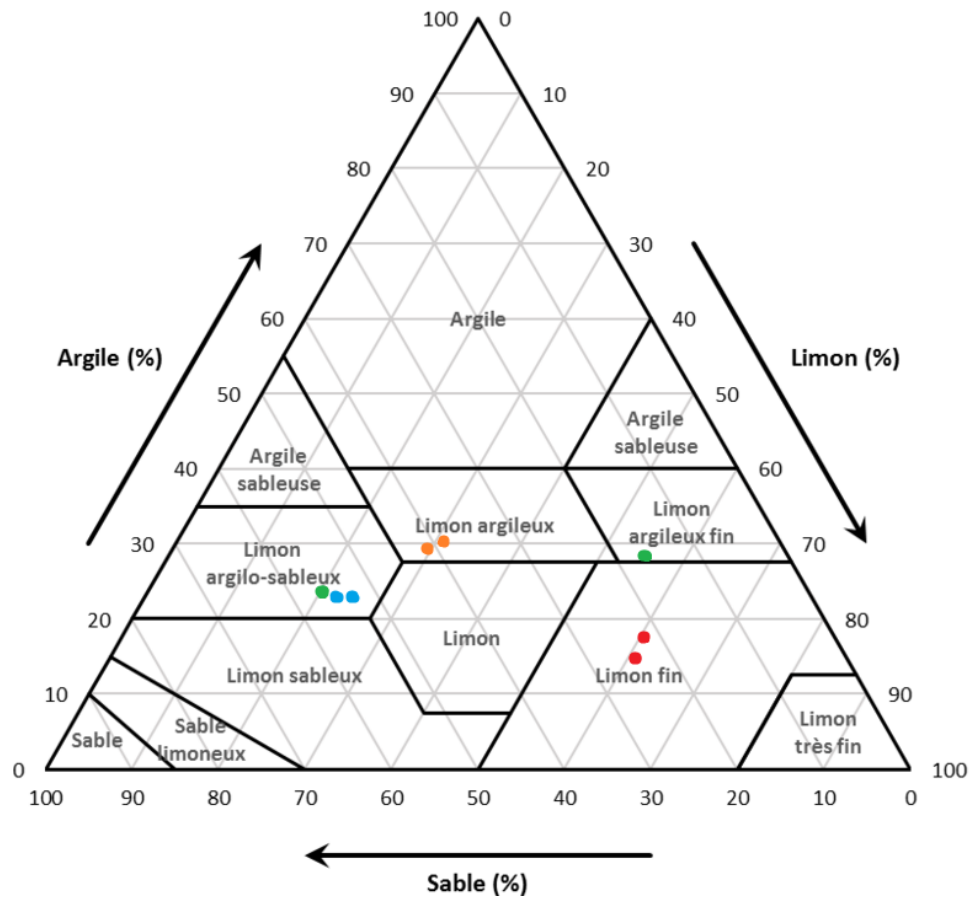


Figure 5.1. **Texture des sols expérimentaux étudiés.** Les points rouges, oranges, bleus et verts placés sur le triangle des textures représentent respectivement les sols des sites de Laqueuille, Moine, Blatière et les sols ardéchois. (Illustration du triangle des textures, source <https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Triangle-texture-sols.png>)

Pour la valorisation de ce jeu de données, le choix a donc été fait de réduire le nombre de sols expérimentaux à 6 afin d’avoir deux parcelles aux propriétés de sol similaires et des niveaux d’intensité de gestion contrastés au sein de chacun des 3 sites retenus (Tableau 5.1).

Tableau 5.1. **Gestion et propriétés des six sols prairiaux retenus** (basées sur des analyses réalisées avant l'expérimentation).

Site	Texture	Intensité de gestion	Code	Fertilisation azotée (kg N.ha ⁻¹)	Argile (%)	Limon (%)	Matière organique (%)	Carbone organique (g/kg sol sec)	Azote total (g/kg sol sec)	CEC Metson (Cmol ⁺ /kg sol sec)	Teneur en eau à -80kPa (%)
Laqueuille	Limon fin	Extensive	L.Ext	0	14.3	60.1	18.3	106.0	10.2	30.8	74.6
		Intensive	L.Int	210	17.4	61.1	20.3	118.0	11.5	32.6	85.6
Blatière	Limon argilo-sableux	Extensive	B.Ext	0	22.1	22.4	7.4	42.9	4.2	21.4	50.8
		Intensive	B.Int	240	22.2	24.7	6.9	40.0	3.9	20.5	55.5
Moine	Limon argileux	Extensive	M.Ext	0	29.2	28.0	9.0	51.8	5.2	27.0	46.1
		Intensive	M.Int	240	30.4	31.1	9.1	52.5	5.2	29.0	47.7

5.1.2. Analyses statistiques

La production cumulée de CO₂ et la consommation totale en O₂ après 84 jours d'incubation, ainsi que le pH et la biomasse microbienne ont été analysés en utilisant une analyse de variance (ANOVA) à trois facteurs pour tester les effets des traitements expérimentaux (chaulage et fertilisation azotée) et de la gestion historique des parcelles (CaCO₃, N et niveau de gestion historique en facteurs fixes, Site en tant que facteur aléatoire). Pour éviter les pseudo-répétitions, les analyses ont été réalisées sur les valeurs moyennes des quatre incubations répliquées par traitement et par sol (trois pour l'un des sols), donnant ainsi pour chacune des variables étudiées trois moyennes pour les huit combinaisons de traitements.

Lorsque les variables ont montré une réponse significative à l'ajout de CaCO₃, les indices de réponse au chaulage en absence et présence d'intrants azotés ont été calculés comme étant les rapports respectifs entre les valeurs des traitements CaCO₃ et la moyenne des témoins et des traitements CaCO₃-N et la moyenne du traitement N. Les réponses au chaulage ont ensuite été analysées en utilisant une analyse de variance à deux facteurs (N et le niveau de gestion historique en tant que facteurs fixes, Site en tant que facteur aléatoire). Les indices de réponses aux traitements standardisés ont été calculés de la façon suivante : CaCO₃/Témoin, N/Témoin et CaCO₃-N/Témoin pour les données de pH, de consommation totale d'O₂ et de biomasse microbienne.

Les analyses ont été réalisées en utilisant le logiciel R et les « packages » nlme et ggplot2 (R Core Team 2013) et les hypothèses sous-jacentes aux modèles statistiques utilisés ont été vérifiées.

5.1.3. Résultats

Émissions de CO₂ et consommation d'O₂

La production cumulée de CO₂ en fin d'incubation dans les traitements témoins a varié de 0.88 à 1.36g de C-CO₂ kg⁻¹ de sol sec sur l'ensemble des sols expérimentaux (Fig.5.2A). L'ajout de CaCO₃ a augmenté les émissions totales de CO₂, quels que soient les traitements de fertilisation azotée et de gestion historique (+29.5% en moyenne ; Fig.5.2A, Tableau 5.2). La consommation totale d'O₂ en fin d'incubation dans les traitements témoins a varié de 3.52 à 5.38g de O₂ kg⁻¹ de sol sec sur l'ensemble des sites expérimentaux (Fig.5.3A). Comme pour les émissions de CO₂, le chaulage a eu un effet positif sur la consommation totale d'O₂ et ce quels que soient les traitements de fertilisation azotée et de gestion historique (+10.3% en moyenne ; Fig.5.3A, Tableau 5.2). En général, les apports de N ont réduit à la fois les émissions totales de CO₂ (-10.6% en moyenne ; Fig.5.2A, Tableau 5.2) et la consommation totale d'O₂ (-6.5% en moyenne ; Fig.5.3A, Tableau 5.2). L'intensification de la gestion a eu également un effet négatif sur les émissions de CO₂ et la consommation d'O₂ cumulées en fin d'incubation (-11.2% pour le CO₂ et -12.3% pour l'O₂ en moyenne pour les sols en gestion intensive ; Fig.5.2A et 5.3A,

Tableau 5.2). Enfin, pour le CO₂ comme pour l'O₂, aucune interaction significative n'a été montrée entre les différents traitements (chaulage, fertilisation et gestion historique) (Tableau 5.2).

Les indices de réponse au chaulage calculés pour les émissions de CO₂ et la consommation d'O₂ ont montré une interaction significative entre la fertilisation azotée et le niveau de gestion historique (CO₂: F_{1,6} = 9.22, p < 0.05, O₂: F_{1,6} = 6.80, p < 0.05). Pour les sols gérés de manière extensive, l'augmentation induite par le chaulage des émissions cumulées de CO₂ et de la consommation totale d'O₂ a été plus importante lorsque le chaulage est combiné avec la fertilisation azotée (CO₂: +10% en moyenne, Fig.5.2B; O₂: +7% en moyenne, Fig.5.3B). En revanche, les indices de réponse au chaulage sur les émissions de CO₂ et la consommation d'O₂ n'ont pas présenté de différence avec ou sans apport de N pour les sols intensifs.

Propriétés des sols à la fin de la période d'incubation

Le chaulage a augmenté le pH du sol mesuré après 84 jours d'incubation pour l'ensemble des traitements de fertilisation azotée et de gestion historique (+0.7 unité de pH en moyenne, Tableau 5.2). À l'inverse, l'intensité de gestion a eu un effet négatif sur le pH du sol (-0.5 unité de pH en moyenne pour les sols intensifs, Tableau 5.2). Le statut acido-basique du sol n'a pas répondu au traitement de fertilisation azotée et aucune interaction entre les traitements n'a été montrée (Tableau 5.2). D'autre part, les indices de réponses au chaulage du pH n'ont pas été impactés, ni par l'azote, ni par le niveau de gestion (p > 0.05 dans les deux cas).

Le carbone de la biomasse microbienne a été impacté négativement par l'intensification de gestion (-23.4% pour les sols gérés de manière intensive comparé à ceux gérés de manière extensive) mais n'a pas été affecté par les traitements de chaulage et de fertilisation azotée (Tableau 5.2).

Les indices de réponse aux traitements calculés sur les données d'O₂ et les variables du sol après 84 jours d'incubation ont montré une différenciation entre les traitements et ce pour tous les sites expérimentaux (Fig.5.3). Le chaulage (seul ou combiné à l'azote) a induit des modifications positives du pH, du carbone de la biomasse microbienne et de la consommation d'O₂, alors que les apports d'azote seuls ont été associés à des modifications négatives de ces trois variables.

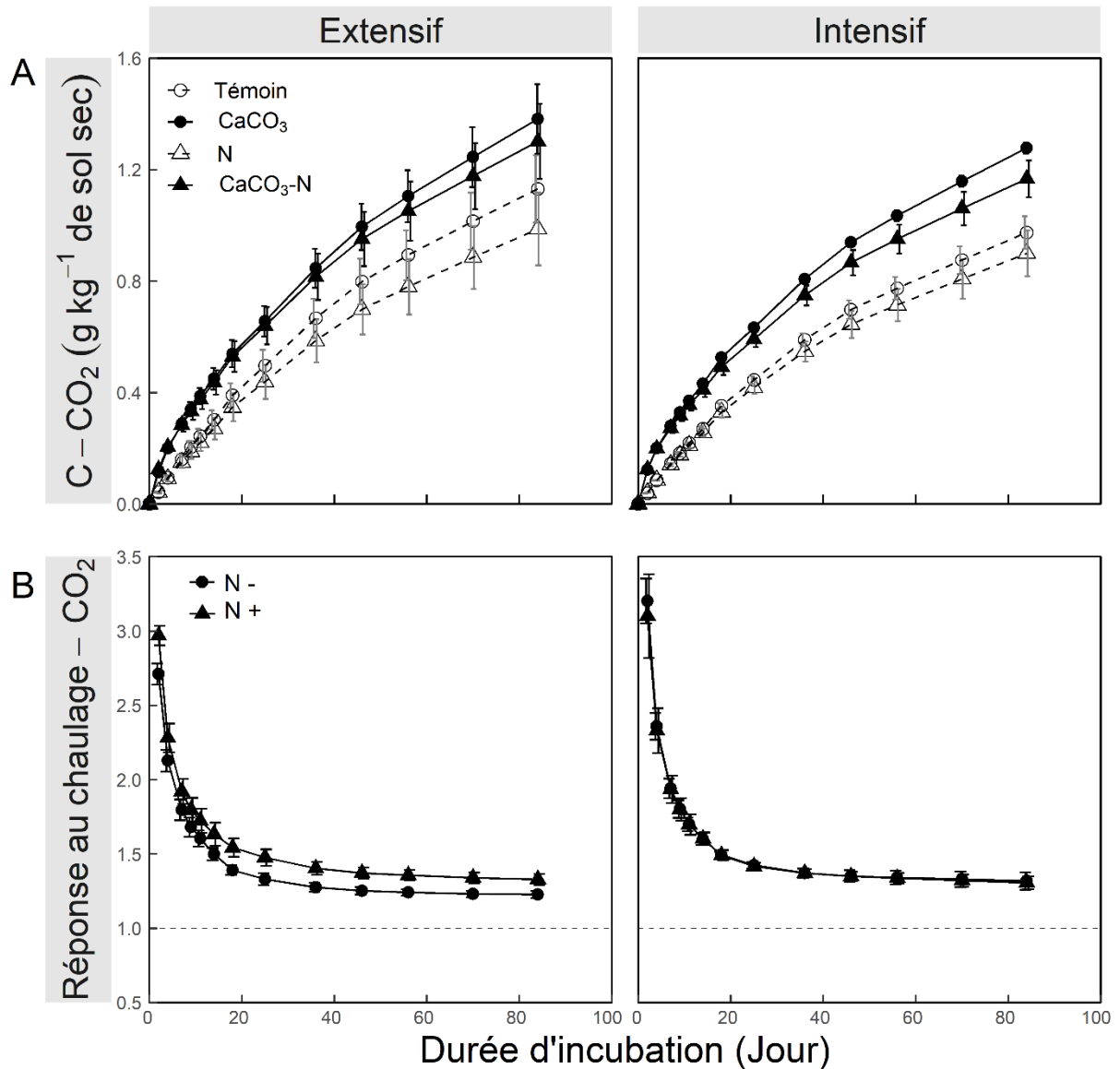


Figure 5.2. Effets des traitements combinés de chaulage et de fertilisation azotée sur les dynamiques (A) d'accumulation des émissions de CO₂ et (B) des indices de réponse au chaulage basés sur la production de CO₂ pour des sols soumis à des pratiques de gestion historique intensives ou extensives. Les ratios de réponse au chaulage sont présentés pour chaque sol, seul ou combiné avec des intrants azotés. Les données sont des moyennes et des erreurs standards (n = 3).

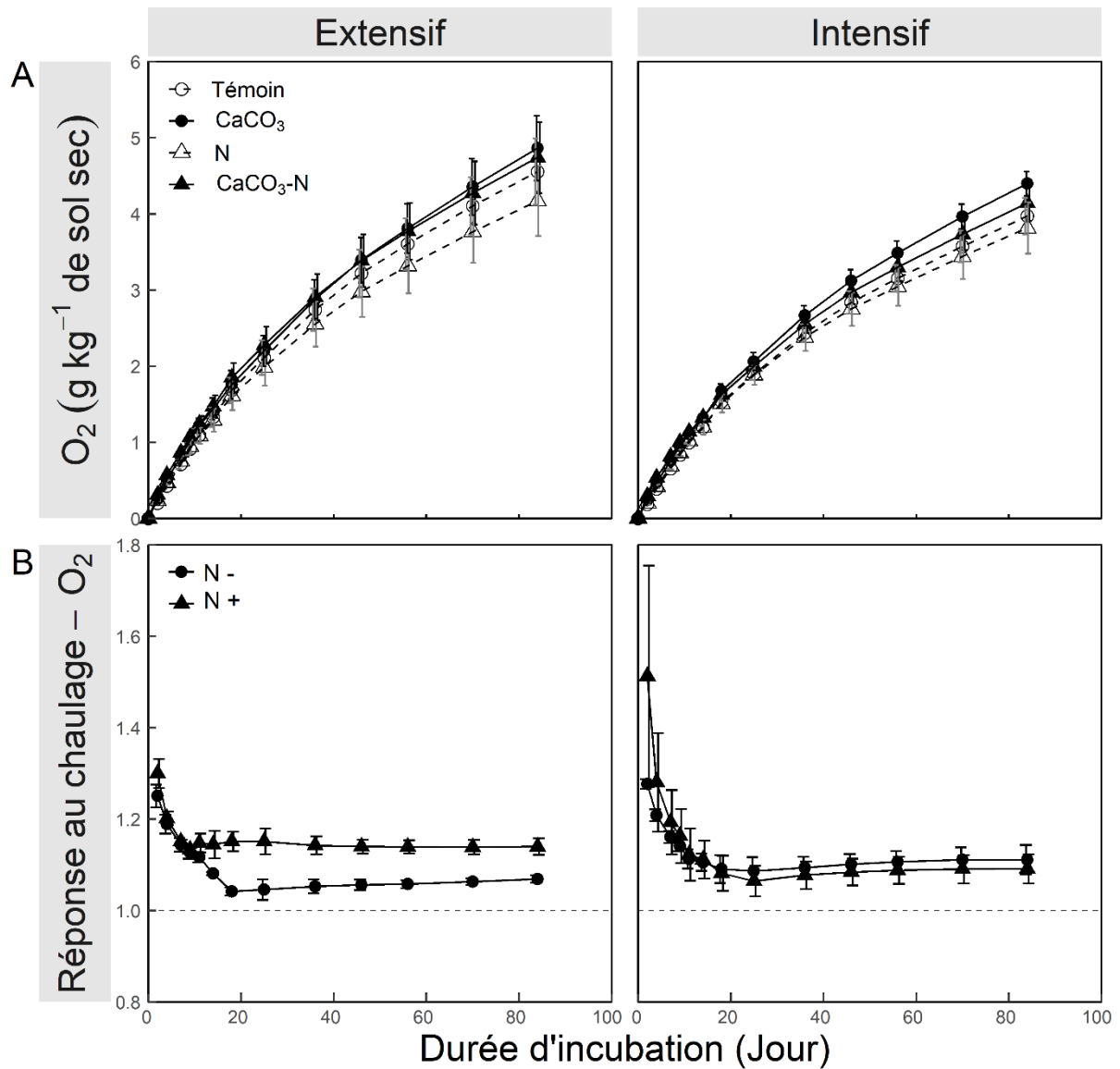


Figure 5.3. Effets des traitements combinés de chaulage et de fertilisation azotée sur les dynamiques (A) de la consommation totale d' O_2 et (B) des indices de réponse au chaulage basés sur la consommation d' O_2 pour des sols soumis à des pratiques de gestion historique intensives ou extensives. Les ratios de réponse au chaulage sont présentés pour chaque sol, seul ou combiné avec des intrants azotés. Les données sont des moyennes et des erreurs standards ($n = 3$).

Tableau 5.2. **Échanges gazeux cumulés et propriétés des sols dans les incubations témoins et amendées après 84 jours d'incubation.** Les données présentées sont les moyennes et les erreurs standards (SE, n = 3); les résultats des analyses statistiques associées (ANOVA à trois facteurs) testant les effets des différents traitements sur ces paramètres sont également présentés.

Gestion	Traitement	Production totale de CO ₂ (mg C-CO ₂ kg ⁻¹ de sol sec)	Consommation totale de O ₂ (mg O ₂ kg ⁻¹ de sol sec)	pH _{eau}	Biomasse microbienne (µg C g ⁻¹ de sol sec)
<i>Valeurs</i>		<i>Moyenne (± erreur standard)</i>			
Extensif	Témoin	1131 ± 120.6	4554 ± 435.9	5.34 ± 0.165	1676 ± 262.5
	CaCO ₃	1382 ± 125.3	4862 ± 427.8	6.01 ± 0.289	1831 ± 289.5
	N	987 ± 130.1	4171 ± 460.1	5.25 ± 0.156	1634 ± 258.5
	CaCO ₃ -N	1301 ± 135.1	4740 ± 466.9	5.97 ± 0.282	1845 ± 280.6
Intensif	Témoin	975 ± 58.2	3970 ± 239.0	4.81 ± 0.277	1342 ± 202.3
	CaCO ₃	1278 ± 19.5	4398 ± 159.8	5.49 ± 0.359	1518 ± 169.6
	N	899 ± 82.6	3814 ± 333.5	4.73 ± 0.273	1311 ± 193.2
	CaCO ₃ -N	1167 ± 65.7	4142 ± 235.5	5.42 ± 0.328	1491 ± 163.6
<i>Analyse statistique</i>	<i>df(num)</i>	<i>ANOVA à trois facteurs - df(den)=14 - Site en facteur aléatoire</i>			
CaCO ₃	1	***	***	***	ns
N	1	**	**	ns	ns
Gestion	1	**	***	***	**
CaCO ₃ x N	1	ns	ns	ns	ns
CaCO ₃ x Gestion	1	ns	ns	ns	ns
N x Gestion	1	ns	ns	ns	ns
CaCO ₃ x N x Gestion	1	ns	ns	ns	ns

***P<0.001, **P<0.01, ns = non significatif.

5.1.4. Discussion

Progresser dans la compréhension des interactions entre chaulage, intrants azotés et intensité de gestion sur la minéralisation potentielle du sol et son impact sur la croissance végétale constitue un enjeu important pour pouvoir proposer des adaptations des pratiques agricoles conciliant production de fourrage et réduction des impacts environnementaux négatifs (i.e. émissions de GES). L'expérimentation de trois mois que nous avons réalisé en laboratoire a permis, en accord avec notre **hypothèse (i), de mettre en évidence une augmentation, induite par le chaulage, de la consommation d'O₂ – proxy de la minéralisation du carbone**– et ce pour tous les sols étudiés. L'augmentation de la minéralisation du carbone coïncide avec l'augmentation du niveau de pH des sols. L'augmentation du pH peut modifier les activités microbiennes en augmentant la disponibilité des nutriments et l'efficacité d'utilisation du carbone par les microorganismes et/ou en altérant la structure de la communauté microbienne (Kennedy *et al.* 2004; Rousk *et al.* 2010; Grover *et al.* 2017). Nos résultats sont ainsi cohérents avec la régulation des processus microbiens par le pH (Curtin *et al.* 1998; Kemmitt *et al.* 2006) et suggèrent que le chaulage peut accélérer le taux de renouvellement de la matière organique du sol (Adams & Adams 1983; Paradelo *et al.* 2015).

Des études à plus large échelle ont montré que la fertilisation azotée réduit généralement la biomasse microbienne et la minéralisation du carbone *via* des modifications dans la structure des communautés microbiennes et les activités enzymatiques (Ramirez *et al.* 2012). En se basant sur des résultats précédents de l'apport combiné de N et de CaCO₃ sur la biomasse microbienne (Kennedy *et al.* 2004), nous nous attendions à ce que **les effets positifs du chaulage tamponnent, en partie ou totalement, les effets négatifs de l'azote sur la minéralisation du carbone**. Ce fut le cas pour l'ensemble des sites de notre étude (comme montré en Fig.5.4 avec les réponses standardisées aux traitements pour les différents sols). Toutefois, **les réponses au chaulage observées pour la minéralisation du carbone (consommation de O₂) dépendent à la fois des apports d'azote et de l'intensité de la gestion historique des sols**. Contrairement aux sites gérés de manière intensive, où les indices de réponses au chaulage ont été similaires en présence ou non d'intrants azotés, les indices de réponse au chaulage sur les sites extensifs ont été impactés par les apports d'azote. De plus, les réponses au chaulage de la consommation d'O₂ sur les sites gérés extensivement et en présence de fertilisation azotée ont été similaires à celles observées sur les sites intensifs.

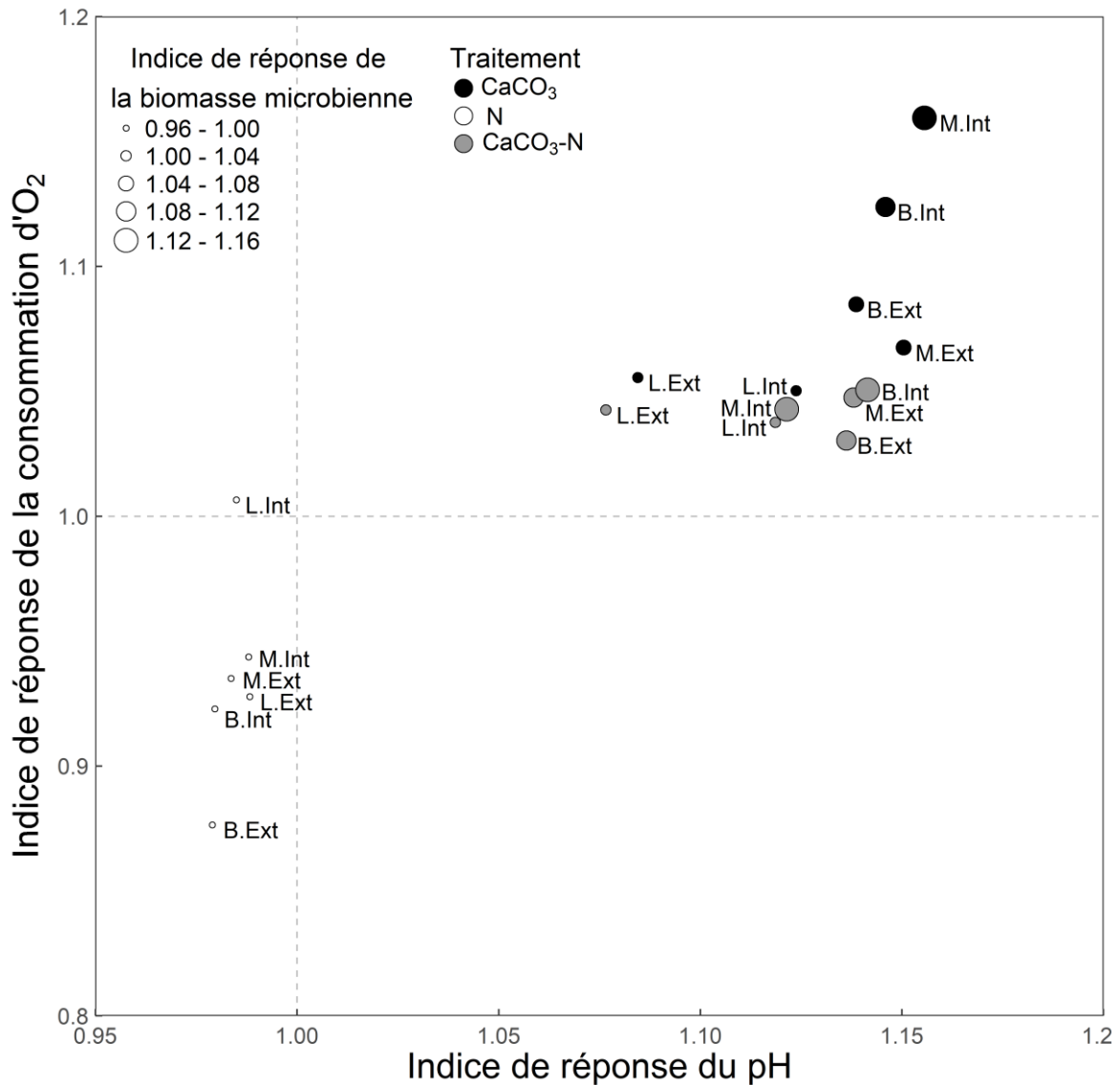


Figure 5.4. **Indice de réponse aux traitements pour la consommation totale de O₂, le pH du sol et le carbone de la biomasse microbienne après 84 jours d'incubation de sols prairiaux soumis à des pratiques de gestion historique extensives ou intensives.** Tous les indices de réponses ont été calculés par rapport aux témoins.

L'interaction entre la fertilisation azotée et l'intensité de gestion mise en évidence dans cette étude suggère une sensibilité au chaulage plus faible des sites extensifs en absence d'azote, due probablement à des différences d'abondances et de structure des communautés microbiennes. Les systèmes gérés de manière extensive présentent généralement des communautés microbiennes dominées par des champignons et des processus plus lents (Grayston *et al.* 2004; Grigulis *et al.* 2013). De plus, ces sols ont montré une grande résistance aux changements des conditions environnementales (Rousk *et al.* 2010; de Vries & Shade 2013). Il semble raisonnable de s'attendre à

ce que l'augmentation de pH, induite par le chaulage, favorise ainsi davantage les groupes de bactéries du sol sur nos sites extensifs (Rousk *et al.* 2009). Le passage à une communauté bactérienne à croissance rapide, plus à même de valoriser l'azote minéral, peut expliquer l'augmentation des échanges gazeux observée dans les traitements CaCO₃-N des sites extensifs. Dans les sites intensifs, l'absence de différences entre les indices de réponses doit refléter la présence de communautés dominées par des bactéries et déjà adaptées aux apports de N.

Dans l'ensemble, nos résultats suggèrent que les impacts de la gestion, actuelle et passée, sur la communauté microbienne du sol modulent l'ampleur de l'augmentation de la minéralisation du carbone due au chaulage. Comme attendu, **la réponse au chaulage de la production de CO₂ suit celle de la minéralisation du carbone** (consommation d'O₂), bien que l'ampleur des interactions soit généralement plus importante pour les émissions de CO₂. Ces observations soulignent la nécessité de prendre en compte les apports d'azote et le niveau de gestion historique pour évaluer les bénéfices induits par le chaulage (amélioration du pH, réduction des pertes en azote ; Holland *et al.* 2018) face à l'augmentation des émissions de CO₂, notamment dans le cadre de recommandations de pratiques agricoles (Goulding 2016; Kunhikrishnan *et al.* 2016). Les bilans de carbone considèrent actuellement l'augmentation des émissions de CO₂ liées au chaulage comme un facteur fixe, conduisant à des imprécisions dans les estimations du potentiel de réchauffement global dû aux pratiques agricoles (Fornara *et al.* 2011). La généralité de nos résultats doit être testée sur une plus large gamme de types de sol et de conditions climatiques. De futures études doivent aussi examiner la contribution des différents groupes microbiens afin de mieux comprendre les interactions entre la réponse au chaulage des sols et les pratiques de gestion de l'azote, actuelles et passées.

5.2. Contribution à court-terme des amendements minéraux basiques aux émissions de gaz à effet de serre en sol prairial

L'acidification des sols, processus naturel, est l'un des facteurs majeurs pouvant limiter la croissance des plantes. L'usage croissant de la fertilisation azotée – amplifiant ces phénomènes d'acidification (Bolan & Hedley 2003) – a conduit dans certaines régions à une forte augmentation de l'utilisation d'amendements calciques (ou calco-magnésiens) pour contrebalancer les effets négatifs de l'acidification (Hamilton *et al.* 2007; Page *et al.* 2009). En effet, le chaulage par l'ajout de carbonate de calcium (et/ou de magnésium) permet d'améliorer le statut acido-basique des sols (Bolan *et al.* 2003). Toutefois, cette pratique a des conséquences en termes d'émission de gaz à effet de serre et notamment dès l'application puisque la neutralisation de l'acidité par les carbonates peut conduire à l'émission de CO₂ (West & McBride 2005; Bertrand *et al.* 2007; Biasi *et al.* 2008). Si ces émissions sont connues, la part relative due au chaulage qui va être réémise fait débat. En effet, dans les calculs de facteur d'impact, l'IPCC (2006) considère que l'ensemble du carbone apporté sous forme de carbonates sera réémis vers l'atmosphère. Cependant, des études récentes démontrent que ce n'est pas forcément le cas (West & McBride 2005; Hamilton *et al.* 2007; Biasi *et al.* 2008). Les techniques actuelles d'isotopie permettent de distinguer les sources des émissions de CO₂ et d'affiner ainsi les conclusions sur la réémission des produits de chaulage (Bertrand *et al.* 2007; Biasi *et al.* 2008; Dumale *et al.* 2011; Ahmad *et al.* 2014).

Le chaulage est connu pour stimuler les activités microbiennes (Haynes & Swift 1988; Mijangos *et al.* 2010) pouvant notamment augmenter les émissions de N₂O (Zaman *et al.* 2008). Des émissions de CO₂ supplémentaires liées aux activités microbiennes ont également été observées dans certains cas (Dumale *et al.* 2011; Ahmad *et al.* 2013; Section 5.1) alors que dans d'autres cas la décomposition de la matière organique n'a pas été affectée par le chaulage (Bertrand *et al.* 2007; Biasi *et al.* 2008). Toutefois, les doses de chaulage apportées peuvent jouer un rôle dans la dynamique de ces émissions. Grover *et al.* (2017) ont pu mettre en évidence une dissolution plus rapide du chaulage à faible dose. Cette différence dans la vitesse de dissolution impacte notamment la dynamique de réémission du carbone en CO₂ *via* les carbonates. Une meilleure compréhension et quantification de ces émissions potentielles – d'origine inorganique (CO₂ issus des carbonates) ou organique (CO₂ et N₂O issus des activités microbiennes) – est donc essentielle afin d'évaluer l'impact de l'application du chaulage à différentes doses sur le fonctionnement global de l'écosystème prairial et sa contribution aux émissions de gaz à effet de serre.

À travers une expérimentation de trois semaines au laboratoire qui associe deux niveaux de dosage de chaulage, nous souhaitons tester les hypothèses suivantes : (i) le chaulage à forte dose stimule davantage et plus rapidement les émissions de CO₂ (voies inorganique et organique) et de N₂O

qu'à faible dose ; (ii) le produit de chaulage se dissout plus rapidement à faible dose qu'à forte dose et contribue ainsi davantage (voie inorganique) aux émissions de CO₂ sur les premiers jours d'incubation. Pour affiner notre compréhension des mécanismes impliqués nous avons également exploré les effets des deux doses de chaulage sur les vitesses de minéralisation du carbone et de l'azote et les évolutions de la communauté microbienne. Pour plus de généralité, l'expérimentation a été réalisée avec deux types de produit de chaulage et deux types de sol issus de prairies permanentes.

Des incubations de sols prairiaux ont été menées sur 3 semaines pour tester ces hypothèses. Durant ces 21 jours, les concentrations de CO₂, N₂O et O₂ ont été mesurées à 7 dates (J2, J4, J7, J10, J14, J18 et J21). Ces mesures ont permis de calculer le total d'accumulation de CO₂ et de N₂O et d'approcher la vitesse de minéralisation du carbone *via* l'accumulation d'O₂ totale. La réponse à la double dose de chaulage a été calculée sur les émissions de CO₂ à chaque date – pour chaque type de produit et type de sol – comme la différence entre les valeurs de CO₂ émis à forte dose et la moyenne des valeurs de CO₂ émis à faible dose à cette date et pour le même type de produit et type de sol. La réponse aux traitements de chaulage a été calculée pour les émissions de N₂O pour chaque date par la différence entre les valeurs de N₂O des traitements chaulés et la moyenne des témoins à cette date et pour le même type de sol, divisée par cette même moyenne.

La part des émissions de CO₂ ayant pour source les carbonates a pu être mesurée aux 5 dates de mesures en dosant le δ¹³C des émissions de CO₂ (J2, J4, J7, J14 et J21). La quantité de CO₂ liée aux carbonates a ainsi permis de calculer le pourcentage de contribution des carbonates aux émissions de CO₂ (CO₂ réémis portant la signature isotopique des carbonates par rapport aux émissions totales) et le pourcentage de dissolution du produit de chaulage (quantité de carbone réémise portant la signature isotopique des carbonates par rapport à la quantité de carbone apportée sous forme de carbonate) par date de mesure. Les récoltes intermédiaires et la récolte finale des échantillons suivis pour les mesures de gaz ont permis de mesurer le pH, la biomasse microbienne (carbone et ratio C/N) et la quantité d'azote minéral à J7, J14 et J21. La vitesse de minéralisation de l'azote a été calculée *via* les mesures d'azote minéral au Jour 21 et au Jour 7 $[(N_{min,21}-N_{min,7})/14]$. Lors de la dernière récolte, une partie du sol a également permis une mesure du ratio des abondances 16S et 18S de la biomasse microbienne. Le détail du protocole a été présenté au Chapitre 2, section 2.4.2.

5.2.1 Analyses statistiques

Les effets des cinq traitements (Témoin, CaCO₃-faible dose, CaCO₃-forte dose, Calcimer-faible dose et Calcimer-forte dose), du type de sol et du jour d'incubation sur le pH du sol ont été testés en utilisant une analyse de variance (ANOVA) à trois facteurs (Traitement, Sol et Jour d'incubation en facteurs fixes). Des tests post-hoc de Tukey ont été réalisés dans le cas d'un effet significatif du facteur Traitement ou du facteur Jour.

Les émissions de gaz à effet de serre, CO₂ et N₂O, pour les incubations avec chaulage (CaCO₃-faible dose, CaCO₃-forte dose, Calcimer-faible dose et Calcimer-forte dose) ont été analysées *via* une ANOVA à trois facteurs menée au sein de chaque type de sol (Jour, Produit et Dose en facteurs fixes, numéro du flacon en facteur aléatoire). Les accumulations totales des émissions de CO₂ et de N₂O à la fin des 21 jours d'incubation ont été analysées avec une ANOVA à deux facteurs (Produit et Dose en facteurs fixes). En cas d'interaction entre les facteurs Produit et Dose (et avec ou sans Jours), des ANOVA à deux facteurs fixes (Dose et Produit) ont été réalisées au sein de chaque Jour et ce pour les deux types de sol. Une transformation en log a été nécessaire pour les émissions de CO₂ afin de respecter les hypothèses des modèles statistiques.

La contribution (% des émissions de CO₂ totales) des carbonates aux émissions de CO₂ et la dissolution du produit (% du C réémis par rapport au C introduit), pour les cinq dates mesurées et au sein de chaque type de sol, ont été analysées *via* des ANOVA à trois facteurs (Jour, Produit et Dose en facteurs fixes et numéro du flacon en facteur aléatoire). Des tests post-hoc de Tukey ont été réalisés dans le cas d'interactions significatives entre le facteur Jour et l'un des facteurs Produit ou Dose. Pour satisfaire aux hypothèses des modèles statistiques, une transformation par arcsin(sqrt(%/100)) a été appliquée aux pourcentages (Dagnelie 2011, 2013).

Les effets du type de produit et de la dose de chaulage, ainsi que du type de sol, ont été testés sur les proxy des vitesses de minéralisation de l'azote et du carbone à travers une ANOVA à trois facteurs (Sol, Produit et Dose en facteurs fixes) menée sur les échantillons chaulés.

Le carbone et le ratio C/N de la biomasse microbienne des échantillons chaulés ont été analysés au sein de chaque type de sol avec une ANOVA à trois facteurs pour tester l'effet du type de produit, de la dose et du jour d'incubation (Jour, Produit et Dose en facteurs fixes). Des tests post-hoc de Tukey ont été réalisés dans le cas d'un effet significatif du facteur Jour. Enfin, le ratio 16S/18S des échantillons chaulés de la biomasse microbienne mesuré au 21^{ème} jour d'incubation a été analysé avec une ANOVA à trois facteurs (Sol, Produit et Dose en facteurs fixes).

Les analyses ont été réalisées en utilisant le logiciel R et les « packages » nlme et ggplot2 (R Core Team 2013) et les hypothèses de normalité et d'homoscédasticité des résidus des modèles statistiques utilisés ont été vérifiées.

5.2.2 Résultats

Effets du chaulage sur le pH des sols

L'application de chaulage, quel que soit le produit ou la dose, a eu un effet positif sur le pH des sols incubés, indépendamment du type de sol puisque tous les traitements chaulés sont différents des témoins (Traitement : $F_{4,88}=1588$, $p<0.001$ et test post-hoc des traitements deux à deux $p<0.001$,

Fig.5.5.). Les traitements sont également tous différents entre eux et peuvent ainsi être classés du plus acide au plus basique : Témoin < CaCO₃-faible dose < Calcimer-faible dose < CaCO₃-forte dose < Calcimer-forte dose. Cependant, l'ampleur des différences entre traitements varie suivant le type de sol (Sol x Traitement : F_{4,88}=37.45, p<0.001) et suivant le jour d'incubation (Jour x Traitement : F_{8,88}=2.24, p<0.05). En général, l'Andosol a présenté des valeurs plus acides que le Cambisol (-1.28 point de pH en moyenne ; Sol : F_{1,88}=19709, p<0.001) et le 7^{ème} jour d'incubation a été sensiblement plus acide que les suivants (-0.04 ; Jour : F_{2,88}=7.85, p<0.001 et test post-hoc p<0.05 entre J7 et J14 ou J21).

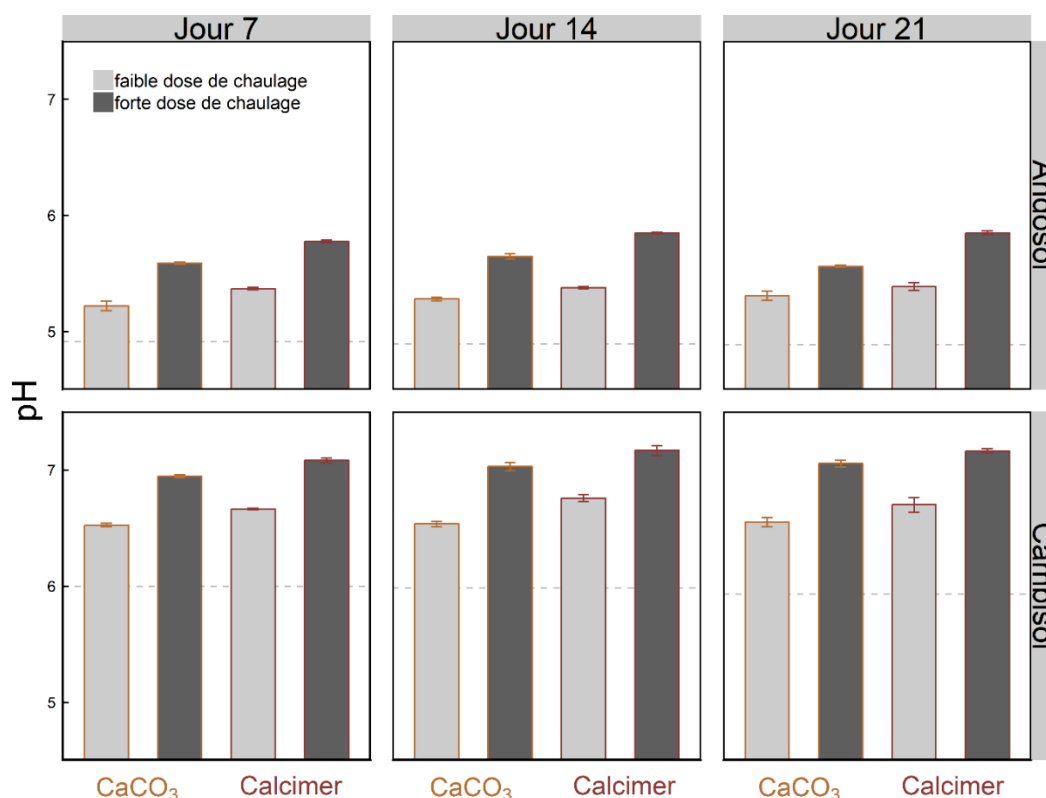


Figure 5.5. Effets du chaulage (produit x dosage) sur le statut acido-basique pour les deux types de sols étudiés. Les moyennes par traitement, par date et par type de sol sont représentées ainsi que les erreurs standards (n=4). Les lignes pointillées correspondent aux pH moyens des témoins (sans chaulage) qui ont montré une faible variabilité entre réplicats au sein de chaque date et type de sol (se<0.05).

Effets du chaulage sur les émissions de gaz à effet de serre par voies organique et inorganique

Les émissions de CO₂, sur l'Andosol comme sur le Cambisol, ont été impactées par le type de produit, la dose appliquée et le jour de mesure (Tableau 5.3, Fig.5.6). En général, les émissions ont été plus importantes avec la forte dose de chaulage et plus élevées avec le Calcimer. Toutefois les

différences entre les deux doses et les deux produits sont influencées par le jour de mesure (Jour x Produit, Jour x Dose ; Tableau 5.3). La réponse au doublement de la dose est en général plus importante pour le Calcimer que pour le CaCO₃ (Produit x Dose ; Tableau 5.3, Fig.5.6). Cette différence n'est pas significative à J2 et J4 sur le Cambisol et la tendance est inverse sur l'Andosol à J2. De plus, sur l'Andosol, cette différence de réponse à la double dose entre les deux produits dépend également du jour de mesure, diminuant au cours du temps (Jour x Produit x Dose ; Tableau 5.3, Fig.5.6). Enfin, au fil des jours d'incubation, les émissions ont globalement diminué.

L'accumulation totale des émissions de CO₂ a augmenté avec les doses plus fortes de chaulage quel que soit le type de sol. Cependant, l'amplitude des émissions induite par le chaulage a été plus importante avec le Calcimer qu'avec le CaCO₃ ; +6% sur l'Andosol et +15% sur le Cambisol (Interaction Dose x Produit, Tableau 5.3 ; Fig.5.6).

Les émissions de N₂O sur l'Andosol ont principalement été affectées par le nombre de jours d'incubation (Tableau 5.3, Fig.5.7). Les émissions de N₂O ont globalement diminué au fil de l'incubation (Fig.5.7). L'interaction entre la dose et le jour de mesure a été induite par les fortes émissions de N₂O au sein du traitement CaCO₃-forte dose lors du 2^{ème} jour (Fig.5.7). Les émissions de N₂O totales sur les 21 jours n'ont pas montré d'effet du type de produit ou de la dose. Aucune émission de N₂O n'a été mesurée sur le Cambisol.

Tableau 5.3. Effets du chaulage (type de produit x dose) et du jour d'incubation sur les émissions de CO₂ et de N₂O mesurées et effets du chaulage (type de produit x dose) sur les émissions totales.

Facteur fixe	df num	df den ¹	CO ₂		N ₂ O
			Andosol	Cambisol	Andosol
Jour	6	72	***	***	*
Produit	1	12	***	***	ns
Dose	1	12	***	***	ns
Jour x Produit	6	72	***	***	ns
Jour x Dose	6	72	***	***	**
Produit x Dose	1	12	***	*	ns
Jour x Produit x Dose	6	72	**	ns	ns
Total					
Produit	1	12	***	**	ns
Dose	1	12	***	***	ns
Produit x Dose	1	12	**	*	ns

*P<0.05, **P<0.01, ***P<0.001. ns : non significatif.

¹ degré de liberté du dénominateur estimé pour modèle mixte (package R "lmerTest")

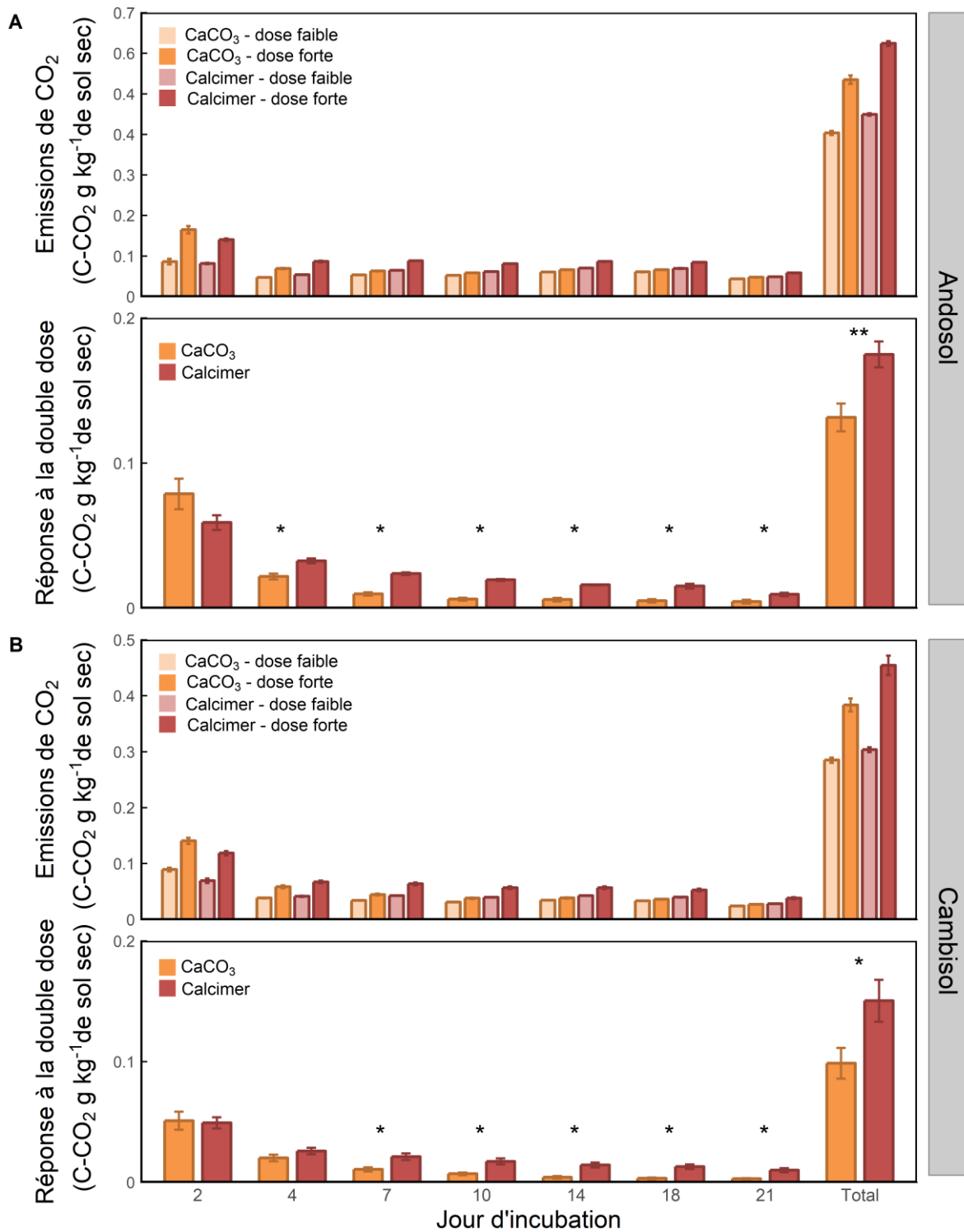


Figure 5.6. Effets du chaulage (type de produit x dose) sur les émissions de CO₂ et la réponse au doublement de la dose de chaulage pour l'Andosol (A) et le Cambisol (B). Les moyennes des émissions de CO₂ et de la réponse du CO₂ au doublement de la dose (=différence entre dose forte et dose faible) sur les 7 dates de mesures et sur le total des 21 jours d'incubation ont été représentées avec leurs erreurs standards (n=4). Les astérisques indiquent la significativité de l'interaction Dose x Produit au sein de chaque jour ou sur le total des émissions (*P<0.05, **P<0.01).

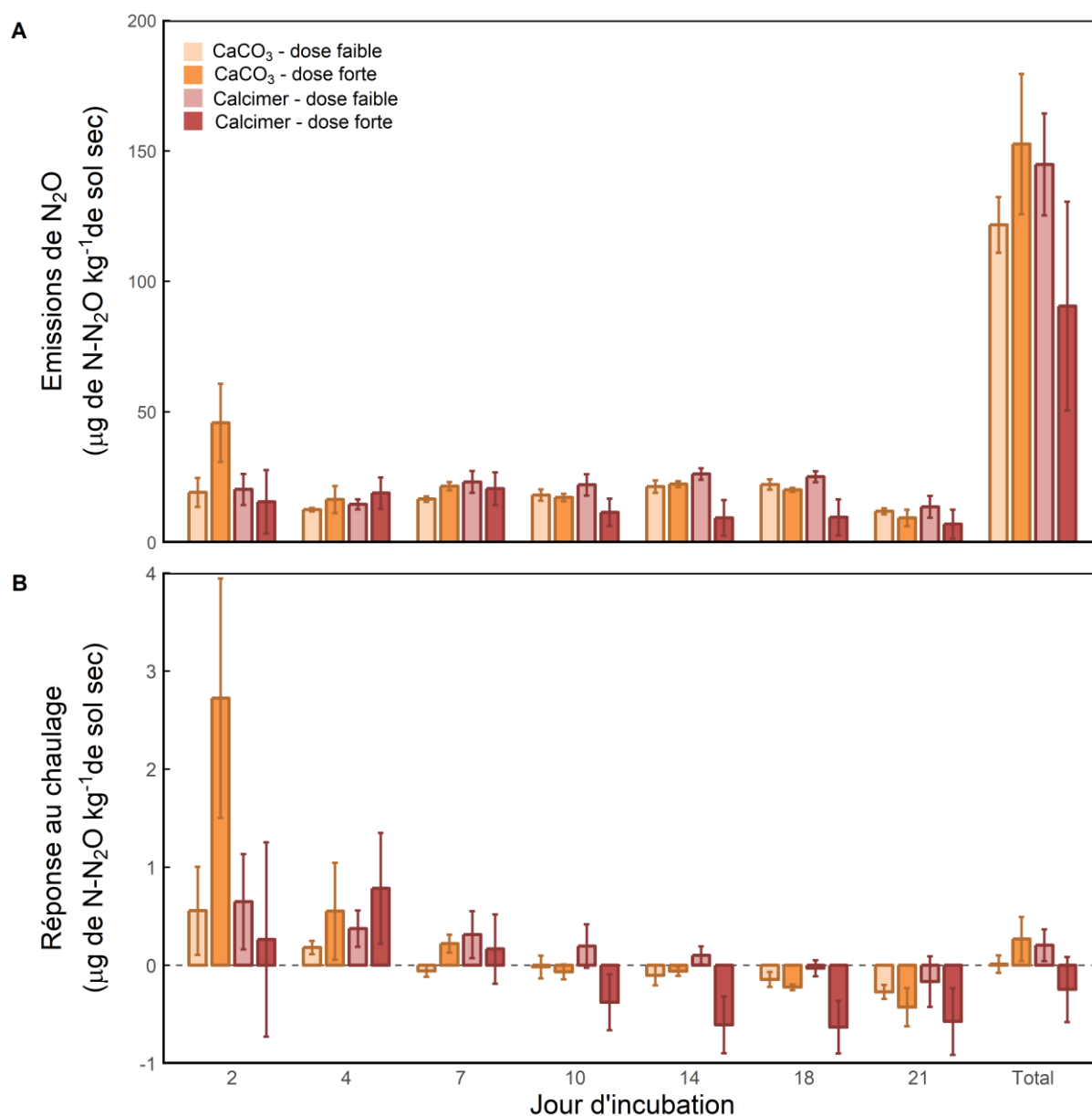


Figure 5.7. Effets du chaulage (type de produit x dose) sur les émissions de N₂O de l'Andosol. Les moyennes des émissions sur les 7 dates de mesures et sur le total des 21 jours d'incubation (A) et des réponses au chaulage (B) ont été représentées avec leurs erreurs standards (n=4). Aucune émission n'a été mesurée pour le Cambisol.

La contribution des carbonates aux émissions de CO₂ a été affectée par le type de produit, le dosage et le jour d'incubation et ce pour les deux types de sol étudiés (Tableau 5.3, Fig.5.8). Le type de produit a présenté une interaction avec le nombre de jours d'incubation pour l'Andosol comme pour le Cambisol, indépendamment du dosage (Tableau 5.3). En effet, les contributions des carbonates aux émissions de CO₂ ont été similaires pour les deux produits en début d'incubation (J2, J4 et J7) avec 53.1% (±2.35) pour l'Andosol et 64.3% (±1.91) pour le Cambisol. Aux 14^{ème} et 21^{ème} jours, la

contribution des carbonates a été plus importante avec le Calcimer qu'avec le CaCO₃, quelle que soit la dose appliquée (2.5 fois plus élevée sur le Cambisol et 6 fois plus élevée sur l'Andosol ; Fig.5.8).

Pour le Cambisol, un dosage plus élevé a impacté positivement la contribution des carbonates aux émissions de CO₂ (+32% avec une dose deux fois plus élevée ; Fig.5.8). Sur l'Andosol, le dosage a montré une interaction avec le type de produit (Tableau 5.3) ; le doublement de la dose a augmenté de 9.0% la contribution des carbonates avec le CaCO₃ et de 31.8% avec le Calcimer (Fig.5.8). Globalement, le pourcentage de CO₂ lié aux carbonates a diminué au cours de l'incubation, passant pour l'Andosol de 61.5% (±1.80) en moyenne sur les 4 premiers jours d'incubation à 10.9% (±1.69) en moyenne au bout de 14 et 21 jours. Pour le Cambisol, le pourcentage de CO₂ lié aux carbonates a diminué, passant de 70.3% (±1.68) en moyenne sur les 4 premiers jours à 18.3% (±3.07) au bout de 21 jours (Fig.5.8).

Le pourcentage de dissolution des amendements minéraux basiques (% du C réémis par rapport au C introduit) diminue au cours des jours d'incubation, de manière plus rapide pour le CaCO₃ que pour le Calcimer ; et ce pour les deux types de sol (Interaction Jour x Produit, Tableau 5.3 ; Fig.5.9). La dose de chaulage n'a pas impacté la dissolution et la réémission du produit. Sur les cinq dates de mesures, davantage de Calcimer a été dissout et réémis sous forme de CO₂ par rapport au CaCO₃ (environ 79% du carbone introduit avec le Calcimer vs 65% avec le CaCO₃), quelle que soit la dose.

Tableau 5.3. Effets du chaulage (type de produit x dose) et du jour d'incubation sur la contribution des carbonates aux émissions de CO₂ et sur la dissolution du produit.

Facteur fixe	df_{num}	df_{den}^1	Contribution du chaulage aux émissions de CO ₂		Dissolution du chaulage (% du C introduit)	
			Andosol	Cambisol	Andosol	Cambisol
Jour	4	47	***	***	***	***
Produit	1	12	***	***	***	***
Dose	1	12	***	***	ns	ns
Jour x Produit	4	47	***	***	***	***
Jour x Dose	4	47	ns	ns	ns	ns
Produit x Dose	1	12	*	ns	ns	ns
Jour x Produit x Dose	4	47	ns	ns	ns	ns

*P<0.05, **P<0.01, ***P<0.001. ns : non significatif.

¹ degré de liberté du dénominateur estimé pour modèle mixte (package R "lmerTest")

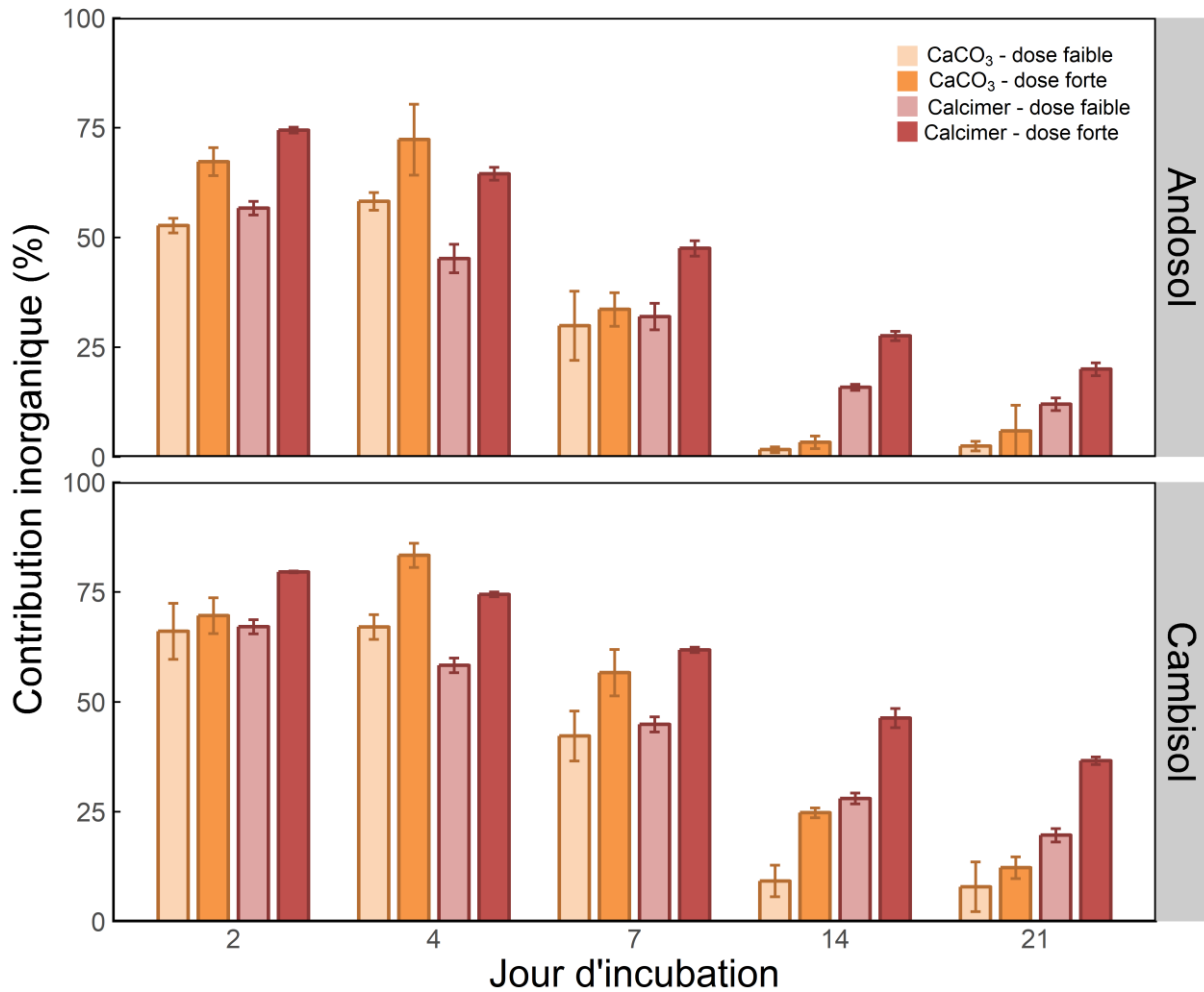


Figure 5.8. Effets du chaulage (type de produit x dose) sur la contribution des carbonates (« inorganiques ») aux émissions de CO₂ pour les deux types de sol étudiés. Les contributions moyennes (%) aux émissions de CO₂ sur les 5 dates de mesures du δ¹³C ont été représentées avec leurs erreurs standards (n=4).

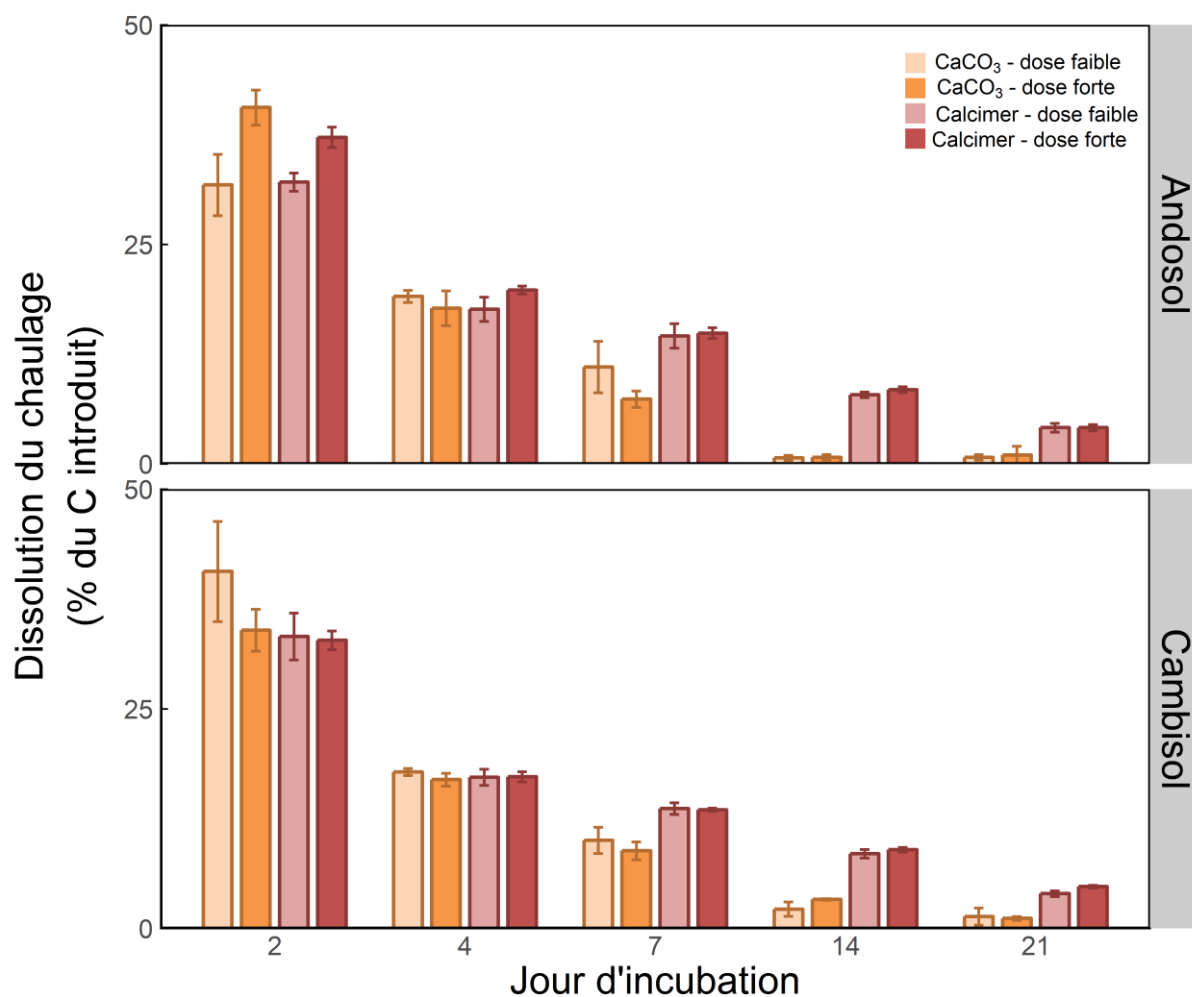


Figure 5.9. Effets du chaulage (type de produit x dose) sur la dissolution des carbonates pour les deux types de sol étudiés. Le pourcentage de dissolution correspond à la quantité de carbone réémise rapportée à la quantité de carbone apportée par les amendements. Les pourcentages moyens ont été calculés pour les 5 dates de mesures du $\delta^{13}\text{C}$ et représentés avec leurs erreurs standards (n=4).

Effets du chaulage sur la minéralisation

L'effet du type de produit et de la dose sur la vitesse de minéralisation de l'azote a varié en fonction du type de sol (Tableau 5.4, Fig.5.10). Pour l'Andosol, la forte dose de CaCO_3 a augmenté la minéralisation de l'azote alors que les traitements au Calcimer n'ont pas montré de différences suivant la dose. Au contraire, la forte dose de Calcimer a eu tendance à augmenter la minéralisation de l'azote sur le Cambisol alors que la minéralisation n'a pas été impactée par la différence de dose pour les traitements de CaCO_3 sur ce type de sol. En général, l'Andosol a présenté des valeurs de minéralisation de l'azote plus élevées que le Cambisol (2.3 fois plus élevées en moyenne ; Tableau 5.4, Fig.5.10).

La minéralisation du carbone a également été impactée par le type de sol, le type de produit et le niveau de dosage (Tableau 5.4, Fig.5.10). La dose de chaulage a augmenté la vitesse de minéralisation du carbone mais l'ampleur de cette augmentation a varié suivant le type de sol ou suivant le type de produit (Tableau 5.4). Ainsi, le doublement de la dose a augmenté la minéralisation du carbone de 18% sur le Cambisol et de 14% sur l'Andosol. La double dose de Calcimer a stimulé la minéralisation de manière plus importante que le CaCO_3 (+5% en moyenne). Enfin, la minéralisation du carbone a généralement présenté des valeurs plus faibles sur le Cambisol que sur l'Andosol (1.8 fois moins élevées ; Tableau 5.4, Fig.5.10).

Tableau 5.4. Effets du chaulage (type de produit x dose) et du type de sol sur les vitesses de minéralisation de l'azote et du carbone durant l'expérimentation.

Facteur fixe	df_{num}	Minéralisation de l'azote	Minéralisation du carbone
Sol	4	***	***
Produit	1	ns	***
Dose	1	ns	***
Sol x Produit	4	ns	ns
Sol x Dose	4	ns	*
Produit x Dose	1	ns	*
Sol x Produit x Dose	4	*	ns
Résidus		22	24

* $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$. ns : non significatif.

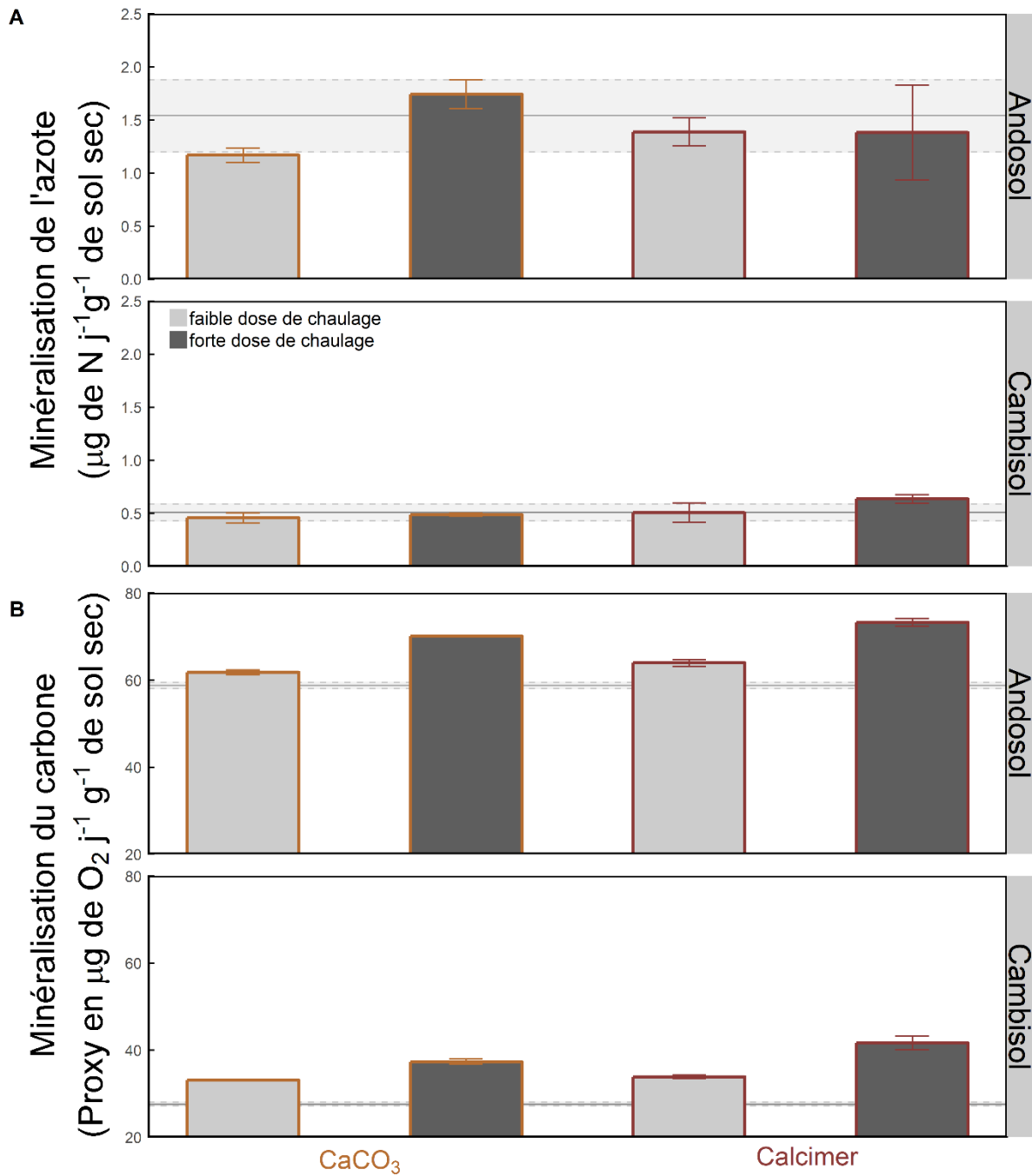


Figure 5.10. **Effets des traitements de chaulage (produit x dosage) sur la minéralisation** : (A) la vitesse de minéralisation de l'azote a été calculée entre les jours 7 et 21 de l'expérimentation à travers les mesures de l'azote minéral ; (B) la vitesse de minéralisation du carbone est approchée à travers le taux de consommation d' O_2 sur l'ensemble de l'expérimentation. Les moyennes par traitement et par type de sol sont représentées ainsi que les erreurs standards ($n=4$). Les lignes pleines représentent la moyenne des témoins et la zone grise les erreurs standards des valeurs témoins.

Effets du chaulage sur la biomasse microbienne

En l'absence de produit de chaulage, la biomasse microbienne a été impactée par le type de sol (Sol : $F_{1,18}=67.8$, $p<0.001$) et le nombre de jours d'incubation (Jour : $F_{2,18}=7.50$, $p<0.01$). Les valeurs (μg de C par g de sol sec) ont ainsi diminué au fil des jours d'incubation, passant de 1117 ± 8.8 (J7) à 1020 ± 3.0 (J21) pour l'Andosol et de 972 ± 17.2 (J7) à 924 ± 17.0 (J21) pour le Cambisol. Aucune interaction entre ces deux facteurs n'a été identifiée.

D'une manière générale, la dose de chaulage a eu un impact positif sur la biomasse microbienne pour le Cambisol. Néanmoins l'augmentation induite par la double dose a été influencée par le type de produit : +4% avec le CaCO_3 et seulement +0.2% avec le Calcimer (Fig.5.11, Tableau 5.5 et test de Tukey sur les interactions). Sur l'Andosol, l'effet de la dose de chaulage s'est révélé significatif suivant le type de produit et le nombre de jours d'incubation (Fig.5.11, Tableau 5.5). Ainsi, avec le CaCO_3 , le doublement de la dose a augmenté la biomasse microbienne sur les 7 et les 14 premiers jours d'incubation (+5.5% en moyenne) et non en fin d'expérimentation. À l'inverse, avec le Calcimer, l'effet du dosage s'est révélé significatif seulement après 21 jours d'incubation (+6%).

En l'absence de produit de chaulage, le ratio C/N de la biomasse microbienne n'a pas été affecté par les jours d'incubation et a montré des valeurs moyennes de 10.8 ± 0.18 sur l'Andosol et de 9.32 ± 0.28 pour le Cambisol (Sol : $F_{1,18}=20.7$, $p<0.001$). La forte dose de chaulage a diminué de 3% le ratio C/N de la biomasse microbienne sur l'Andosol comparé à la faible dose et ce quel que soit le type de produit (Fig.5.11, Tableau 5.5). En revanche, le type de produit ou le dosage du chaulage n'ont pas affecté le ratio C/N de la communauté microbienne du Cambisol, que ce soit seul ou en interaction. Sur l'Andosol, le nombre de jours d'incubation ou le type de produit n'ont pas impacté le ratio C/N, que ce soit seul ou en interaction. À l'inverse, sur le Cambisol, le nombre de jour d'incubation a affecté le ratio C/N de la communauté microbienne, qui a augmenté de 22% entre le 7^{ème} et le 14^{ème} jour avant de diminuer de 7% en fin d'incubation.

En l'absence de produit de chaulage, le ratio 16S/18S de la communauté microbienne en fin d'incubation a été en moyenne de 73.5 ± 9.91 pour l'Andosol et de 132 ± 8.30 pour le Cambisol. En présence de chaulage, seul le type de sol a impacté le ratio 16S/18S de la communauté microbienne mesuré en fin d'expérimentation (Sol : $F_{1,16}=104$, $p<0.001$, Fig.5.12). Indépendamment du type de chaulage, le ratio 16S/18S a ainsi été deux fois plus élevé sur le Cambisol que sur l'Andosol (Fig.5.12). Toutefois, la dose du chaulage a eu tendance à augmenter le ratio 16S/18S, notamment avec le Calcimer sur le Cambisol (Fig.5.12).

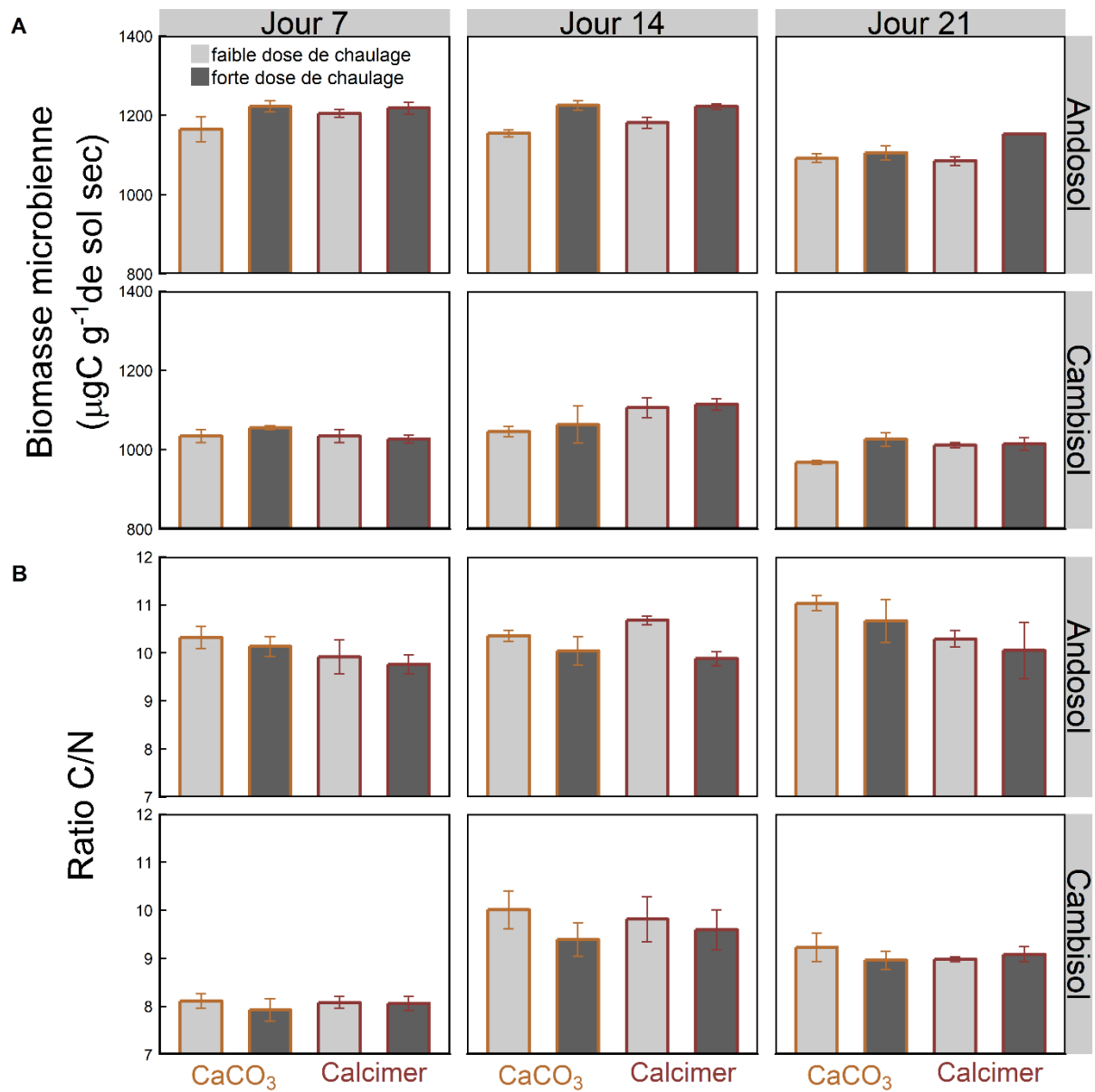


Figure 5.11. Effets des traitements de chaulage (produit x dosage) sur la biomasse microbienne (A) et le ratio C/N de la biomasse microbienne pour les deux types de sol étudiés. Les moyennes et les erreurs standard sont représentées (n=4).

Tableau 5.5. Effets du chaulage (type de produit x dose) et du nombre de jours d'incubation sur la communauté microbienne : biomasse carbonatée et ratio C/N.

Facteur fixe	df num	Biomasse microbienne		Ratio C/N	
		Andosol	Cambisol	Andosol	Cambisol
Jour	2	***	***	ns	***
Produit	1	ns	ns	ns	ns
Dose	1	***	*	*	ns
Jour x Produit	2	ns	ns	ns	ns
Jour x Dose	2	ns	ns	ns	ns
Produit x Dose	1	ns	*	ns	ns
Jour x Produit x Dose	2	*	ns	ns	ns
Résidus		36	35	36	35

*P<0.05, **P<0.01, ***P<0.001. ns : non significatif.

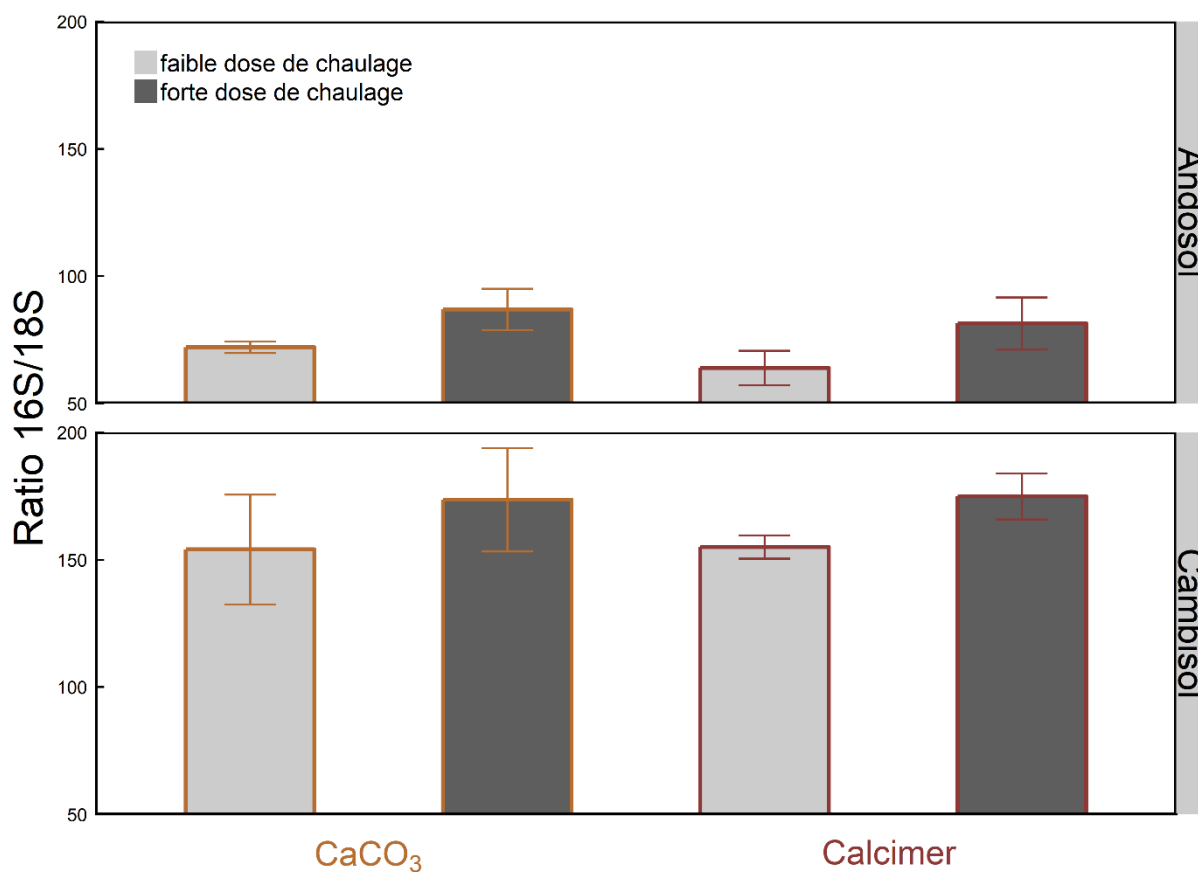


Figure 5.12. Effets des traitements de chaulage (produit x dosage) sur le ratio des ARN 16S et 18S présents dans la biomasse microbienne pour les deux types de sol étudiés. Les moyennes et les erreurs standards sont représentées (n=3).

5.2.3 Discussion

Mieux comprendre et quantifier les émissions de gaz à effet de serre induites par l'application du chaulage est crucial pour la prise en compte des pratiques agricoles dans les bilans de gaz à effet de serre et le développement de stratégies d'atténuation des changements globaux. L'existence de différentes sources d'émissions de CO₂ suite aux applications de chaulage rend les dynamiques des émissions de GES et l'effet de différentes doses difficiles à prévoir.

En accord avec d'autres études (Curtin *et al.* 1998; Kemmitt *et al.* 2006), le chaulage a globalement augmenté les émissions de CO₂ au cours de nos incubations. Nos résultats confirment que ces émissions se font à la fois *via* la réémission des carbonates (Bertrand *et al.* 2007; Biasi *et al.* 2008) et *via* la décomposition de la matière organique présente initialement dans nos sols prairiaux (Dumale *et al.* 2011; Ahmad *et al.* 2013). Comme attendu, la forte dose de chaulage a augmenté davantage le total du CO₂ émis durant l'incubation que la faible dose, la différence entre les deux doses étant plus importante en début d'incubation. Contrairement à ce qui avait été observé par Zaman *et al.* (2008), les traitements de chaulage n'ont pas eu d'effet sur les émissions totales de N₂O. Ces observations **valident donc partiellement la première hypothèse** que nous avons émise : **(i) le chaulage à forte dose stimule davantage et plus rapidement les émissions de CO₂ (voies inorganique et organique) et de N₂O qu'à faible dose**. Aucun effet dose n'a été relevé sur le N₂O au cours de l'incubation bien qu'une interaction entre la dose et le nombre de jours d'incubation ait été observée et soit liée à l'augmentation très variable des émissions avec la forte dose de CaCO₃ au bout de deux jours d'incubation. Cependant, ce résultat est cohérent avec le faible impact du chaulage sur les émissions de N₂O mis en évidence par Zaman *et al.* (2007). Les émissions de N₂O sont connues pour être associées à des groupes microbiens bien spécifiques et se réalisent *via* différentes voies suivant les conditions du milieu (Wrage *et al.* 2001). Une analyse plus poussée de nos résultats demanderait des études complémentaires et plus fines, se focalisant notamment sur les microorganismes impliqués dans les émissions d'azote et leurs réponses au chaulage et à son dosage.

La forte dose, qui correspond à un apport plus important de carbonates, a logiquement augmenté les émissions issues des carbonates surtout au début de l'incubation. Ce sont ces émissions 'inorganiques' qui ont déterminé principalement la différence de réponse aux doses. La forte dose correspondant à des apports plus conséquents en carbonates, il paraît logique d'avoir une réémission en quantité plus importante avec la forte dose qu'avec une faible dose. La réponse du CO₂ à la dose, qui est associée à la neutralisation de l'acidité du sol (Kunhikrishnan *et al.* 2016), est cohérente avec la réponse du pH observée. L'effet de la dose est également visible sur les émissions issues de la décomposition de la matière organique au début de l'expérimentation mais pas sur l'ensemble de l'incubation (Fig.S5.1).

L'augmentation des émissions de CO₂ 'organique' par le chaulage à différentes doses peut être associée à l'augmentation de pH et des vitesses de minéralisation ainsi qu'aux modifications transitoires du compartiment microbien (Curtin *et al.* 1998; Kennedy *et al.* 2004; Kemmitt *et al.* 2006). Une augmentation de la vitesse de minéralisation du 'carbone' (consommation d'O₂) avec le chaulage – d'autant plus forte que la dose est élevée – a été observée sur l'ensemble de l'expérimentation. L'effet dose est aussi visible sur la vitesse de minéralisation de l'azote mais globalement le chaulage ne semble pas avoir augmenté le taux de minéralisation de l'azote par rapport aux témoins. Cette différence de réponse entre la minéralisation du carbone et de l'azote pourrait suggérer une limitation pour le carbone chez les microorganismes présents dans nos sols (Hodge *et al.* 2000). La limitation pour l'énergie et le carbone est ainsi courante chez les microorganismes du sol et induit généralement des réponses rapides et significatives à une source de carbone (Hobbie & Hobbie 2013). Dans notre étude, les émissions de CO₂ 'organique' ont bien été associées à une augmentation de la biomasse microbienne, d'autant plus importante lorsque la dose de chaulage était forte. Le dosage a également impacté le ratio C/N de la communauté microbienne – utilisé comme indicateur de la composition des communautés (de Vries *et al.* 2016) – et stimulerait davantage les bactéries que les champignons. En fin d'expérimentation, la communauté microbienne (ratio 16S/18S) n'a pas montré de réponses au chaulage à différentes doses, même si une tendance à la hausse des abondances de bactéries par rapport aux abondances de champignons a été observée. Cela reste cohérent avec l'évolution relevée pour le ratio C/N et la littérature sur l'impact du chaulage et du pH sur la communauté microbienne (Kennedy *et al.* 2004; Rousk *et al.* 2010).

La part des émissions de CO₂ 'inorganique' au total des émissions de CO₂ a été affectée par la dose de chaulage et a diminué au cours du temps, marquant la dissolution progressive des produits de chaulage. Contrairement à l'étude conduite par Grover *et al.* (2017), la dissolution des produits de chaulage n'a pas été impactée par le niveau de dosage mais plutôt par le type de produit, **invalidant notre second postulat**. Nous avons en effet émis l'hypothèse que **ii) le produit de chaulage se dissout plus rapidement à faible dose qu'à forte dose** et contribue ainsi davantage (voie inorganique) aux émissions de CO₂ les premiers jours d'incubation. Cette seconde hypothèse sous-tendait que le pourcentage de dissolution du produit (quantité réémise par rapport à quantité de carbone apporté) serait plus important à faible dose qu'à forte dose au début de l'expérimentation, ce qui n'a pas été le cas. Après trois semaines d'expérimentation, l'ensemble du carbone appliqué sous forme de chaulage n'a pas été réémis et la dynamique des émissions observées ne semble pas conduire à une réémission totale du carbone sous forme de CO₂ (estimation réalisée à 68% pour le CaCO₃ et à 89% pour le Calcimer). En effet, le devenir des carbonates dépend d'une part de la différence de vitesse d'action des produits suivant leur propriétés intrinsèques (Adams & Barber 1984) et d'autre part des voies de neutralisation de l'acidité du sol qui ne conduisent pas toujours à la réémission de CO₂ (West &

McBride 2005; Hamilton *et al.* 2007). Plus largement, l'Andosol a émis davantage de molécules de CO₂ que le Cambisol, auxquelles il faut ajouter environ 3 à 5% – suivant le traitement de chaulage – en termes de molécules équivalent-CO₂ pour les émissions de N₂O. Ce résultat est cohérent avec les plus fortes émissions de CO₂ observées en sol riche en carbone comparé à des sols pauvres en carbone (Grover *et al.* 2017) et confirme que la prise en compte des propriétés des sols est incontournable dans les études d'émissions de GES (Oertel *et al.* 2016).

La manipulation d'incubation en laboratoire est un outil essentiel pour une meilleure compréhension des processus et interactions se déroulant à une échelle fine en écologie du sol. Dans notre étude, les activités microbiennes peuvent être appréhendées à travers la consommation d'O₂ et les émissions de CO₂ issues de la décomposition des matières organiques. Ces deux techniques ont montré un effet du chaulage et de la dose. Toutefois, les variations dans la consommation d'O₂ et les émissions de CO₂ 'organique' n'ont pas été impactées de la même façon au cours des jours d'incubation (Fig.S4.1 et S4.2). La consommation d'O₂ nous renseigne sur les activités microbiennes à travers leur métabolisme respiratoire et confond les activités de minéralisation avec la possible utilisation des carbonates en tant que substrat (Bertrand *et al.* 2007). Les émissions de CO₂ 'organique' mesurées grâce à une approche isotopique – plus complexe et coûteuse à mettre en œuvre – permettent de déterminer la décomposition des matières organiques natives induite par le chaulage ('liming priming effect') (Dumale *et al.* 2011). Ces deux variables (O₂ et CO₂) ne reflètent qu'en partie la même variable (minéralisation) et peuvent donc présenter des réponses différentes. Nos observations soulignent l'importance de bien choisir l'une ou l'autre technique suivant le processus que l'on souhaite évaluer. Enfin, les résultats obtenus lors d'incubations doivent être confrontés à des études de niveaux de complexité et d'échelle (taille et durée) plus importants, afin de déterminer l'exactitude de nos résultats pour des systèmes 'biologiques' plus réalistes.

Figure S5.1. Effets des traitements de chaulage (type de produit et dose) sur les émissions de CO₂ 'inorganique' (issues des carbonates) et 'organique' (issues de la décomposition de la matière organique) pour les deux types de sol étudiés. Les moyennes et les erreurs standards sont représentées (n=4).

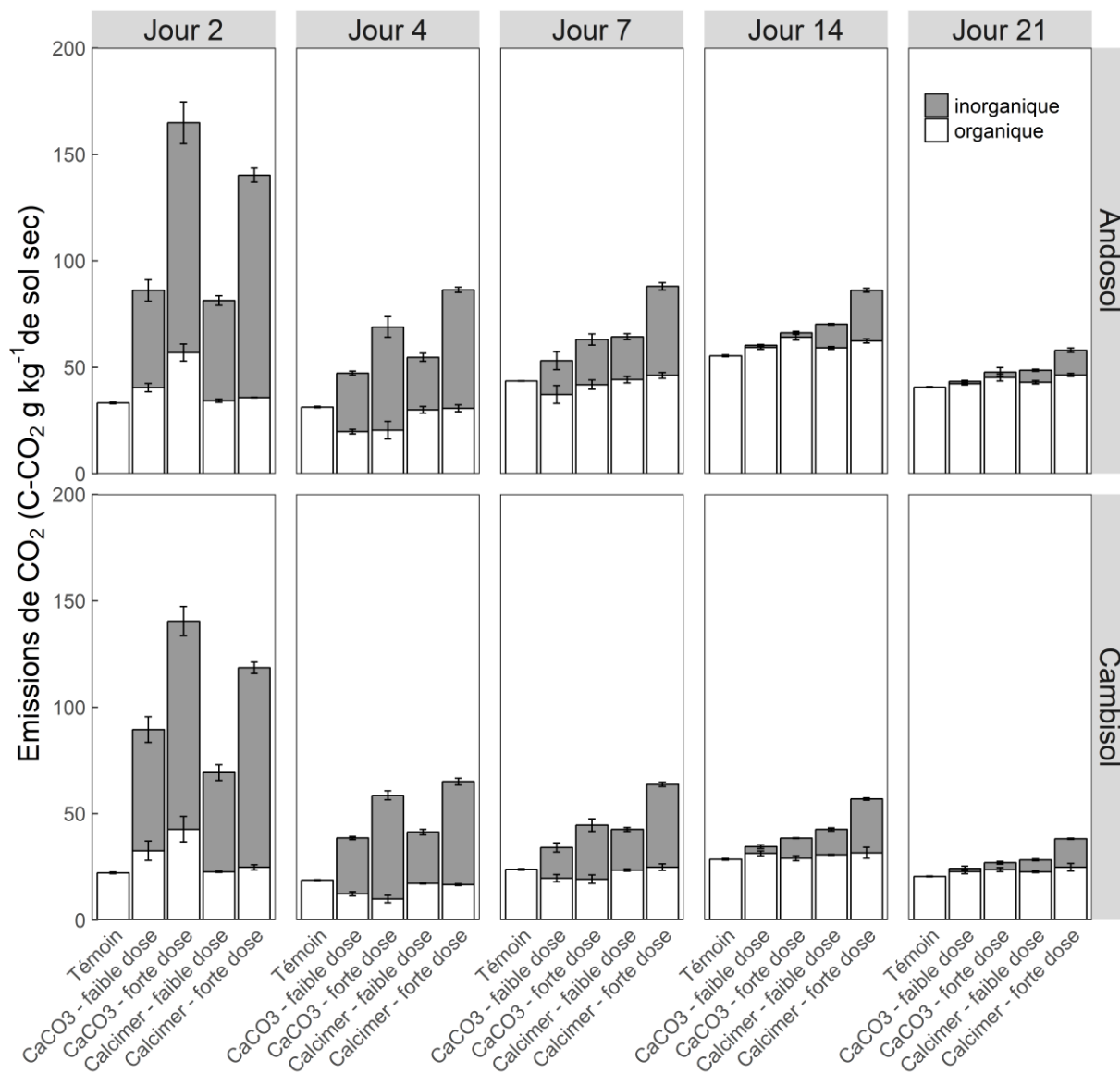
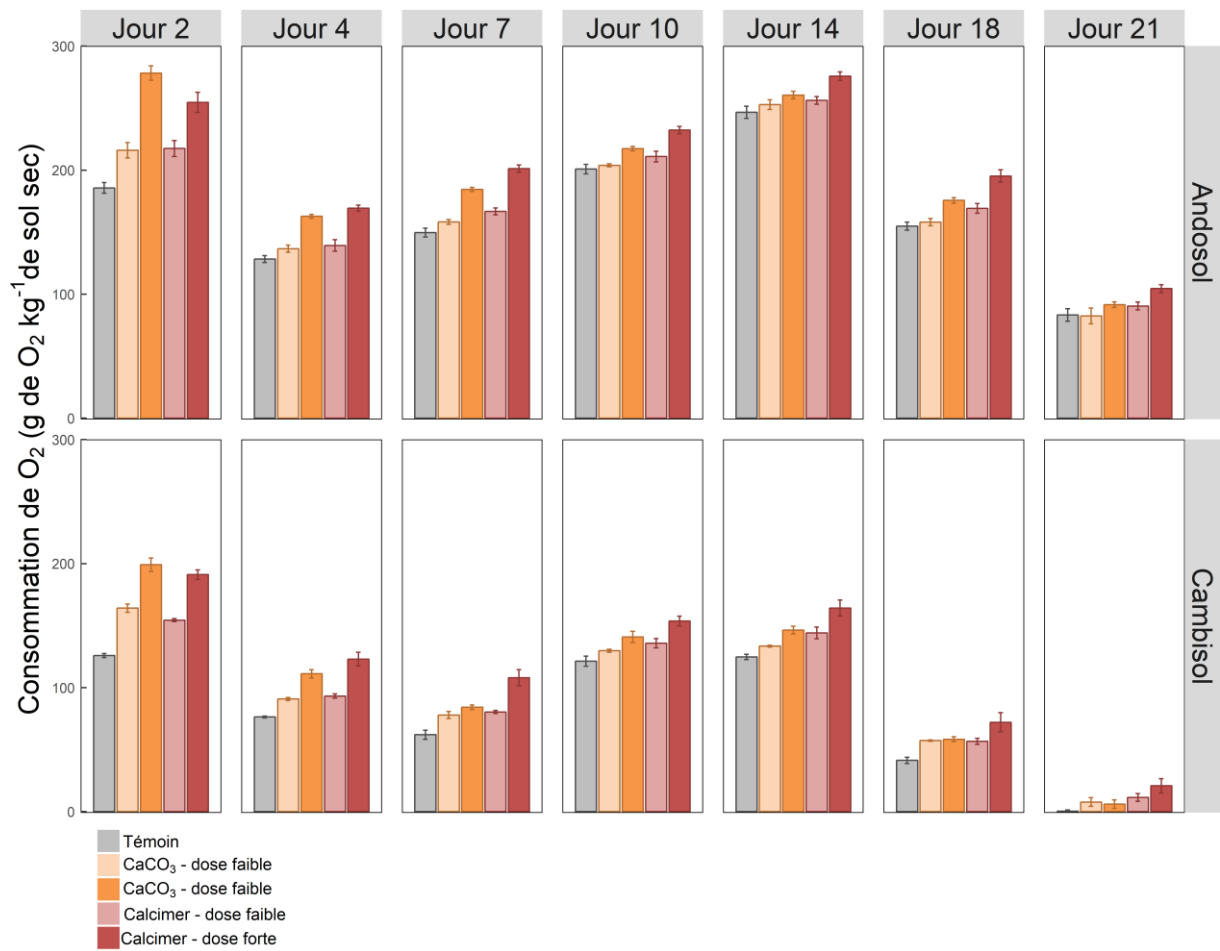


Figure S5.2. Effets des traitements de chaulage (type de produit et dose) sur la consommation d'O₂ pour les deux types de sol étudiés. Les moyennes et les erreurs standards sont représentées (n=4).



5.3. Contribution du chapitre

La réalisation des deux expérimentations en microcosmes a permis d'enrichir les connaissances de l'impact du chaulage (seul ou combiné avec des intrants azotés), à très court-terme après son application, sur la minéralisation du carbone et les émissions de gaz à effet de serre en sol prairial.

Après avoir réalisé les premières incubations de sol sur 3 mois, nous avons choisi de nous focaliser sur la dynamique des émissions des 3 premières semaines lors de la seconde expérimentation. C'est durant ces premières semaines que la majorité du produit de chaulage se dissout, pouvant conduire à la réémission de CO₂ et favorisant la décomposition de la matière organique par les activités microbiennes. Or dans la première expérimentation, dédiée à la caractérisation des interactions entre chaulage, fertilisation azotée et intensité de gestion, nous n'avions pas pu suivre précisément les dynamiques du pH, de la biomasse microbienne et de l'azote minéral ainsi que les émissions de CO₂ portant la signature isotopique des carbonates ou des sols.

La simplification du système étudié (compartiment souterrain sans plantes) permet de mettre en évidence des réponses au chaulage plus franches, aidant à la compréhension des patrons de réponses observés à plus grande échelle. Dans ce chapitre, l'utilisation de plusieurs types de sol ou de produit montre l'influence et l'importance de tels facteurs sur la variabilité des réponses.

Tableau 5.6. Synthèse des variables étudiées en section [5.1] des hypothèses qui avait été émises et des résultats obtenus. *En italique et grisé sont présentés les hypothèses concernant les variables explicatives des effets.*

Contexte	Variable	Hypothèse	Résultat	
5.1				
Incubations de sols Chaulage = CaCO ₃ x Fertilisation azotée x Gestion historique Sol = Andosol & Cambisol	Total	↗ avec chaulage (i)	↗ avec chaulage	
	Émissions de CO ₂	Réponse par rapport aux témoins	réponse au chaulage affectée par apports de N (ii) réponse au chaulage affectée par gestion historique (iii)	Interaction entre fertilisation et gestion historique
	Total	↗ avec chaulage (i)	↗ avec chaulage	
	Consommation d'O ₂	Réponse par rapport aux témoins	réponse au chaulage affectée par apports de N (ii) réponse au chaulage affectée par gestion historique (iii)	Interaction entre fertilisation et gestion historique
	pH		↗ avec chaulage (i)	↗ avec chaulage
Biomasse microbienne		<i>↗ avec chaulage (i)</i>	<i>↗ avec chaulage</i>	

Tableau 5.7. Synthèse des variables étudiées en section [5.2] des hypothèses qui avait été émises et des résultats obtenus. *En italique et grisé sont présentés les hypothèses concernant les variables explicatives des effets.*

Contexte	Variable	Hypothèse	Résultat
5.2			
Incubations de sols Chaulage = CaCO ₃ ou Calcimer x deux niveaux de doses Sol = Andosol & Cambisol	Émissions de CO ₂	Total	<i>↗ avec la dose (i)</i> <i>↗ avec chaulage</i> <i>↗ avec dose, + avec Calcimer</i>
		À chaque mesure	interaction entre dose et jours d'incubation (i) interaction dose et jour et réduction différence avec le temps
	Émissions de N ₂ O	Total	<i>↗ avec la dose (i)</i> <i>∅ dose (∅ chaulage)</i>
		À chaque mesure	interaction entre dose et jours d'incubation interaction avec forte émission forte dose CaCO ₃ J2
	Part des carbonates aux émissions de CO ₂	Total	<i>↗ avec la dose (i)</i> <i>↗ avec dose, + avec Calcimer sur Andosol, pas d'interaction produit dose sur Cambisol</i>
		À chaque mesure	interaction entre dose et jours d'incubation (ii) <i>∅ interaction dose - interaction entre produit et jour</i>
	Dissolution des carbonates	Total	<i>↘ avec la dose (ii)</i> <i>∅ effet de la dose - effet produit</i>
		À chaque mesure	interaction entre dose et jours d'incubation (ii) <i>∅ interaction - diminution au cours du temps</i>
	Minéralisation	Carbone (= Consommation O ₂)	<i>↗ avec la dose (i)</i> <i>↗ avec dose, + sur Cambisol et + avec Calcimer</i>
		Azote (= Azote minéral)	<i>∅ chaulage</i> <i>↗ avec dose avec CaCO₃ sur Andosol</i>
	pH		<i>↗ avec chaulage (i)</i> <i>↗ avec chaulage, + à forte dose et + avec Calcimer</i>
	Biomasse microbienne	biomasse	<i>↗ avec chaulage (i)</i> <i>↗ avec chaulage</i> <i>↗ avec dose forte vs dose faible mais interaction avec produit ou produit x jour suivant le type de sol</i>
		C/N	<i>↘ avec chaulage (i)</i> <i>↘ avec chaulage au début puis disparaît</i> <i>↘ avec dose forte vs dose faible sur l'Andosol</i>
		16s/18s	<i>↘ avec chaulage (i)</i> <i>∅ chaulage</i> <i>↗ avec dose forte de Calcimer vs dose faible</i>

Chapitre 6. Discussion générale

Ce chapitre final comporte une synthèse des résultats obtenus dans les différentes expérimentations de la thèse et une analyse de leurs apports à la problématique. Les limites et implications de ces travaux sont également discutées.

La remise en cause du modèle agricole productiviste conduit progressivement à la prise en compte de la multifonctionnalité des espaces agricoles et notamment pour les prairies permanentes. L'intégration des externalités positives et négatives des pratiques agricoles dans leur évaluation est essentielle pour la mise en place d'une agriculture durable. Dans ce contexte, ce travail de thèse a eu pour objectif de renforcer les connaissances d'une pratique agricole courante, le chaulage, sur l'écosystème prairial. À travers trois types d'expérimentations nous avons pu répondre de manière transverse à trois objectifs scientifiques (Fig.6.1) :

- 1) qualifier et quantifier les patrons de réponses de différentes fonctions (régulation des cycles du C et du N) et des compartiments prairiaux (plantes, microorganismes, sol) aux amendements calciques ou calco-magnésiens en prairie permanente ;
- 2) identifier les interactions entre le chaulage et la fertilisation azotée et entre le chaulage et la disponibilité en eau (régime de pluviométrie) sur le fonctionnement de l'écosystème prairial ;
- 3) comparer l'impact sur ces patrons de réponses de différents types d'amendements : CaCO₃ et Dolomie extraits sur le continent et Calcimer (sables coquillers) et Lithothamne (algues à squelettes calciques) issus de fonds marins.

Chaque échelle de complexité a permis de fournir des connaissances empiriques et analytiques sur les effets du chaulage en prairie permanente (objectif 1 ; Fig.6.1). La spécificité de chaque volet expérimental apporte également une analyse des facteurs pouvant moduler les effets du chaulage, que ce soient des facteurs abiotiques (gestion, facteurs du milieu) ou des types de produits de chaulage (objectif 2 et 3 ; Fig.6.1). C'est à travers ces deux axes – réponse au chaulage (direction des effets) et facteurs modulant la réponse (taille des effets) – que j'ai construit la discussion générale qui suit. Les forces et faiblesses de la démarche et des dispositifs mis en place seront abordées au fil de ces sections. Enfin, je discuterai des implications et perspectives amenées par ces travaux en recherche comme en agriculture.

Démarche de la thèse : approche en trois volets expérimentaux

Discussion générale



Questionnement scientifique

		Essai <i>in situ</i>		Mésocosmes		Microcosmes		
		3.1	3.2	4.1	4.2	5.1	5.2	
Questionnement scientifique	Q1 : Patrons de réponse de l'écosystème prairial au chaulage	++		++		+		
	Q2 : Rôle des facteurs abiotiques	gestion	+				++	
		type de sol			+	+	++	+
		climat et événements extrêmes	+			+	++	
	Q3 : Comparaison des amendements minéraux basiques calciques ou calco-magnésiens	produit			+			
		dose					+	

6.1. Références sur les effets du chaulage

6.2. Facteurs modulant les réponses au chaulage

6.3. Implications & Perspectives

Problématique de la thèse : effet du chaulage sur le fonctionnement de l'écosystème prairial

Figure 6.1. Représentation schématique des apports de chaque volet expérimental au questionnement scientifique.

6.1. Apport de connaissances sur les effets du chaulage en écosystème prairial

L'analyse conjointe des différents niveaux d'expérimentations mis en œuvre dans cette thèse peut se révéler robuste et puissante pour une meilleure compréhension des effets du chaulage sur le fonctionnement de l'écosystème prairial. L'utilisation de paramètres communs (type de sol ou produit) permet de lier davantage les différents niveaux expérimentaux. La synthèse de nos résultats (Tableau 6.1) met en évidence les réponses de mêmes variables à des niveaux d'organisation ou des échelles « spatiales » et temporelles différents. Les variables mesurées peuvent présenter des réponses cohérentes (pH, N₂O), significatives ou non (biomasse aérienne, microorganismes) ou en apparence contradictoire (CO₂). La mobilisation de ces observations permet d'aborder la possibilité ou non d'extrapoler les résultats, le rôle des plantes et l'impact du chaulage sur les services écosystémiques.

Tableau 6.1. **Synthèse des principaux effets du chaulage sur le fonctionnement de l'écosystème prairial.** [Voir Annexe 4 pour une représentation schématique de ces résultats].

Variable	Essai in situ	Mésocosmes	Microcosmes
Emissions CO ₂	↗ ou ∅ respiration du sol	↘ respiration écosystème	↗ minéralisation + CO ₂ 'inorganique'
Emissions N ₂ O	<i>Non étudié</i>	∅	∅
Biomasse aérienne	∅ (↗ en tendance)	∅ sur biomasse totale ou ↗ pour certaines espèces	<i>Non étudié</i>
Biomasse racinaire	∅	<i>Non étudié</i>	<i>Non étudié</i>
Microorganismes	∅	∅	∅ ou ↗
pH	↗	↗	↗

Extrapolation des effets du chaulage

L'extrapolation de résultats d'un niveau d'expérimentation à un autre est fortement liée aux questions de complexité (organisation) et d'échelles spatiales et temporelles. Certaines variables peuvent être extrapolées de manière assez linéaire à des échelles supérieures alors que l'existence d'interactions peut rendre plus difficile, voire impossible, ce travail d'extrapolation pour d'autres variables.

Le chaulage a amélioré le statut acido-basique des sols pour l'ensemble de nos expérimentations et les émissions de N₂O ont montré le même patron de réponse au chaulage quel que soit le niveau d'organisation. Cependant, les émissions de CO₂ et la biomasse microbienne n'ont pas présenté de réponses similaires au sein des différentes échelles d'organisation ou de temps.

L'analyse des différentes expérimentations suggère donc que les effets du chaulage sont difficilement extrapolables d'une échelle à une autre.

L'effet cohérent du chaulage sur le pH, aussi bien dans la direction que dans la taille des effets (+0.7 en microcosmes, +0.2 en mésocosmes, +0.3 au champ), confirme bien que l'un des effets directs du chaulage est l'amélioration du statut acido-basique (Haynes & Naidu 1998; Bolan *et al.* 2003) et suggère que l'effet est plus fort lorsque le produit est mélangé plutôt qu'appliqué en surface. Les effets du chaulage sont d'ailleurs davantage documentés et significatifs en grandes cultures où le chaulage est associé à un retournement du sol.

La relative faible taille d'effet sur le pH, après une saison en mésocosmes et deux années au champ, explique vraisemblablement l'absence de réponse de la biomasse végétale aérienne. Toutefois, à une échelle d'organisation inférieure – échelle de l'espèce – nous avons pu mettre en évidence un effet positif du chaulage sur la production des espèces (chapitre 4.2). Ce constat est cohérent avec une répercussion progressive d'effet entre échelles inférieure et supérieure. Il pourrait d'ailleurs être pertinent d'investiguer une échelle encore plus fine comme les traits végétaux.

Outre l'échelle organisationnelle, l'échelle temporelle (court/moyen/long-terme) peut aussi jouer un rôle dans la variation des effets observés. L'augmentation de la biomasse microbienne constatée en microcosmes peut avoir eu lieu dans les expérimentations *in situ* ou en mésocosmes mais ne pas avoir perduré dans le temps. De même, les modifications induites par le chaulage sur la structure des communautés microbiennes (ratio C/N) semblent avoir été seulement transitoires, en particulier lors de l'essai *in situ*, alors que les effets mis en évidence en microcosmes ont été plus marqués (ratio C/N, ratio 16S/18S). Une autre possibilité est l'existence d'une interaction avec la présence des plantes qui aurait pu limiter les effets du chaulage sur la biomasse microbienne, notamment via la compétition pour l'acquisition de ressources (Hodge *et al.* 2000).

Rôle des plantes sur l'effet du chaulage

L'analyse des réponses au chaulage de nos expérimentations *in situ*, en mésocosmes et en microcosmes, permet d'alimenter la réflexion sur l'effet de la présence de plantes sur l'impact du chaulage. Nous avons notamment constaté une différence du pH avec ou sans plantes dans l'expérimentation en mésocosmes où la présence de plantes semble avoir augmenté le pH des sols (comparaison des témoins et des « sols nus »). De même, la différence dans la direction de l'effet du chaulage sur la minéralisation (microcosmes) et la respiration du sol (essai *in situ*) comparée à la respiration de l'écosystème (mésocosmes) suggère un effet de la présence des plantes sur les flux de carbone.

Alors que la minéralisation a été mesurée en microcosmes (activités microbiennes), ce sont les respirations du sol (activités microbiennes et racinaires) et de l'écosystème (activités microbiennes +

activités de la biomasse végétale aérienne et souterraine) qui ont été respectivement estimées au champ et mesurées sur les mésocosmes. Les émissions de CO₂ que nous avons mesurées sont ainsi intimement liées aux activités microbiennes et/ou des plantes. L'augmentation à court-terme des émissions de CO₂ est facilement imputable aux effets du chaulage sur la biomasse microbienne. La réponse de la respiration du sol pourrait être liée à des modifications des activités microbiennes et racinaires et sa moindre ampleur pourrait s'expliquer par l'existence d'interactions entre ces compartiments. Par exemple, les exsudats racinaires peuvent influencer la communauté microbienne et le pH du sol (Shi *et al.* 2011), ce qui pourrait conduire à une modification des effets du chaulage. Enfin, la prise en compte du compartiment aérien sur les effets du chaulage a conduit à une diminution des émissions de CO₂ – respiration de l'écosystème mesurée en mésocosmes – et pourrait être liée à des effets confondants du chaulage sur le sol (activités microbiennes et racinaires) et sur la respiration du couvert végétal.

Ces observations peuvent avoir des conséquences sur l'impact du chaulage sur les services écosystémiques et notamment sur les émissions de gaz à effet de serre.

Le chaulage et les services écosystémiques en prairie permanente

Collectivement, nos travaux montrent que l'effet du chaulage sur les émissions de gaz à effet de serre et notamment sur les émissions de CO₂ est complexe, lié à différents types d'émissions ('inorganique' et 'organique') et dont l'effet net varie en fonction des compartiments considérés (respiration du sol vs respiration de l'écosystème). En effet, les expérimentations en microcosmes ont prouvé d'une part que l'ensemble du carbone introduit sous forme de chaulage n'est pas nécessairement réémis et d'autre part que le chaulage peut effectivement conduire à une stimulation des activités microbiennes et donc à des émissions de CO₂ supplémentaires. L'effet net du chaulage sur les émissions est ainsi difficilement prévisible, d'autant plus lorsque l'on considère l'ensemble de l'écosystème prairial, incluant les interactions plantes-microorganismes. Les résultats de cette thèse suggèrent que les émissions de CO₂ sont plus sensibles au chaulage que le N₂O ; des études complémentaires paraissent cependant nécessaires pour confirmer l'absence d'effet du chaulage sur les émissions d'azote mises en évidence dans nos expérimentations, ainsi que pour améliorer nos connaissances de l'effet du chaulage sur le ratio N₂O/N₂. Une meilleure compréhension des groupes microbiens actifs dans les cycles de l'azote et du carbone et de l'impact mécaniste du chaulage sur la structuration des communautés microbiennes semble primordiale.

L'impact évident du chaulage sur le compartiment du sol devrait permettre de limiter les processus d'acidification et **de maintenir** la fertilité du sol (pH, disponibilité des nutriments), fournissant ainsi **des conditions favorables au maintien de la production et de la qualité du fourrage** à plus long-terme ; à défaut d'impacter à court-terme ces variables.

En plus d'amener des références, ce travail met aussi en lumière certains des nombreux facteurs pouvant influencer les effets du chaulage, ainsi que l'importance de comparer et d'évaluer l'efficacité de cette pratique suivant les contextes pédoclimatiques, « biologiques » et de gestion.

6.2. Facteurs modulant les réponses au chaulage

À travers nos expérimentations et grâce aux avantages de certaines approches, nous avons pu explorer le rôle de facteurs abiotiques liés au milieu et à la gestion des prairies permanentes ainsi que l'influence du type de produit de chaulage.

Influence des pratiques de gestion : interaction avec la fertilisation azotée ?

L'expérimentation *in situ* et la première expérimentation en microcosmes ont permis d'aborder l'interaction entre le chaulage et la fertilisation azotée, encore peu documentée dans la littérature. Globalement, **nos résultats montrent peu d'effets d'interaction entre la fertilisation azotée et le chaulage sur les variables du sol, avec une prédominance des effets du chaulage** sur les effets des apports d'azote. Aucune interaction entre fertilisation azotée et chaulage n'a été mise en évidence pour le pH et la biomasse microbienne pour les deux types d'expérimentations, ni pour la respiration du sol dans l'essai *in situ*. Toutefois, l'expérimentation en microcosmes a mis en évidence une interaction entre chaulage et apport d'azote, associée également à la gestion historique de la parcelle. En sol prairial géré de manière extensive – en matière de fertilisation azotée – l'effet du chaulage a davantage augmenté la minéralisation du carbone en présence d'intrants azotés supplémentaires. Alors que le sol de l'essai *in situ* s'apparente également à une gestion plutôt extensive, cette interaction n'a pas été visible, ce qui pourrait être lié à la présence des plantes (activité des racines) et/ou au pas de temps de l'étude puisqu'aucune campagne de mesure n'a été menée durant les trois mois suivant l'apport de chaulage (durée de l'expérimentation en microcosmes).

Contrairement aux variables 'sol', la biomasse végétale aérienne suivie sur l'essai *in situ* a montré une plus grande sensibilité à l'azote qu'au chaulage. Les résultats ont également mis en évidence une interaction entre les deux pratiques : le chaulage a atténué l'augmentation de la production de fourrage induite par la fertilisation azotée. La divergence des réponses observées sur le sol et sur les plantes pourrait s'expliquer par l'importance relative du chaulage et de la fertilisation azotée sur ces compartiments et par le pas de temps de réponse de ces derniers. Ces observations soulèvent des interrogations sur l'usage combiné de ces intrants : **l'évaluation des effets du chaulage doit tenir compte de la gestion de la fertilisation azotée, actuelle et passée.**

Influence du contexte pédoclimatique

Nos travaux ont également testé l'influence de facteurs pédoclimatiques tels que le type de sol et le climat. **L'exploration des effets du chaulage au sein de différents types de sol souligne l'importance de ce facteur dans la variabilité des effets et la nécessité de le prendre en considération lors de l'évaluation de l'impact du chaulage sur le fonctionnement global de l'écosystème.** Tester les effets du chaulage simultanément sur des sols de propriétés différentes (teneur en matière organique, pH initial, texture) a été fait sur les mésocosmes et les microcosmes. Généralement, les effets du chaulage sur le fonctionnement de l'écosystème ont été cohérents mais la taille des effets a varié suivant le type de sol. L'amplitude d'augmentation du pH, induite par le chaulage, présente notamment un effet seuil suivant le pH initial du sol et est sensible à la teneur en matière organique des sols. De plus, certains effets marginaux du chaulage peuvent être majoritairement déterminés par la réponse de l'un des types de sol, comme par exemple la réduction de la respiration de l'écosystème, davantage déterminée par la réponse de l'Andosol que du Cambisol [section 4.1].

Nos observations confirment l'absolue nécessité de considérer les propriétés des sols dans les études sur le fonctionnement et la gestion des écosystèmes terrestres (Nelson *et al.* 2009; Oertel *et al.* 2016). En utilisant seulement deux types de sol ou un seul prélèvement par type de sol, ce facteur n'a pu être également testé statistiquement dans ces travaux de thèse. Cependant, l'expérimentation en mésocosmes a permis d'évaluer le fonctionnement d'un « écosystème prairial standardisé » en termes de conditions météorologiques et de composition botanique sur deux types de sol. Les différences de résultats entre l'Andosol et le Cambisol ont été marquées et ce pour l'ensemble des variables étudiées, soulignant encore d'une part l'influence des paramètres physico-chimiques tel que le taux de matière organique des sols ou le pH initial sur l'effet du chaulage et d'autre part la nécessité de futures investigations.

En général, **les effets du chaulage observés régulièrement sur une saison de végétation ont présenté des amplitudes variables, influencées vraisemblablement par les conditions climatiques.** Les données collectées sur l'ensemble d'une saison de végétation telles que les émissions de CO₂ et de N₂O, au champ ou en mésocosmes, ont montré suivant les périodes de mesures des variations dans l'ordre de grandeur des effets du chaulage. Ce constat n'est pas surprenant au regard de l'influence de la température et de l'humidité sur les processus d'émissions de gaz à effet de serre. Nos résultats ont, en effet, mis en évidence la température du sol comme étant un déterminant majeur des émissions de CO₂ et de N₂O, au champ comme sur les mésocosmes. L'humidité, en revanche, n'a pas significativement modulé les émissions mesurées. Ce résultat n'est pas surprenant en mésocosmes compte tenu du fait que les pots étaient irrigués. Il l'est davantage *in situ*, mais pourrait s'expliquer par la précision et l'hétérogénéité des mesures d'humidité au champ. **De plus, le chaulage n'a pas semblé modifier les relations entre les facteurs abiotiques et les variables étudiées** [section 3.1 notamment].

La réponse du chaulage à un événement climatique « extrême » a été abordée mais seulement en mésocosmes. Nos résultats originaux mettent en avant une interaction négative entre le chaulage et la réponse de la production de biomasse à la sécheresse, mais nécessitent cependant d'autres travaux pour être confirmée. La conduite de cette expérimentation a également mis en lumière la difficulté de mettre en place un niveau de sécheresse comparable sur des types de sols différents. L'irrigation des pots en traitement « Ambient » sur l'Andosol a conduit à une production plus importante de biomasse induisant une demande en eau supérieure (du fait d'une plus forte évapotranspiration). Le contraste entre les traitements « Sécheresse » et « Ambient » a donc été renforcé par l'activité de la biomasse et ce davantage sur ce type de sol que sur le Cambisol (pour lequel la faible disponibilité en nutriments a limité la croissance). Cela a pu exacerber les différences entre traitements de sécheresse sur l'Andosol et notamment lors de la deuxième coupe où les traitements « Ambient » ont davantage subi le manque de ressources.

Influence et comparaison des types de produit

Tout comme l'étude de différents types de sol, **l'utilisation de différents produits à travers nos expérimentations souligne l'importance de considérer ce facteur lors de comparaisons entre études**. Différents produits de chaulage ont été utilisés durant mes travaux de thèse, complexifiant parfois l'interprétation de certains effets mais apportant quelques éléments sur l'influence des types de produits sur les effets du chaulage.

L'essai *in situ* issu de la collaboration avec le partenaire industriel avait pour but de tester spécifiquement deux types d'amendements (Calcimer et Lithothamne). L'expérimentation en mésocosmes a utilisé le Calcimer et également la Dolomie, amendement plus répandu dans les expérimentations *in situ* et en mésocosmes de la littérature. De manière semblable à d'autres études de ce type dans la littérature (Ahmad *et al.* 2014), du carbonate de calcium de laboratoire a été utilisé lors de la première expérimentation en microcosmes. La seconde expérimentation permet de comparer ce type de produit de laboratoire avec l'amendement commercialisé qu'est le Calcimer utilisé au champ et en mésocosmes.

L'expérimentation en mésocosmes et la seconde expérimentation en microcosmes ont comparé les effets de ces produits, apportés respectivement à même valeur neutralisante ou même quantité de carbone. Bien que nos calculs et l'application des traitements aient pu conduire à quelques imprécisions, l'apport de deux produits différents a dans les deux cas conduit à des réponses au chaulage significativement différentes. Ces différences – tels que l'effet négatif de la Dolomie sur la réponse du couvert à la sécheresse et à l'inverse l'absence d'effet du Calcimer en mésocosmes ou la dissolution plus importante du Calcimer par rapport au CaCO_3 de laboratoire en microcosmes – peuvent provenir de propriétés intrinsèques aux produits (finesse, éléments traces, forme de

crystallisation des carbonates) (Adams & Barber 1984) qui demanderaient de futures investigations. Le dosage est également un facteur à prendre en considération comme le suggère notre seconde expérimentation en microcosmes. Nous avons mis en évidence des différences au champ entre les effets du Calcimer et du Lithothamne sur la respiration du sol qui pourraient (bien que d'autres facteurs puissent en être responsables) venir d'une différence de dosage. Ce paramètre mérite bien entendu des études complémentaires.

6.3. Perspectives

Implications des résultats de la thèse pour de futurs travaux de recherche

De nos travaux ressort l'importance de mesurer des variables de différents compartiments de l'écosystème prairial, à des échelles variées, ainsi que l'influence du contexte sur les effets observés du chaulage. Pour renforcer nos résultats et notre démarche intégratrice, des mesures à court-terme suite à l'application des amendements minéraux basiques en expérimentation *in situ* pourraient renseigner sur l'importance « réelle » des effets observés en incubations. Nos observations mériteraient d'être complétées par des études plus fines des activités du sol, racinaires et microbiennes. Les racines ont peu été étudiées dans ces travaux, ce qui se justifie en sols peu sensibles à la toxicité aluminique, mais représente cependant un frein à certaines de nos interprétations. Une meilleure connaissance de la structure des communautés microbiennes au sein des études et des groupes microbiens actifs, avec ou sans chaulage, améliorerait fortement la compréhension des réponses au chaulage, que ce soit pour les émissions de gaz à effet de serre, le couvert végétal ou la séquestration de carbone. Comme pour les espèces végétales, la présence ou non de certaines communautés microbiennes conditionne vraisemblablement les effets du chaulage. Cela constitue d'ailleurs l'une des hypothèses que nous avons émises pour expliquer l'interaction entre chaulage, fertilisation azotée et intensité de gestion [5.1], hypothèse qui mériterait d'être davantage explorée.

Au-delà d'expérimentations complémentaires, les données conséquentes fournies par ce travail peuvent être mobilisées dans une approche de modélisation. Les expérimentations et les travaux théoriques de modélisation sont en effet complémentaires : la modélisation nécessite le paramétrage de modèles par des données expérimentales – les microcosmes représentent notamment un moyen intéressant d'obtenir des paramétrages (Moore *et al.* 1996) – et la mise en place d'expérimentations peut passer par une première étape de modélisation permettant d'identifier des facteurs d'intérêt. L'utilisation d'outils de modélisation pourrait constituer une approche intéressante pour une meilleure compréhension des effets du chaulage sur le stockage de carbone, si difficile à prévoir.

Implications des résultats de la thèse pour les pratiques agricoles

Les résultats de cette thèse ont suggéré l'existence d'une interaction entre fertilisation azotée, intensité des apports historiques en azote et chaulage, soulignant de ce fait l'importance de raisonner le chaulage au sein d'un ensemble de pratiques agricoles, adaptées aux services et niveaux de services désirés ainsi qu'au contexte pédoclimatique local. La gestion d'une prairie permanente par un agriculteur intègre deux visions, annuelle pour la production de fourrage et à long-terme pour le maintien de la fertilité des sols. La pratique de chaulage peut jouer un rôle dans ces deux objectifs. Dans ces travaux, nous avons davantage étudié la vision court-terme dont les réponses sont liées à l'augmentation de pH et bien que nous n'ayons pas vu d'effet majeur sur le couvert végétal, les effets sur le compartiment sol sont indéniables. Il reste désormais à savoir si les modifications, notamment de pH, se maintiendront dans le temps ou ne sont que transitoires ; et le cas échéant se poserait la question de la quantité d'apports nécessaire pour se diriger potentiellement vers une autre « trajectoire » du fonctionnement de l'écosystème prairial (niveau de pH plus élevé maintenu, changement dans les communautés végétales et microbiennes). Associées à cette question, les interrogations concernant la dose et la fréquence du chaulage à apporter resteront encore largement à explorer.

Réflexion sur la démarche expérimentale : de l'usage « du champ, des pots ou des flacons »

Nous avons vu que de **la diversité des approches expérimentales** – en termes d'échelle d'étude et de complexité (degré d'organisation) – **peut apporter une réelle plus-value pour l'interprétation et la compréhension d'effets, permettant de dépasser les inconvénients de chaque dispositif.**

Les expérimentations au champ (*in situ*) sont indispensables pour l'observation d'effets « réels » mais restent compliquées dans leur élaboration et leur mise en place. En général, les essais au champ sont coûteux et demandent des espaces conséquents, ce qui limite les répétitions et donc la puissance statistique des résultats (Kampichler *et al.* 2001; Srivastava *et al.* 2004). Ces essais sont tributaires de la variabilité de l'environnement (conditions climatiques, types de sol, événements imprévus en lien avec la faune sauvage) et donc difficilement reproductibles et généralisables. Cela correspond tout à fait au constat que nous pouvons faire de notre essai *in situ* où les résultats marginaux observés ont pu être masqués par une part de variabilité environnementale, nécessitant un plus grand nombre de répétitions et de futures études pour être confirmés.

À l'autre extrémité du spectre « Réalisme vs Reproductibilité » se trouve les microcosmes, expérimentations très contrôlées où seulement quelques facteurs sont manipulés, en général à des échelles d'organisation inférieures et à des pas de temps courts (Fraser 1999; Jessup *et al.* 2004). Ces expérimentations sont potentiellement moins coûteuses, menées généralement au laboratoire, moins

contraignantes en logistique et permettent des répétitions plus nombreuses, renforçant la puissance des analyses statistiques (Fraser & Keddy 1997; Culp *et al.* 2000). Toutefois, la sur-simplification du modèle d'étude et des espaces souvent trop réduits rendent le système très artificiel et compliquent l'extrapolation des résultats. De nombreuses critiques sur la capacité d'exploitation des résultats obtenus à une échelle supérieure ont été faites, notamment en écologie aquatique (Schindler 1998). En écologie du sol, les microcosmes sont des outils pertinents pour explorer l'occurrence d'un hypothétique effet, notamment concernant l'étude des communautés microbiennes dont la taille et le temps de génération les rendent difficiles à étudier *in situ* et plutôt adaptés aux conditions expérimentales des microcosmes (Moore *et al.* 1996). Ces derniers permettent également, via des mesures à des échelles fines, de progresser dans la compréhension des processus et des voies d'actions qui peuvent avoir lieu au champ (Culp *et al.* 2000; Kampichler *et al.* 2001; Jessup *et al.* 2004). La simplification des conditions expérimentales (en intérieur) et l'obtention rapide de résultats significatifs, associées à la pression croissante de publication pour les chercheurs, a fait des microcosmes un outil expérimental très utilisé ces dernières décades (Kampichler *et al.* 2001). Kampichler *et al.* (2001) mettent en garde la communauté scientifique du biais potentiellement induit par la surreprésentation des expérimentations en microcosmes dans la littérature et de la difficulté, dans le contexte actuel de la recherche, de valoriser des résultats non significatifs et pourtant issus d'expérimentations *in situ* coûteuses en moyens et en temps.

Entre ces deux « extrêmes », les études en mésocosmes (terme défini pour la première fois par Odum en 1984) tentent de créer un pont entre les différents types d'expérimentations. Comme pour les microcosmes, les mésocosmes peuvent être très variés en taille et en forme (Kampichler *et al.* 2001). Généralement, ce sont des reproductions du modèle étudié présentant plus ou moins de réalisme (transferts horizontaux ou non par exemple) et placées en conditions semi-contrôlées et en extérieur. Dans notre cas, nous avons notamment tenté d'approcher les conditions au champ avec un dispositif de plusieurs couches de « sol » pour mimer la mobilisation de réserves hydriques plus en profondeur.

Finalement, une approche intégrant ces différents types d'expérimentation permet de dépasser le débat des visions holistique et réductionniste (Fraser & Keddy 1997) en mêlant des observations empiriques de l'ensemble du système étudié et des connaissances plus fines des compartiments du système. Ce type de démarche intégratrice permet, à travers les échelles fines, de déterminer si tel phénomène théorique peut avoir lieu et à travers des échelles supérieures, de tester si tel effet se produit effectivement et de quantifier son importance pour le fonctionnement du système étudié (Srivastava *et al.* 2004).

Références bibliographiques

- Adams, F. & Barber, S.A. (1984). Liming Materials and Practices. In: *Soil Acidity and Liming*. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America, pp. 171–209.
- Adams, T.M. & Adams, S.N. (1983). The effects of liming and soil pH on carbon and nitrogen contained in the soil biomass. *J. Agric. Sci.*, 101, 553.
- ADEME. (2015). *Le sol acteur-clé des territoires et du climat*.
- Ahmad, W., Singh, B., Dalal, R.C. & Dijkstra, F.A. (2015). Carbon dynamics from carbonate dissolution in Australian agricultural soils. *Soil Res.*
- Ahmad, W., Singh, B., Dijkstra, F.A. & Dalal, R.C. (2013). Inorganic and organic carbon dynamics in a limed acid soil are mediated by plants. *Soil Biol. Biochem.*, 57, 549–555.
- Ahmad, W., Singh, B., Dijkstra, F.A., Dalal, R.C. & Geelan-Small, P. (2014). Temperature sensitivity and carbon release in an acidic soil amended with lime and mulch. *Geoderma*, 214–215, 168–176.
- ALA. (2018). *Agricultural Lime Association*. Available at: <https://aglime.org.uk/index.php>. Last accessed 15 October 2018.
- Altieri, M.A. (1999). The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 74, 19–31.
- Altieri, M.A. (2002). Agroecology: the science of natural resource management for poor farmers in marginal environments. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 93, 1–24.
- Amiaud, B. & Carrère, P. (2012). La multifonctionnalité de la prairie pour la fourniture de services écosystémiques. *Fourrages*, 211, 229–238.
- Araya, Y.N., Gowing, D.J. & Dise, N. (2010). A controlled water-table depth system to study the influence of fine-scale differences in water regime for plant growth. *Aquat. Bot.*, 92, 70–74.
- Bahn, M., Rodeghiero, M., Anderson-Dunn, M., Dore, S., Gimeno, C., Drösler, M., *et al.* (2008). Soil Respiration in European Grasslands in Relation to Climate and Assimilate Supply. *Ecosystems*, 11, 1352–1367.
- Balesdent, J., Chenu, C. & Feller, C. (2005). Stockage et recyclage du carbone. In: *Sols et Environnement. Cours, exercices et études de cas*. (eds. Girard, M.-C., Walter, C., Rémy, J.-C., Berthelin, J. & Morel, J.-L.). Dunod, Paris.
- Barton, L., Gleeson, D.B., Maccarone, L.D., Zúñiga, L.P. & Murphy, D. V. (2013). Is liming soil a strategy for mitigating nitrous oxide emissions from semi-arid soils? *Soil Biol. Biochem.*, 62, 28–35.
- Bertness, M.D. & Callaway, R. (1994). Positive interactions in communities. *Trends Ecol. Evol.*, 9, 191–193.
- Bertrand, I., Delfosse, O. & Mary, B. (2007). Carbon and nitrogen mineralization in acidic, limed and calcareous agricultural soils: Apparent and actual effects. *Soil Biol. Biochem.*, 39, 276–288.
- Biasi, C., Lind, S.E., Pekkarinen, N.M., Huttunen, J.T., Shurpali, N.J., Hyvönen, N.P., *et al.* (2008). Direct experimental evidence for the contribution of lime to CO₂ release from managed peat soil. *Soil Biol. Biochem.*, 40, 2660–2669.
- Bloom, P.R., McBride, M.B. & Weaver, R.M. (1979). Aluminum Organic Matter in Acid Soils: Buffering and Solution Aluminum Activity. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 43, 488–493.
- Bloor, J.M.G. & Bardgett, R.D. (2012). Stability of above-ground and below-ground processes to extreme drought in model grassland ecosystems: Interactions with plant species diversity and soil nitrogen availability. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.*, 14, 193–204.

- Bolan, N.S., Adriano, D.C. & Curtin, D. (2003). Soil acidification and liming interactions with nutrient and heavy metal transformation and bioavailability. *Advances in Agronomy*, 78, 215-272. *Adv. Agron.*, 78, 215–272.
- Bolan, N.S. & Hedley, M.J. (2003). Role of carbon, nitrogen, and sulfur cycles in soil acidification. In: *Handbook of soil acidity* (ed. Rengek, Z.). Marcel Dekker, New York, pp. 29–56.
- Borken, W. & Brumme, R. (1997). Liming practice in temperate forest ecosystems and the effects on CO₂, N₂O and CH₄ fluxes. *Soil Use Manag.*, 13, 251–257.
- Bouwman, A.F. (1996). Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutr. Cycl. Agroecosystems*, 46, 53–70.
- Bremner, J.M. (1997). Sources of nitrous oxide in soils. *Nutr. Cycl. Agroecosystems*, 49, 7–16.
- Brooker, R.W. (2006). Plant-plant interactions and environmental change. *New Phytol.*, 171, 271–284.
- Brookes, P.C., Landman, A., Pruden, G. & Jenkinson, D.S. (1985). Chloroform Fumigation and the Release of Soil Nitrogen: A Rapid Direct Extraction Method to Measure Microbial Biomass Nitrogen in Soil. *Soil Biol. Biocfrem*, 17, 837–842.
- Brumme, R. & Beese, F. (1992). Effects of liming and nitrogen fertilization on emissions of CO₂ and N₂O from a temperate forest. *J. Geophys. Res.*, 97, 12851.
- Cantarel, A.A.M., Bloor, J.M.G., Deltroy, N. & Soussana, J.-F. (2011). Effects of Climate Change Drivers on Nitrous Oxide Fluxes in an Upland Temperate Grassland. *Ecosystems*, 14, 223–233.
- Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., *et al.* (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486, 59–67.
- Carrère, P., Plantureux, S. & Pottier, E. (2012). Concilier les services rendus par les prairies pour assurer la durabilité des systèmes d'élevage herbagers. *Fourrages*, 211, 213–218.
- Carson, R. (1962). *Silent Spring*.
- Chan, K.Y. & Heenan, D.P. (1999). Lime-induced loss of soil organic carbon and effect on aggregate stability. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 63, 1841.
- Chaves, M.M., Maroco, J.P. & Pereira, J.S. (2003). Understanding plant responses to drought - From genes to the whole plant. *Funct. Plant Biol.*
- Ciais, P., Sabine, C., Bala, G., Bopp, L., Brovkin, V., Canadell, J., *et al.* (2013). IPCC-WG1AR5-Chapter6: Carbon and Other Biogeochemical Cycles. In: *Climate Change 2013 - The Physical Science Basis* (eds. Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.K., Tignor, M., Allen, S.K., Boschung, J., *et al.*). Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, USA, pp. 465–570.
- Clough, T.J., Kelliher, F.M., Sherlock, R.R. & Ford, C.D. (2004). Lime and Soil Moisture Effects on Nitrous Oxide Emissions from a Urine Patch. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 68, 1600.
- Comifer. (2010). *Le chaulage : des bases pour les raisonner*.
- Costanza, R., Arge, R., Groot, R. De, Farberk, S., Grasso, M., Hannon, B., *et al.* (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253–260.
- Costanza, R. & Daly, H.E. (1992). Natural Capital and Sustainable Development. *Conserv. Biol.*, 6, 37–46.
- Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S.J., Kubiszewski, I., *et al.* (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Glob. Environ. Chang.*, 26, 152–158.

- Coulon, J.B. & Priolo, A. (2002). La qualité sensorielle des produits laitiers et de la viande dépend des fourrages consommés par les animaux. *Prod. Anim.*, 15, 333–342.
- Coissant, A.E., Washburn, S.P., Dean, L.L. & Drake, M.A. (2007). Chemical Properties and Consumer Perception of Fluid Milk from Conventional and Pasture-Based Production Systems. *J. Dairy Sci.*, 90, 4942–4953.
- Crutzen, P.J. (2002). Geology of mankind. *Nature*.
- Cuhel, J., Simek, M., Laughlin, R.J., Bru, D., Cheneby, D., Watson, C.J., *et al.* (2010). Insights into the Effect of Soil pH on N₂O and N₂ Emissions and Denitrifier Community Size and Activity. *Appl. Environ. Microbiol.*, 76, 1870–1878.
- Culp, J.M., Podemski, C.L., Cash, K.J. & Lowell, R.B. (2000). A research strategy for using stream microcosms in ecotoxicology: Integrating experiments at different levels of biological organization with field data. *J. Aquat. Ecosyst. Stress Recover.*, 7, 167–176.
- Curtin, D., Campbell, C.A. & Jalil, A. (1998). Effects of acidity on mineralization: pH-dependence of organic matter mineralization in weakly acidic soils. *Soil Biol. Biochem.*, 30, 57–64.
- Curtin, D. & Smillie, G.W. (1986). Effects of liming on soil chemical characteristics and grass growth in laboratory and long-term field-amended soils. *Plant Soil*, 95, 23–31.
- Curtin, D. & Trolove, S. (2013). Predicting pH buffering capacity of New Zealand soils from organic matter content and mineral characteristics. *Soil Res.*, 51, 494.
- Dagnelie, P. (2011). *Statistique théorique et appliquée. Tome 2. Inférence statistique à une et à deux dimensions*. De Boeck, Bruxelles.
- Dagnelie, P. (2013). *Statistique théorique et appliquée. Tome 1. Statistique descriptive et bases de l'inférence statistique*. De Boeck, Bruxelles.
- Dalgaard, T., Hutchings, N.J. & Porter, J.R. (2003). Agroecology, scaling and interdisciplinarity. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 100, 39–51.
- Davidson, D.A. & Grieve, I.C. (2006). The influence of soil fauna on soil structural attributes under a limed and untreated upland grassland. *L. Degrad. Dev.*, 17, 393–400.
- Descalzo, A.M. & Sancho, A.M. (2008). A review of natural antioxidants and their effects on oxidative status, odor and quality of fresh beef produced in Argentina. *Meat Sci.*, 79, 423–436.
- De Deyn, G.B., Cornelissen, J.H.C. & Bardgett, R.D. (2008). Plant functional traits and soil carbon sequestration in contrasting biomes. *Ecol. Lett.*, 11, 516–531.
- Doré, T., Makowski, D., Malézieux, E., Munier-Jolain, N., Tchamitchian, M. & Titonell, P. (2011). Facing up to the paradigm of ecological intensification in agronomy: Revisiting methods, concepts and knowledge. *Eur. J. Agron.*, 34, 197–210.
- Dumale, W.A., Miyazaki, T., Hirai, K. & Nishimura, T. (2011). SOC Turnover and Lime-CO₂ Evolution during Liming of an Acid Andisol and Ultisol. *Open J. Soil Sci.*, 1, 49–53.
- During, C., Jackson, B.L.J. & Dyson, C.B. (1984). Lime effects on hill country: 2. Relation of soil moisture, pH, and aluminium values with pasture yield. *New Zeal. J. Agric. Res.*, 27, 531–535.
- Edmeades, D.C., Judd, M. & Sarathchandra, S.U. (1981). The effect of lime on nitrogen mineralization as measured by grass growth. *Plant Soil*, 60, 177–186.

- Egan, G., Crawley, M.J. & Fornara, D.A. (2017). Effects of long-term grassland management on the carbon and nitrogen pools of different soil aggregate fractions. *Sci. Total Environ.*, 613614, 810–819.
- Ehrlich, P. & Ehrlich, A. (1981). *Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species*. Random House. New York.
- Eurostat. (2016). *Agriculture, forestry and fishery statistics - 2016 edition*. EUROSTAT Stat. books.
- Fabian, C., Reimann, C., Fabian, K., Birke, M., Baritz, R., Haslinger, E., et al. (2014). GEMAS: Spatial distribution of the pH of European agricultural and grazing land soil. *Appl. Geochemistry*, 48, 207–216.
- Fabre, B. & Kockmann, F. (2006). Les effets du chaulage sur les prairies permanentes ou de longue durée : synthèse bibliographique. *Rev. Fourrag.*, 185, 20p.
- FAO, FIDA, OMS, PAM & UNICEF. (2017). *L'État de la sécurité alimentaire et de la nutrition dans le monde 2017. Renforcer la résilience pour favoriser la paix et la sécurité alimentaire*. Rome.
- FAOSTAT. (2013). *Inputs_Land Data*. Available at: <http://faostat3.fao.org/home/E>. Last accessed 4 March 2016.
- Farruggia, A., Martin, B., Baumont, R., Prache, S., Doreau, M., Hoste, H., et al. (2008). Quels intérêts de la diversité floristique des prairies permanentes pour les ruminants et les produits animaux ? *INRA Prod. Anim.*, 2, 181–200.
- Fay, P.A., Carlisle, J.D., Knapp, A.K., Blair, J.M. & Collins, S.L. (2003). Productivity responses to altered rainfall patterns in a C4-dominated grassland. *Oecologia*, 137, 245–251.
- Feng, J., Wang, J., Song, Y. & Zhu, B. (2018). Patterns of soil respiration and its temperature sensitivity in grassland ecosystems across China. *Biogeosciences*, 15, 5329–5341.
- Fischer, M., Marquard, E., Middelhoff, C., Oelmann, Y., Roscher, C., Rottstock, T., et al. (2008). L'expérience de l'éna démontre les avantages de la diversité végétale pour les prairies. *Fourrages*, 275–286.
- Foley, J.A., Defries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., et al. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309, 570–4.
- Fornara, D.A., STEINBEISS, S., McNAMARA, N.P., GLEIXNER, G., OAKLEY, S., POULTON, P.R., et al. (2011). Increases in soil organic carbon sequestration can reduce the global warming potential of long-term liming to permanent grassland. *Glob. Chang. Biol.*, 17, 1925–1934.
- Francis, C., Lieblein, G., Gliessman, S., Breland, T.A., Creamer, N., Harwood, R., et al. (2003). Agroecology: The Ecology of Food Systems. *J. Sustain. Agric.*, 22, 99–118.
- Fraser, L.H. (1999). The use of microcosms as an experimental approach to understanding terrestrial ecosystem functioning. *Adv. Space Res.*, 24, 297–302.
- Fraser, L.H. & Keddy, P. (1997). The role of experimental microcosms in ecological research. *Trends Ecol. Evol.*, 12, 478–481.
- Fuentes, J.P., Bezdicek, D.F., Flury, M., Albrecht, S. & Smith, J.L. (2006). Microbial activity affected by lime in a long-term no-till soil. *Soil Tillage Res.*, 88, 123–131.
- Galbally, I.E., Meyer, M.C.P., Wang, Y.-P., Smith, C.J. & Weeks, I.A. (2010). Nitrous oxide emissions from a legume pasture and the influences of liming and urine addition. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 136, 262–272.
- Galloway, J.N., Schlesinger, W.H., Levy, H., Michaels, A. & Schnoor, J.L. (1995). Nitrogen fixation: Anthropogenic enhancement-environmental response. *Global Biogeochem. Cycles*, 9, 235–252.

- Galloway, J.N., Townsend, A.R., Erismann, J.W., Bekunda, M., Cai, Z., Freney, J.R., *et al.* (2008). Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. *Science*, 320, 889–892.
- Garcia-Pausas, J., Casals, P., Romanyà, J., Vallecillo, S. & Sebastià, M.T. (2011). Seasonal patterns of belowground biomass and productivity in mountain grasslands in the Pyrenees. *Plant Soil*, 340, 315–326.
- Geisseler, D., Lazicki, P.A. & Scow, K.M. (2016). Mineral nitrogen input decreases microbial biomass in soils under grasslands but not annual crops. *Appl. Soil Ecol.*
- Gliessman, S.R. (2001). *Agroecosystem Sustainability: Developing Practical Strategies (Serie in Advances in Agroecology)*.
- Gough, L., Osenberg, C.W., Gross, K.L. & Collins, S.L. (2000). Fertilization effects on species density and primary productivity in herbaceous plant communities. *Oikos*, 89, 428–439.
- Goulding, K.W.T. (2016). Soil acidification and the importance of liming agricultural soils with particular reference to the United Kingdom. *Soil use Manag.*, 32, 390–399.
- Goulding, K.W.T., McGrath, S.P. & Johnston, A.E. (1989). Predicting the lime requirement of soils under permanent grassland and arable crops. *Soil Use Manag.*, 5, 54–58.
- Grayston, S., Campbell, C., Bardgett, R., Mawdsley, J., Clegg, C., Ritz, K., *et al.* (2004). Assessing shifts in microbial community structure across a range of grasslands of differing management intensity using CLPP, PLFA and community DNA techniques. *Appl. Soil Ecol.*, 25, 63–84.
- Grieve, I.C., Davidson, D.A. & Bruneau, P.M.C. (2005). Effects of liming on void space and aggregation in an upland grassland soil. *Geoderma*, 125, 39–48.
- Grigg, D. (1993). *The world food problem. Blackwell Publ. 1993. xiv+303 pp.* second ed. Oxford.
- Grigulis, K., Lavorel, S., Krainer, U., Legay, N., Baxendale, C., Dumont, M., *et al.* (2013). Relative contributions of plant traits and soil microbial properties to mountain grassland ecosystem services. *J. Ecol.*, 101, 47–57.
- Grime, J.P. (1974). Vegetation classification by reference to strategies. *Nature*, 250, 26–31.
- Grover, S.P., Butterly, C.R., Wang, X. & Tang, C. (2017). The short-term effects of liming on organic carbon mineralisation in two acidic soils as affected by different rates and application depths of lime. *Biol. Fertil. Soils*, 53, 431–443.
- Hamilton, S.K., Kurzman, A.L., Arango, C., Jin, L. & Robertson, G.P. (2007). Evidence for carbon sequestration by agricultural liming. *Global Biogeochem. Cycles*, 21, n/a-n/a.
- Haynes, R.J. & Naidu, R. (1998). Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: A review. *Nutr. Cycl. Agroecosystems*, 51, 123–137.
- Haynes, R.J. & Swift, R.S. (1988). Effects of lime and phosphate additions on changes in enzyme-activities, microbial biomass and levels of extractable nitrogen, sulphur and phosphorus in an acid soil. *Biol. Fertil. Soils*, 6, 153–158.
- Hejcman, M., Schellberg, J. & Pavlů, V. (2010). Long-term effects of cutting frequency and liming on soil chemical properties, biomass production and plant species composition of Lolio-Cynosuretum grassland after the cessation of fertilizer application. *Appl. Veg. Sci.*
- Hobbie, J.E. & Hobbie, E.A. (2013). Microbes in nature are limited by carbon and energy: the starving-survival lifestyle in soil and consequences for estimating microbial rates. *Front. Microbiol.*, 4, 324.

- Hodge, A., Robinson, D. & Fitter, A. (2000). Are microorganisms more effective than plants at competing for nitrogen? *Trends Plant Sci.*, 5, 304–308.
- Holland, J.E., Bennett, A.E., Newton, A.C., White, P.J., McKenzie, B.M., George, T.S., *et al.* (2018). Liming impacts on soils, crops and biodiversity in the UK: A review. *Sci. Total Environ.*, 610–611, 316–332.
- Hoover, D.L., Knapp, A.K. & Smith, M.D. (2016). The immediate and prolonged effects of climate extremes on soil respiration in a mesic grassland. *J. Geophys. Res. G Biogeosciences*, 121, 1034–1044.
- Ignacio Rangel-Castro, J., Prosser, J.I., Scrimgeour, C.M., Smith, P., Ostle, N., Ineson, P., *et al.* (2004a). Carbon flow in an upland grassland: effect of liming on the flux of recently photosynthesized carbon to rhizosphere soil. *Glob. Chang. Biol.*, 10, 2100–2108.
- Ignacio Rangel-Castro, J., Prosser, J.I., Scrimgeour, C.M., Smith, P., Ostle, N., Ineson, P., *et al.* (2004b). Carbon flow in an upland grassland: effect of liming on the flux of recently photosynthesized carbon to rhizosphere soil. *Glob. Chang. Biol.*, 10, 2100–2108.
- IPCC. (2006). *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Vol 4. Agriculture, Forestry and Other Land Use.*
- IPCC. (2014). *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Core Writ. Team, R.K. Pachauri L.A. Meyer.* Geneva, Switzerland.
- Jessup, C.M., Kassen, R., Forde, S.E., Kerr, B., Buckling, A., Rainey, P.B., *et al.* (2004). Big questions, small worlds: Microbial model systems in ecology. *Trends Ecol. Evol.*
- Johnson, D., Leake, J.R. & Read, D.J. (2005). Liming and nitrogen fertilization affects phosphatase activities, microbial biomass and mycorrhizal colonisation in upland grassland. *Plant Soil*, 271, 157–164.
- Jones, M.B. & Donnelly, A. (2004). Carbon sequestration in temperate grassland ecosystems and the influence of management, climate and elevated CO₂. *New Phytol.*, 423–439.
- Kampichler, C., Bruckner, A. & Kandeler, E. (2001). Use of enclosed model ecosystems in soil ecology: a bias towards laboratory research. *Soil Biol. Biochem.*, 33, 269–275.
- Karlowsky, S., Augusti, A., Ingrisich, J., Hasibeder, R., Lange, M., Lavorel, S., *et al.* (2018). Land use in mountain grasslands alters drought response and recovery of carbon allocation and plant-microbial interactions. *J. Ecol.*, 106, 1230–1243.
- Kemmitt, S., Wright, D., Goulding, K. & Jones, D. (2006). pH regulation of carbon and nitrogen dynamics in two agricultural soils. *Soil Biol. Biochem.*, 38, 898–911.
- Kemmitt, S.J., Wright, D. & Jones, D.L. (2005). Soil acidification used as a management strategy to reduce nitrate losses from agricultural land. *Soil Biol. Biochem.*, 37, 867–875.
- Kennedy, N., Connolly, J. & Clipson, N. (2004). Impact of lime, nitrogen and plant species on bacterial community structure in grassland microcosms. *Environ. Microbiol.*, 7, 780–8.
- Khalil, M.I., Van Cleemput, O., Rosenani, A.B., Fauziah, C.I. & Shamshuddin, J. (2003). Nitrous oxide formation potential of various humid tropic soils of Malaysia: A laboratory study. *Nutr. Cycl. Agroecosystems*, 66, 13–21.
- Kirschbaum, M.U.F. (2006). The temperature dependence of organic-matter decomposition—still a topic of

- debate. *Soil Biol. Biochem.*, 38, 2510–2518.
- Knapp, A.K., Carroll, C.J.W., Denton, E.M., La Pierre, K.J., Collins, S.L. & Smith, M.D. (2015). Differential sensitivity to regional-scale drought in six central US grasslands. *Oecologia*, 177, 949–57.
- Kunhikrishnan, A., Thangarajan, R., Bolan, N.S., Xu, Y., Mandal, S., Gleeson, D.B., *et al.* (2016). Functional Relationships of Soil Acidification, Liming, and Greenhouse Gas Flux. pp. 1–71.
- Lal, R. (2004). Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. *Am. Assoc. Adv. Sci.*, 304, 1623–7.
- Lal, R., Delgado, J. a., Groffman, P.M., Millar, N., Dell, C. & Rotz, A. (2011). Management to mitigate and adapt to climate change. *J. Soil Water Conserv.*, 66, 276–285.
- Lauber, C.L., Strickland, M.S., Bradford, M.A. & Fierer, N. (2008). The influence of soil properties on the structure of bacterial and fungal communities across land-use types. *Soil Biol. Biochem.*, 40, 2407–2415.
- Lavorel, S. & Grigulis, K. (2012). How fundamental plant functional trait relationships scale-up to trade-offs and synergies in ecosystem services. *J. Ecol.*, 100, 128–140.
- Liu, B., Mørkved, P.T., Frostegård, Å. & Bakken, L.R. (2010). Denitrification gene pools, transcription and kinetics of NO, N₂O and N₂ production as affected by soil pH. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 72, 407–417.
- Louault, F., Pottier, J., Note, P., Vile, D., Soussana, J.F. & Carrère, P. (2017). Complex plant community responses to modifications of disturbance and nutrient availability in productive permanent grasslands. *J. Veg. Sci.*, 28, 538–549.
- Macdonald, R.M. (1979). Liming and the growth of a mixed population of soil bacteria. *Soil Biol. Biochem.*, 11, 633–636.
- Mace, G.M. (2014). Whose conservation? *Science (80-)*, 345, 1558–1560.
- Mace, G.M., Norris, K. & Fitter, A.H. (2012). Biodiversity and ecosystem services: A multilayered relationship. *Trends Ecol. Evol.*, 27, 19–25.
- MEA, M.E.A. (2005). *Living Beyond Our Means: Natural Assets and Human Well-being*. Washington, DC.
- Mijangos, I., Albizu, I., Epelde, L., Amezaga, I., Mendarte, S. & Garbisu, C. (2010). Effects of liming on soil properties and plant performance of temperate mountainous grasslands. *J. Environ. Manage.*, 91, 2066–2074.
- Mirzaei, H., Kreyling, J., Zaman Hussain, M., Li, Y., Tenhunen, J., Beierkuhnlein, C., *et al.* (2008). A single drought event of 100-year recurrence enhances subsequent carbon uptake and changes carbon allocation in experimental grassland communities. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 171, 681–689.
- Mkhabela, M.S., Gordon, R., Burton, D., Madani, A. & Hart, W. (2006). Effect of lime, dicyandiamide and soil water content on ammonia and nitrous oxide emissions following application of liquid hog manure to a marshland soil. *Plant Soil*, 284, 351–361.
- Moore, J.C., de Ruiter, P.C., Hunt, H.W., Coleman, D.C. & Freckman, D.W. (1996). Microcosms and soil Ecology: Critical Linkages between Fields Studies and Modelling Food Webs. *Ecology*, 77, 694–705.
- Mørkved, P.T., Dörsch, P. & Bakken, L.R. (2007). The N₂O product ratio of nitrification and its dependence on long-term changes in soil pH. *Soil Biol. Biochem.*, 39, 2048–2057.
- Mosier, A.R., Delgado, J.A. & Keller, M. (1998). Methane and nitrous oxide fluxes in an acid oxisol in western

- Puerto Rico: Effects of tillage, liming and fertilization. *Soil Biol. Biochem.*, 30, 2087–2098.
- Mouillot, D., Villéger, S., Scherer-Lorenzen, M. & Mason, N.W.H. (2011). Functional structure of biological communities predicts ecosystem multifunctionality. *PLoS One*, 6, e17476.
- Neale, S.P., Shah, Z. & Adams, W.A. (1997). Changes in microbial biomass and nitrogen turnover in acidic organic soils following liming. *Soil Biol. Biochem.*, 29, 1463–1474.
- Nelson, E., Mendoza, G., Regetz, J., Polasky, S., Tallis, H., Cameron, Dr., *et al.* (2009). Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Front. Ecol. Environ.*, 7, 4–11.
- Niboyet, A., Bardoux, G., Barot, S. & Bloor, J.M.G. (2017). Elevated CO₂ mediates the short-term drought recovery of ecosystem function in low-diversity grassland systems. *Plant Soil*, 420, 289–302.
- Nyborg, M. & Hoyt, P.B. (1978). Effects of Soil Acidity and Liming on Mineralization of Soil Nitrogen. *Can. J. Soil Sci.*, 58, 331–338.
- Nye, P.H. (1981). Changes of pH across the rhizosphere induced by roots. *Plant Soil*, 61, 7–26.
- O'Mara, F.P. (2012). The role of grasslands in food security and climate change. *Ann. Bot.*
- Odum, E.P. (1984). The Mesocosm. *Bioscience*, 34, 558–562.
- Oertel, C., Matschullat, J., Zurba, K., Zimmermann, F. & Erasmi, S. (2016). Greenhouse gas emissions from soils—A review. *Chemie der Erde - Geochemistry*, 76, 327–352.
- ONU. (1972). *Report of the United Nations conference on the human environment*. Stockholm.
- Orwin, K.H., Bertram, J.E., Clough, T.J., Condon, L.M., Sherlock, R.R. & O'Callaghan, M. (2009). Short-term consequences of spatial heterogeneity in soil nitrogen concentrations caused by urine patches of different sizes. *Appl. Soil Ecol.*, 42, 271–278.
- Page, K.L., Allen, D.E., Dalal, R.C. & Slattery, W. (2009). Processes and magnitude of CO₂, CH₄, and N₂O fluxes from liming of Australian acidic soils: A review. *Aust. J. Soil Res.*, 47, 747–762.
- Palpurina, S., Wagner, V., von Wehrden, H., Hájek, M., Horsák, M., Brinkert, A., *et al.* (2017). The relationship between plant species richness and soil pH vanishes with increasing aridity across Eurasian dry grasslands. *Glob. Ecol. Biogeogr.*, 26, 425–434.
- Paradelo, R., Virto, I. & Chenu, C. (2015). Net effect of liming on soil organic carbon stocks: A review. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 202, 98–107.
- Parsons, A., Rowarth, J., Thornley, J. & Newton, P. (2011). Primary production of grasslands, herbage accumulation and use, and impacts of climate change. In: *Grassland productivity and ecosystem services*. CABI, Wallingford, pp. 3–18.
- Peeters, A. (2009). Importance, evolution, environmental impact and future challenges of grasslands and grassland-based systems in Europe. *Grassl. Sci.*, 55, 113–125.
- Plantureux, S., Pottier, E. & Carrère, P. (2012). La prairie permanente : nouveaux enjeux , nouvelles définitions ? *Fourrages*, 211, 181–193.
- Poozesh, V., Castillon, P., Cruz, P. & Bertoni, G. (2010). Re-evaluation of the liming-fertilization interaction in grasslands on poor and acid soils. *Grass Forage Sci.*, 65, 260–272.
- Power, A.G. (2010). Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B.*

- Biol. Sci.*, 365, 2959–2971.
- Prato, T. & Fagre, D. (2005). National parks and protected areas: approaches for balancing social, economic, and ecological values. Blackwell Pub, p. 446.
- Pretty, J. (2008). Agricultural sustainability: concepts, principles and evidence. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.*, 363, 447–465.
- R Core Team. (2013). R: A language and Environment for Statistical Computing.
- Raich, J.W., Potter, C.S. & Bhagawati, D. (2002). Interannual variability in global soil respiration, 1980–94. *Glob. Chang. Biol.*, 8, 800–812.
- Raich, J.W. & Schlesinger, W.H. (1992). The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus B*, 44, 81–99.
- Ramirez, K.S., Craine, J.M. & Fierer, N. (2012). Consistent effects of nitrogen amendments on soil microbial communities and processes across biomes. *Glob. Chang. Biol.*, 18, 1918–1927.
- Rangel-Castro, J.I., Prosser, J.I., Ostle, N., Scrimgeour, C.M., Killham, K. & Meharg, A.A. (2005). Flux and turnover of fixed carbon in soil microbial biomass of limed and unlimed plots of an upland grassland ecosystem. *Environ. Microbiol.*, 7, 544–552.
- Reuter, H.I., Lado, L.R., Tomislav Hengl, T. & Montanarella, L. (2008). Continental-scale digital soil mapping using European soil profile data: soil pH. In: *SAGA* (eds. Böhner, J., Blaschke, T. & Montanarella, L.). Hamburger Beiträge zur Physischen Geographie und Landschaftsökologie, pp. 91–102.
- Reynolds, S.G., Batello, C., Baas, S. & Mack, S. (2005). Grassland and forage to improve livelihoods and reduce poverty. In: *A Global Resource* (ed. McGilloway, D.). pp. 323–338.
- Robertson, G.P. (1999). *Standard soil methods for long-term ecological research*. Oxford University Press.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F.S., Lambin, E., *et al.* (2009). Planetary boundaries: Exploring the safe operating space for humanity. *Ecol. Soc.*, 14, 472–475.
- Rousk, J., Bååth, E., Brookes, P.C., Lauber, C.L., Lozupone, C., Caporaso, J.G., *et al.* (2010). Soil bacterial and fungal communities across a pH gradient in an arable soil. *Isme J.*, 4, 1340–1351.
- Rousk, J., Brookes, P.C. & Bååth, E. (2009). Contrasting soil pH effects on fungal and bacterial growth suggest functional redundancy in carbon mineralization. *Appl. Environ. Microbiol.*, 75, 1589–96.
- Rumpel, C., Crème, A., Ngo, P.T., Velásquez, G., Mora, M.L. & Chabbi, A. (2015). The impact of grassland management on biogeochemical cycles involving carbon, nitrogen and phosphorus. *J. Soil Sci. Plant Nutr.*, 15, 353–371.
- Santner, J., Larsen, M., Kreuzeder, A. & Glud, R.N. (2015). Analytica Chimica Acta Two decades of chemical imaging of solutes in sediments and soils – a review. *Anal. Chim. Acta*, 878, 9–42.
- Schimel, D.S. (1995). Terrestrial ecosystems and the carbon cycle. *Glob. Chang. Biol.*, 1, 77–91.
- Schindler, D.W. (1998). Replication versus realism: The need for ecosystem-scale experiments. *Ecosystems*, 1, 323–334.
- Schrier-Uijl, A.P., Kroon, P.S., Hensen, A., Leffelaar, P.A., Berendse, F. & Veenendaal, E.M. (2010). Comparison of chamber and eddy covariance-based CO₂ and CH₄ emission estimates in a heterogeneous grass ecosystem on peat. *Agric. For. Meteorol.*, 150, 825–831.

- Shah, Z., Adamst, W.A. & Haven, C.D.V. (1990). Composition and activity of the microbial population in an acidic upland soil and effects of liming. *Soil Biol. Biochem.*, 22, 257–263.
- Shi, S., Richardson, A.E., O'Callaghan, M., Deangelis, K.M., Jones, E.E., Stewart, A., *et al.* (2011). Effects of selected root exudate components on soil bacterial communities. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 77, 600–610.
- Simek, M. & Cooper, J.E. (2002). The influence of soil pH on denitrification: progress towards the understanding of this interaction over the last 50 years. *Eur. J. Soil Sci.*, 53, 345–354.
- Slessarev, E.W., Lin, Y., Bingham, N.L., Johnson, J.E., Dai, Y., Schimel, J.P., *et al.* (2016). Water balance creates a threshold in soil pH at the global scale. *Nature*, 540, 567–569.
- Soussana, J.-F. & Lemaire, G. (2014). Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 190, 9–17.
- Soussana, J.F., Allard, V., Pilegaard, K., Ambus, P., Amman, C., Campbell, C., *et al.* (2007). Full accounting of the greenhouse gas (CO₂, N₂O, CH₄) budget of nine European grassland sites. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 121, 121–134.
- Soussana, J.F., Tallec, T. & Blanfort, V. (2009). Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal*, 4, 334–350.
- Sparling, G.P., Feltham, C.W., Reynolds, J., West, A.W. & Singleton, P. (1990). Estimation of soil microbial c by a fumigation-extraction method: use on soils of high organic matter content, and a reassessment of the kec-factor. *Soil Biol. Biochem.*, 22, 301–307.
- Spiegelberger, T., Deléglise, C., DeDanieli, S. & Bernard-Brunet, C. (2010). Resilience of acid subalpine grassland to short-term liming and fertilisation. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 137, 158–162.
- Spiertz, J.H.J. (2010). *Nitrogen, sustainable agriculture and food security. A review. Agron. Sustain. Dev.* Available at: <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00886486/document>. Last accessed 11 January 2016.
- Srivastava, D.S., Kolasa, J., Bengtsson, J., Gonzalez, A., Lawler, S.P., Miller, T.E., *et al.* (2004). Are natural microcosms useful model systems for ecology? *Trends Ecol. Evol.*, 19, 379–384.
- Staddon, P.L. (2003). The speed of soil carbon throughput in an upland grassland is increased by liming. *J. Exp. Bot.*, 54, 1461–1469.
- Stampfli, A., Bloor, J.M.G., Fischer, M. & Zeiter, M. (2018). High land-use intensity exacerbates shifts in grassland vegetation composition after severe experimental drought. *Glob. Chang. Biol.*, 24, 2021–2034.
- Steffen, W., Broadgate, W., Deutsch, L., Gaffney, O. & Ludwig, C. (2015a). The trajectory of the anthropocene: The great acceleration. *Anthr. Rev.*
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., *et al.* (2015b). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* (80-), 348, 12–14.
- Stevens, R.J. & Laughlin, R.J. (1996). Effects of lime and nitrogen fertilizer on two sward types over a 10-year period. *J. Agric. Sci. Cambridge*, 127, 451–461.
- Tardy, V., Spor, A., Mathieu, O., Lévêque, J., Terrat, S., Plassart, P., *et al.* (2015). Shifts in microbial diversity through land use intensity as drivers of carbon mineralization in soil. *Soil Biol. Biochem.*, 90, 204–213.
- Tilman, D. (1987). Secondary succession and the pattern of plant dominance along experimental nitrogen gradients. *Ecol. Monogr.*, 57, 189–214.

- Tóth, G., Jones, A. & Montanarella, L. (2013). *LUCAS Topsoil Survey, Methodology Data and Results*.
- UNIFA. (2018). *Union des Industries de la Fertilisation*. Available at: <http://www.unifa.fr/>. Last accessed 15 October 2018.
- Veresoglou, S.D., Voulgari, O.K., Sen, R., Mamolos, a. P. & Veresoglou, D.S. (2011). Effects of nitrogen and phosphorus fertilization on soil pH-Plant productivity relationships in upland Grasslands of Northern Greece. *Pedosphere*, 21, 750–752.
- Vicente-Serrano, S.M., Beguería, S., López-Moreno, J.I., Vicente-Serrano, S.M., Beguería, S. & López-Moreno, J.I. (2010). A Multiscalar Drought Index Sensitive to Global Warming: The Standardized Precipitation Evapotranspiration Index. *J. Clim.*, 23, 1696–1718.
- Vitousek, P.M., Aber, J.D., Howarth, R.W., Likens, G.E., Matson, P.A., Schindler, D.W., *et al.* (1997a). Technical Report: Human Alteration of the Global Nitrogen Cycle: Sources and Consequences. *Source Ecol. Appl.*, 7, 737–750.
- Vitousek, P.M., Ehrlich, P.R., Ehrlich, A.H. & Matson, P.A. (1986). Human Appropriation of the Products of Photosynthesis. *Bioscience*, 36, 368–373.
- Vitousek, P.M. & Howarth, R. (1991). Nitrogen limitation on land and in the sea: How can it occur? *Biogeochemistry*, 13.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J. & Melillo, J.M. (1997b). Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science (80-.)*, 277, 494–499.
- de Vries, F.T., Brown, C. & Stevens, C.J. (2016). Grassland species root response to drought: consequences for soil carbon and nitrogen availability. *Plant Soil*, 409, 297–312.
- de Vries, F.T. & Shade, A. (2013). Controls on soil microbial community stability under climate change. *Front. Microbiol.*, 4, 265.
- Wamelink, G.W.W., Goedhart, P.W., Van Dobben, H.F. & Berendse, F. (2005). Plant species as predictors of soil pH: Replacing expert judgement with measurements. *J. Veg. Sci.*, 16, 461–470.
- Wardle, D. a, Bardgett, R.D., Klironomos, J.N., Setälä, H., van der Putten, W.H. & Wall, D.H. (2004). Ecological linkages between aboveground and belowground biota. *Science*, 304, 1629–1633.
- Waring, B.G., Averill, C. & Hawkes, C. V. (2013). Differences in fungal and bacterial physiology alter soil carbon and nitrogen cycling: insights from meta-analysis and theoretical models. *Ecol. Lett.*, 16, 887–894.
- West, T.O. & McBride, A.C. (2005). The contribution of agricultural lime to carbon dioxide emissions in the United States: dissolution, transport, and net emissions. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 108, 145–154.
- Westman, W.E. (1977). How much are nature's services worth? *Science (80-.)*, 197, 960–964.
- Wezel, a., Bellon, S., Doré, T., Francis, C., Vallod, D. & David, C. (2009). Agroecology as a science, a movement and a practice. *Sustain. Agric.*, 2, 27–43.
- Wezel, A., Casagrande, M., Celette, F., Vian, J.-F., Ferrer, A. & Peigné, J. (2014). Agroecological practices for sustainable agriculture. A review. *Agron. Sustain. Dev.*, 34, 1–20.
- Wheeler, D., Edmeades, D. & Morton, J. (1997). Effect of lime on yield, N fixation, and plant N uptake from the soil by pasture on 3 contrasting trials in New Zealand. *NEW Zeal. J. Agric. Res.*, 40, 397–408.
- White, R., Murray, S. & Rohweder, M. (2000). *Pilot Analysis of Global Ecosystems: Grassland Ecosystems*. World

- Resources Institute Washington, DC, USA.
- Williams, J.R. & Diebel, P.L. (1996). The economic value of the prairie. In: *Prairie conservation: preserving North America's most endangered ecosystem* (eds. Samson, F. & Knopf, F.). Island Press, Washington, DC, pp. 18–35.
- Wrage, N., Lauf, J., Del Prado, A., Pinto, M., Pietrzak, S., Yamulki, S., *et al.* (2004). Distinguishing sources of N₂O in European grasslands by stable isotope analysis. *Rapid Commun. Mass Spectrom.*, 18, 1201–1207.
- Wrage, N., Velthof, G., van Beusichem, M., & Oenema, O. (2001). Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biol. Biochem.*, 33, 1723–1732.
- Wright, I.J., Reich, P.B., Westoby, M., Ackerly, D.D., Baruch, Z., Bongers, F., *et al.* (2004). The worldwide leaf economics spectrum. *Nature*, 428, 821–827.
- Wuest, S.B. (2015). Seasonal Variation in Soil Bulk Density, Organic Nitrogen, Available Phosphorus, and pH. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 79, 1188.
- Yachi, S. & Loreau, M. (1999). Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: the insurance hypothesis. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.*, 96, 1463–8.
- Zaman, M., Nguyen, M.L., Matheson, F., Blennerhassett, J.D. & Quin, B.F. (2007). Can soil amendments (zeolite or lime) shift the balance between nitrous oxide and dinitrogen emissions from pasture and wetland soils receiving urine or urea-N? *Aust. J. Soil Res.*, 45, 543.
- Zaman, M., Nguyen, M.L. & Sagggar, S. (2008). N₂O and N₂ emissions from pasture and wetland soils with and without amendments of nitrate, lime and zeolite under laboratory condition. *Aust. J. Soil Res.*, 46, 526.
- Zhou, L., Zhou, X., Zhang, B., Lu, M., Luo, Y., Liu, L., *et al.* (2014). Different responses of soil respiration and its components to nitrogen addition among biomes: a meta-analysis. *Glob. Chang. Biol.*, 20, 2332–2343.
- Zhou, X., Chen, C., Wang, Y., Xu, Z., Hu, Z., Cui, X., *et al.* (2012). Effects of warming and increased precipitation on soil carbon mineralization in an Inner Mongolian grassland after 6 years of treatments. *Biol. Fertil. Soils*, 48, 859–866.
- Zwicke, M., Alessio, G.A., Thiery, L., Falcimagne, R., Baumont, R., Rossignol, N., *et al.* (2013). Lasting effects of climate disturbance on perennial grassland above-ground biomass production under two cutting frequencies. *Glob. Chang. Biol.*, 19, 3435–3448.
- Zwicke, M., Picon-Cochard, C., Morvan-Bertrand, A., Prud'homme, M.-P. & Volaire, F. (2015). What functional strategies drive drought survival and recovery of perennial species from upland grassland? *Ann. Bot.*, 116, 1001–1015.

Annexes

Annexe 1 – Optodes

Annexe 2 – Article

Annexe 3 – Posters

Annexe 4 – Présentation orale de la thèse

Annexe 1 - Optodes

Technologie des optodes

Les optodes sont des capteurs photoluminescents présentant l'aspect d'un gel très fin, utilisés initialement en solution (Davison et al., 1994; Zhang and Davison, 1999) et dont la photoluminescence varie suivant la concentration de molécules solubilisées (Santner *et al.* 2015). Adaptée à la solution du sol, aux sédiments ou aux sols eux-mêmes, la technologie des optodes permet d'effectuer des analyses quantitatives non destructives et ainsi un suivi des variations micro-spatiales et temporelles de variables ciblées (Larsen et al., 2011; Santner et al., 2015) *via* des molécules (photophores) émettant une fluorescence lorsqu'elles sont excitées par une longueur d'onde spécifique. La fluorescence de certains photophores tels que la fluorescéine (fluorescence jaune-verte lors d'une excitation par une longueur d'onde de 470nm, lumière bleue ; Blossfeld & Gansert, 2007) varie en intensité suivant le pH du milieu. La présence de protons H⁺ rend la molécule non fluorescente : l'énergie fournie par la lumière va être transmise au proton et ne sera donc pas libérée sous forme de photons fluorescents. La prise régulière de photographies des optodes permet ainsi d'obtenir, après traitement des images, la dynamique du pH dans un milieu.

Expérimentation : dispositif et mesures

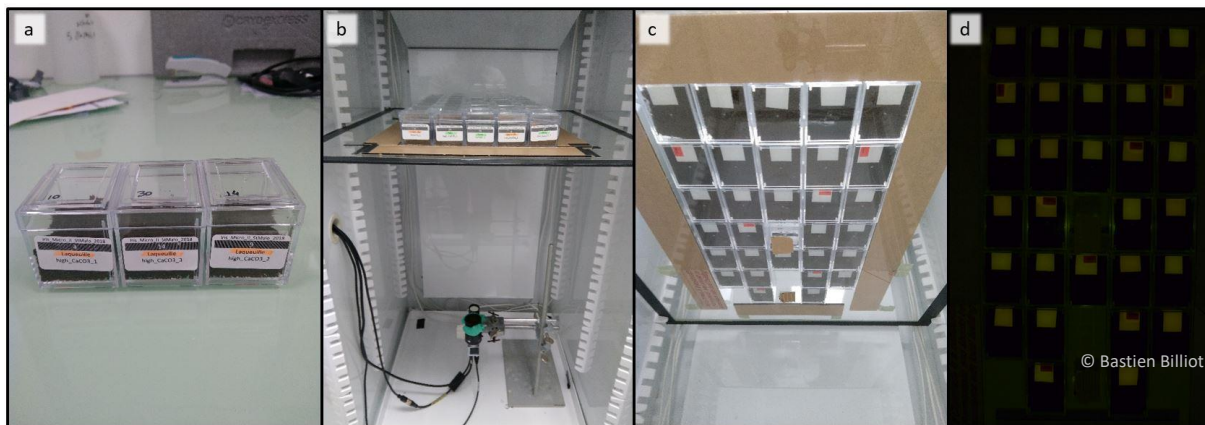
Une expérience a été réalisée à St Malo chez le partenaire industriel CMI-Groupe Roullier afin de mieux appréhender la dynamique de l'augmentation de pH du sol induite par les amendements minéraux basiques calciques. L'étude avait pour but de réaliser un suivi continu et non destructif du pH durant une semaine sur des incubations de sol chaulées, grâce à la technologie des optodes. Cette technique innovante pourrait permettre à terme de s'affranchir de diverses contraintes : la nécessité d'utiliser suffisamment de matériel pour pouvoir procéder à un ensemble de mesures destructives en fin d'expérimentation (contrainte vécue en 5.1) ou la multiplication des répétitions pour pouvoir sacrifier des séries en cours d'expérimentation pour la collecte de données intermédiaires renseignant les dynamiques (stratégie utilisée en 5.2).

L'expérimentation devait ainsi être complémentaire de la seconde expérimentation en microcosmes présentée en section 5.2 et a été menée avec les cinq mêmes combinaisons de traitements de chaulage (Témoin, CaCO₃ et Calcimer à deux dosages) et les deux mêmes types de sol (Andosol et Cambisol).

Pour chaque incubation, 20g de sol frais pré-incubé à l'humidité d'incubation (voir Chapitre 2, section 5.2), auxquels ont été préalablement mélangés les traitements, ont été placés dans des boîtes

en plexiglas de 90cm² (5.4 x 4 x 4.2cm ; Fig.A1). Les 10 combinaisons de traitements ont été répliquées trois fois. Trois mL d'eau ont été ajoutés à la pipette pour bien humidifier les sols avant que les boîtes ne soient fermées. Les boîtes ont été placées dans le noir à une température de 21°C sur une plaque transparente permettant la prise de photographies des optodes (Fig.A1). La caméra et le flash de lumière bleue (permettant la fluorescence) ont été programmés pour être déclenchés et enregistrer une image toutes les 30 min durant 10 jours. Après les 10 jours d'incubation, le pH du sol a été mesuré sur les 30 échantillons [Laboratoire CMI-Groupe Roullier].

Figure A1. **Illustration de l'expérience des optodes menée au CMI-Groupe Roullier.** Photographie a)



des boîtes utilisées pour les incubations ; b) du dispositif d'incubation des 30 boîtes suivies ; c) des optodes (carrés blancs) placés au fond des boîtes ; et d) de la fluorescence des membranes sensibles au pH (exemple d'une photo avant le traitement par le logiciel).

Résultats des optodes

Il semblerait que la technologie des membranes, détectant des variations de pH très localisées de la solution du sol, ne soit pas adaptée pour suivre une dynamique liée aux produits utilisés. D'une part, les amendements basiques calciques que sont le CaCO₃ et le Calcimer en poudre se dissolvent de manière très lente. D'autre part, les membranes doivent être assez humidifiées par la solution du sol. Les sols ont été incubés à une humidité proche de celle choisie pour l'expérimentation clermontoise et l'humidification des optodes a pu être insuffisante. Ainsi, les particules de produit n'ont pas dû influencer la solution du sol à proximité de l'optode. Seules les différences de pH entre les deux types de sol ont pu être mises en évidence par cette expérimentation. Néanmoins, les résultats des pH en fin d'incubation sont cohérents avec ce qui a pu être réalisé à Clermont-Ferrand. Le pH global de l'incubation de sol est impacté par la présence des traitements basiques.

En conclusion, les optodes représentent une technologie novatrice et pointue nécessitant la réalisation d'essais supplémentaires pour affiner sa mise au point et valider son utilisation dans les conditions des incubations menées pour ce projet de thèse.

Références

- Blossfeld, S., Gansert, D., 2007. A novel non-invasive optical method for quantitative visualization of pH dynamics in the rhizosphere of plants. *Plant. Cell Environ.* 30, 176–186.
- Davison, W., Zhang, H., Grime, G.W., 1994. Performance Characteristics of Gel Probes Used For Measuring the Chemistry of Pore Waters. *Environ. Sci. Technol.* 28, 1623–1632.
<https://doi.org/10.1021/es00058a015>
- Larsen, M., Borisov, S.M., Gunwald, B., Klimant, I., Glud, R.N., 2011. A new simple and cheap, high-resolution planar optode imaging system: Application to oxygen and pH sensing. *Limnol. Oceanogr. Methods* 9, 348–360.
- Santner, J., Larsen, M., Kreuzeder, A., Glud, R.N., 2015. *Analytica Chimica Acta* Two decades of chemical imaging of solutes in sediments and soils – a review. *Anal. Chim. Acta* 878, 9–42.
<https://doi.org/10.1016/j.aca.2015.02.006>
- Zhang, H., Davison, W., 1999. Diffusional characteristics of hydrogels used in DGT and DET techniques. *Anal. Chim. Acta* 398, 329–340. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(99\)00458-4](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(99)00458-4)

Annexe 2 - Article

Accepté en juin 2018 dans le journal Applied Soil Ecology

Title: Interactive effects of liming and nitrogen management on carbon mineralization in grassland soils

List of authors: Iris Lochon^{1,2}, Pascal Carrère¹, Sandrine Revaillet¹, Juliette M.G. Bloor^{1*}

Institute or laboratory of origin:

¹ UCA, INRA, VetAgro-Sup, UREP, 63000 Clermont-Ferrand, France

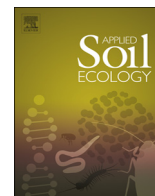
² CMI, Roullier Group, 35400 St Malo, France



ELSEVIER

Contents lists available at ScienceDirect

Applied Soil Ecology

journal homepage: www.elsevier.com/locate/apsoil

Short communication

Interactive effects of liming and nitrogen management on carbon mineralization in grassland soils

Iris Lochon^{a,b}, Pascal Carrère^a, Sandrine Revaillo^a, Juliette M.G. Bloor^{a,*}^aUCA, INRA, VetAgro-Sup, UREP, 63000 Clermont-Ferrand, France^bCMI, Roullier Group, 35400 St Malo, France

ARTICLE INFO

Keywords:

Acidic soils
 Calcium carbonate
 CO₂ emissions
 Grassland management
 Soil organic matter

ABSTRACT

Grassland management has the potential to modify soil carbon (C) mineralization, but the relative importance of combined soil improvers or fertilizers and land use intensity on C mineralization remains unclear. We used laboratory incubations to examine the interactive effects of lime addition, mineral N inputs and grassland management intensity on soil C mineralization potential over 84 days. Monitoring of CO₂ production and O₂ consumption was coupled with measurements of soil pH and microbial biomass for soils obtained from grasslands with contrasting levels of land management intensity (extensive versus intensive N management) at each of three upland sites. Lime addition increased soil pH, cumulative CO₂ production and O₂ consumption across all N treatments and soils. These positive effects of liming either partly or fully compensated the observed negative effects of N on CO₂ and O₂ fluxes. Responses to combined liming and N addition varied depending on management intensity; N addition had no effect on liming response ratios for O₂ consumption at intensively-managed sites, but increased the magnitude of positive liming response ratios for O₂ consumption at extensively-managed sites. Overall, our results suggest that the magnitude of liming-induced increases in C mineralization is mediated by effects of both past and present N management on the soil microbial community. This highlights the importance of considering agricultural practices when assessing the net contribution of agricultural liming to soil-atmosphere feedbacks on climate change.

1. Introduction

Soil organic carbon (C) mineralization is a key biogeochemical process with the potential to regulate global atmospheric CO₂ concentrations. In agroecosystems, management practices modify both biotic and abiotic soil properties, which may influence the dynamics of soil organic matter. However, the impact of simultaneous management practices on C mineralization in different soils remains unclear. Improved understanding of the drivers of soil C mineralization is critical for the development of sustainable agricultural practices and effective climate mitigation strategies (Lal, 2004; Fornara et al., 2011).

Lime and inorganic nitrogen fertilizers are commonly added to agricultural soils to improve plant productivity (Haynes and Naidu, 1998). In temperate grasslands, the aim of liming is to increase soil pH and offset soil acidity, providing optimum conditions for plant growth and improving plant nutrient-use efficiency. Liming-induced increases in pH generally promote microbial activity, and are often considered to stimulate C mineralization (Curtin et al., 1998; Paradelo et al., 2015), although lime-derived carbon also contributes to CO₂ emissions and

may lead to overestimations of soil organic C mineralization from soils (Bertrand et al., 2007; Biasi et al., 2008). Conversely, nitrogen addition typically decreases soil respiration and microbial biomass in grassland soils (Geisseler et al., 2016; Ramirez et al., 2012). In practice, liming and N inputs may both be applied to managed grasslands since N fertilization and NH₄⁺ accumulation promote soil acidification (Bolán and Hedley, 2003). Indeed, neutralizing effects of lime may counteract the acidifying effects of N on soil pH and microbial biomass (Kennedy et al., 2004). Moreover, site management history could also influence the net effect of soil improvers on soil C dynamics via changes in the soil microbial community (Grayston et al., 2004; Tardy et al., 2015). For example, extensively-managed sites are characterized by soil with a higher fungal: biomass ratio and slower nutrient turnover compared with intensively-managed sites (De Deyn et al., 2008; Wardle et al., 2004). To date, few studies have investigated the interactions between liming and N inputs on C mineralization, and the influence of management intensity on these interactions remains unknown.

Here we investigate the interactive effects of lime addition, mineral N inputs and management intensity on soil C mineralization potential

* Corresponding author at: INRA-UREP, 5 Chemin de Beaulieu, F-63000 Clermont-Ferrand, France.
 E-mail address: juliette.bloor@inra.fr (J.M.G. Bloor).

Table 1
Land use and soil characteristics of study sites (based on analyses carried out immediately prior to the experiment).

Site	Texture	Management Intensity	Soil code	Nitrogen fertilisation (kg N ha ⁻¹ yr ⁻¹)	Clay content (%)	Silt content (%)	Organic Matter (%)	Organic C (g kg ⁻¹ dry soil)	Total N (g kg ⁻¹ dry soil)	CEC Meison (Cmol + kg ⁻¹ dry soil)	Water Content at -80 kPa (%)
Laqueuille	Silt Loam	Extensive	L.Ext	0	14.3	60.1	18.3	106.0	10.2	30.8	74.6
			L.Int	210	17.4	61.1	20.3	118.0	11.5	32.6	85.6
Blatière	Sandy clay loam	Extensive	B.Ext	0	22.1	22.4	7.4	42.9	4.2	21.4	50.8
			B.Int	240	22.2	24.7	6.9	40.0	3.9	20.5	55.5
Moine	Clay loam	Extensive	M.Ext	0	29.2	28.0	9.0	51.8	5.2	27.0	46.1
			M.Int	240	30.4	31.1	9.1	52.5	5.2	29.0	47.7

using a three-month laboratory incubation study. Incubations are a useful tool for comparing soil C mineralization under standardized conditions (Zhou et al., 2012). We hypothesize that lime addition will increase soil O₂ consumption and CO₂ emissions via changes in pH, and test whether N inputs modify the impact of liming on potential C mineralization rates. We also predict that effects of liming and N inputs on potential C mineralization rates are modified by management intensity due to management-induced changes in microbial biomass and/or activity.

2. Material and methods

2.1. Soil sampling

Three upland grassland sites were selected from a long-term grassland management trial in Central France (Theix-Laqueuille, <http://www.soere-acbb.com>): Laqueuille (L), Blatière (B) and Moine (M). At each site, we selected a pair of grasslands with contrasting levels of management intensity: 0 versus 210–240 kg N ha⁻¹ yr⁻¹, ‘extensive’ (Ext) and ‘intensive’ (Int) management respectively, giving a total of six experimental soils (Table 1). One soil sample (0–10 cm depth) was taken for each experimental soil in November 2016, and all soil samples were kept for one month at 4 °C prior to analysis. The soil was then homogenized by sieving (2 mm mesh), and pre-incubated for ten days in the dark at 20 °C, at a water potential corresponding to -80 kPa (moisture content from 46.1% to 85.6% on a dry weight basis depending on site).

2.2. Experimental design and incubations

Lime treatments (control, CaCO₃) were crossed with N treatments (control, NH₄NO₃) and management intensity (Ext, Int) in order to investigate interactive effects of CaCO₃, N fertilization and management. All eight treatment combinations were replicated three times (three independent sites), and soils for each treatment and replicate combination were incubated in quadruplet (or triplicate for one site). This resulted in 92 soil samples for incubation.

All soil samples (15 g dry weight equivalent, adjusted to -80 kPa water potential) were incubated aerobically for 84 days in the dark at 20 °C in 125 ml air-tight glass jars. Lime was mixed into soil at a rate of 4 t ha⁻¹ immediately prior to incubation (31.5 mg CaCO₃ per jar), whereas N was mixed into soil at a rate of 85 kg ha⁻¹ equivalent (2 mg NH₄NO₃ per jar). Both lime and N were added to the soil in powder form (Analytical grade products).

2.3. Measurements during soil incubation

Evolved CO₂ and O₂ consumption were determined at 13 dates during the incubation period (2, 4, 7, 9, 11, 14, 18, 25, 36, 46, 56, 70, 84 days). Values of O₂ consumption were used as an indicator of soil organic carbon mineralization, whereas CO₂ measurements represent total CO₂ emissions from organic and inorganic (lime) sources. At each sampling date, 3 ml of air was taken from each jar and injected into a gas chromatograph (PerkinElmer – Clarus 480). After measuring gas concentrations, all the jars were ventilated with moist CO₂-free air to prevent soil drying. Gas concentrations were corrected for both the volume of air available in each flask and the air pressure on the day of measurement/ventilation. Consumption of O₂ at each date was calculated as the difference between the O₂ concentration of CO₂-free air used for ventilation (20.5%) minus the actual O₂ concentration in sample jars, and expressed as mg O-O₂ kg⁻¹ dry soil. Cumulative CO₂ production was calculated as the sum of C-CO₂ evolved at each measurement interval per kg dry soil. During the experiment, the average CO₂ concentration in the flask headspace was 2.65% (standard error = 0.29).

At the end of the incubation period, soils in the jars were sampled in

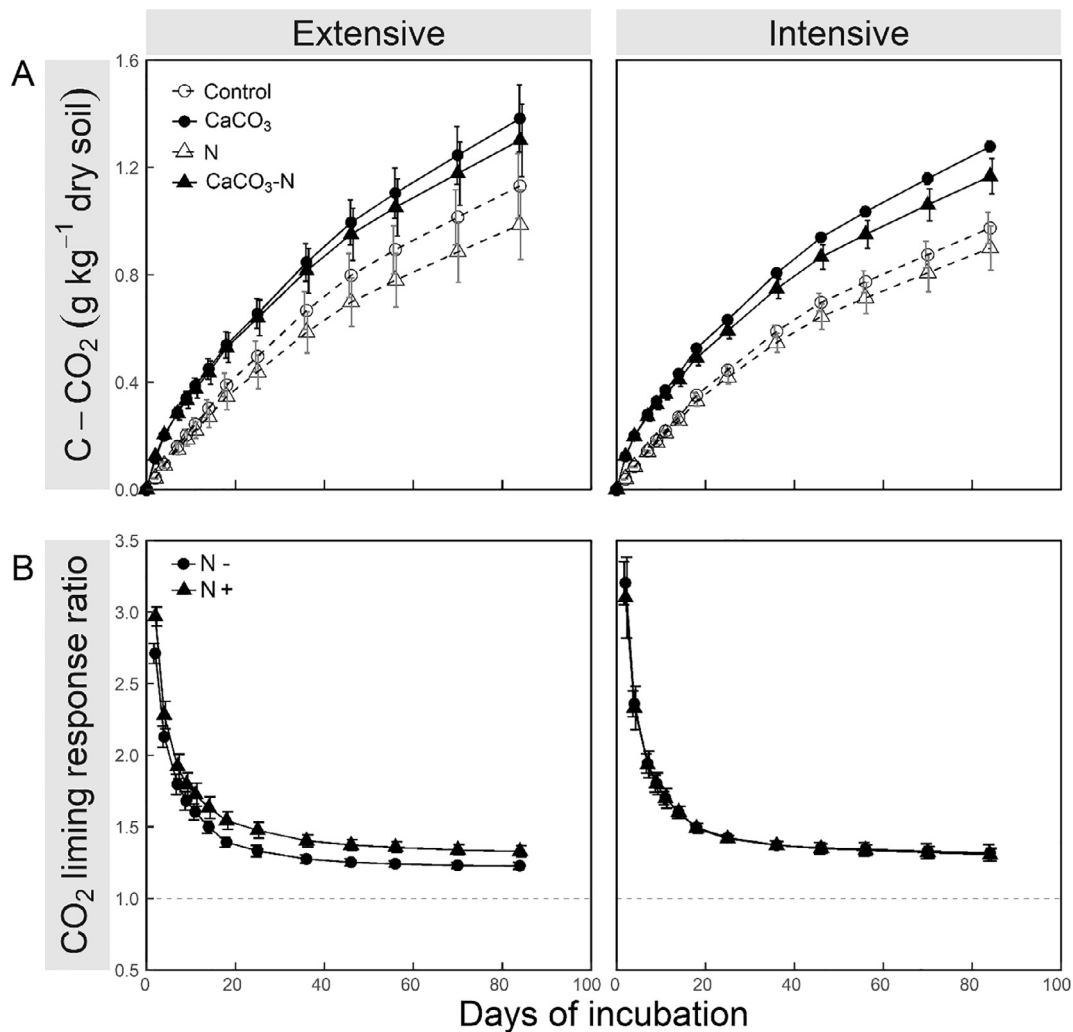


Fig. 1. Effects of interactive CaCO₃ and N treatments on the kinetics of (A) cumulative CO₂ emissions and (B) liming response ratios based on CO₂ production for soils subjected to long-term extensive or intensive management practices. Liming response ratios are presented for each soil in the presence or absence of N inputs. Data are means and standard errors (n = 3).

order to measure pH_{H₂O} (soil: water ratio of 1:2) and microbial biomass C. Microbial biomass was measured on 5 g subsamples of the soil using the chloroform fumigation-incubation method and extraction with 0.5 M K₂SO₄ solution (Brookes et al., 1985). Additional 5 g soil samples were oven-dried (105 °C, 24 h) to determine soil moisture content.

2.4. Statistical analyses

Experimental treatment and grassland management effects were assessed using three-way, fully-factorial analysis of variance (CaCO₃, N and management intensity as fixed main effects, site as a random effect). In order to avoid pseudo-replication, means were taken for each variable measured from the three-four incubation jars per treatment and soil. Analyses were performed on the cumulative amount of CO₂ evolved and the total consumption of O₂ after 84 days of incubation, as well as on pH and microbial biomass using the three mean values for each of the eight treatment combinations.

Liming response ratios in the absence and presence of N inputs were calculated as CaCO₃/Control and CaCO₃-N/N respectively for variables showing significant responses to CaCO₃ addition. Responses to liming were then analysed with two-way analysis of variance (N and management intensity as fixed effects, site as a random effect). Standardized soil responses to treatments were calculated as CaCO₃/Control, N/Control and CaCO₃-N/Control ratios for pH, total O₂ consumption and

microbial biomass data. Analyses were carried out using R software and nlme and ggplot2 packages (R Core Team, 2013).

3. Results

3.1. CO₂ production and O₂ consumption

The cumulative CO₂ produced in control soils ranged from 0.88 to 1.36 g C-CO₂ kg⁻¹ dry soil across sites at the end of the incubation period (Fig. 1A). Lime addition had a positive effect on the total CO₂ emitted, irrespective of N treatment and management intensity (+29.5% on average; Fig. 1A, Table S1). The total consumption of O₂ in the control soils ranged from 1.76 to 2.69 g O-O₂ per kg of dry soil across soils at the end of the incubation period (Fig. 2A). As with CO₂ emissions, lime addition had a positive effect on the total O₂ consumed across N treatments and management intensity (+10.3% on average; Fig. 2A, Table S1). In general, N inputs reduced both CO₂ emissions (−10.6% on average; Fig. 1A, Table S1) and O₂ consumption (−6.5% on average; Fig. 2A, Table S1). Increasing management intensity also had a negative effect on CO₂ emissions and O₂ consumption (−11.2% and −12.3% on average in intensive soils for CO₂ and O₂ respectively; Figs. 1A and 2A, Table S1). Neither CO₂ nor O₂ values showed any significant interactions between treatments (Table S1).

Liming response ratios for CO₂ emissions and O₂ consumption

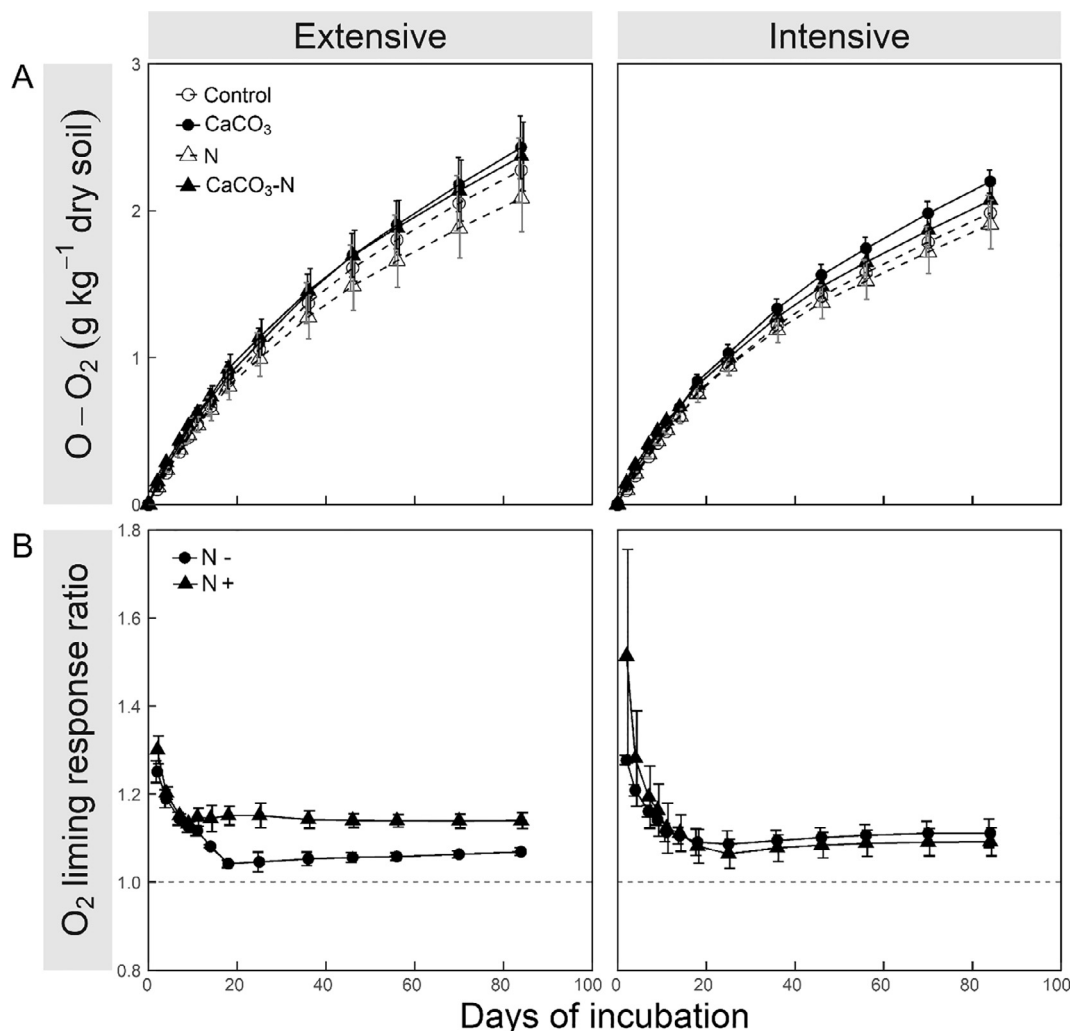


Fig. 2. Effects of interactive CaCO_3 and N treatments on the kinetics of (A) O_2 consumption and (B) liming response ratios based on O_2 consumption for soils subjected to long-term extensive or intensive management practices. Liming response ratios are presented for each soil in the presence or absence of N inputs. Data are means and standard errors ($n = 3$).

showed a significant interaction between N and management intensity (CO_2 : $F_{1,6} = 9.22$, $p < 0.05$, O_2 : $F_{1,6} = 6.80$, $p < 0.05$). In extensively-managed soils, liming-induced increases in both cumulative CO_2 production and total O_2 consumption were higher when lime was combined with N (CO_2 : +10% on average, Fig. 1B; O_2 : +7% on average, Fig. 2B). However, liming response ratios for CO_2 emissions and O_2 consumption showed no difference in the presence or absence of N for intensive soils.

3.2. Soil properties at the end of the incubation period

Liming had a consistently positive effect on soil pH recorded after 84 days across treatments (+0.7 pH units on average, Table S1). In contrast, management intensity had a negative effect on soil pH (−0.5 pH units on average in intensive soils, Table S1). Soil pH did not respond to N treatment or show any significant treatment interactions (Table S1). Furthermore, liming response ratios for pH were unaffected by either N or management intensity ($p > 0.05$ in all cases). Microbial biomass C showed a negative response to management intensity (−23.4% for intensive soils compared to extensive soils), but did not respond to liming or N treatments (Table S1).

Overall treatment response ratios based on O_2 fluxes and soil variables recorded after 84 days of incubation provided evidence for treatment differentiation across soils (Fig. 3). Liming (with or without

N) was associated with positive changes in pH, microbial biomass C and O_2 consumption, whereas N inputs alone were associated with negative changes in these parameters.

4. Discussion

In line with our predictions, we found that liming increased O_2 consumption (our proxy for C mineralization) in all study soils. These lime-induced increases in C mineralisation were associated with a concurrent increase in soil pH. Increases in pH may modify microbial activity, increase resource availability and microbial C-use efficiency and/or alter microbial community structure (Grover et al., 2017; Kennedy et al., 2004; Rousk et al., 2010). Our results are consistent with pH regulation of microbial processes (Curtin et al. 1998; Kemmitt et al., 2006), and suggest that liming may accelerate soil organic matter turnover rates (Adams and Adams, 1983; Paradelo et al., 2015).

Broad-scale soil studies have shown that nitrogen addition generally reduces microbial biomass and C mineralization via shifts in microbial community structure and enzyme activities (Ramirez et al., 2012). Based on previous results of combined N and CaCO_3 inputs on microbial biomass (Kennedy et al. 2004), we expected that positive effects of liming would buffer the negative effects of N on C mineralization either partly or completely. This was consistently the case across our study sites (as highlighted by the Fig. 3 representing standardised treatment

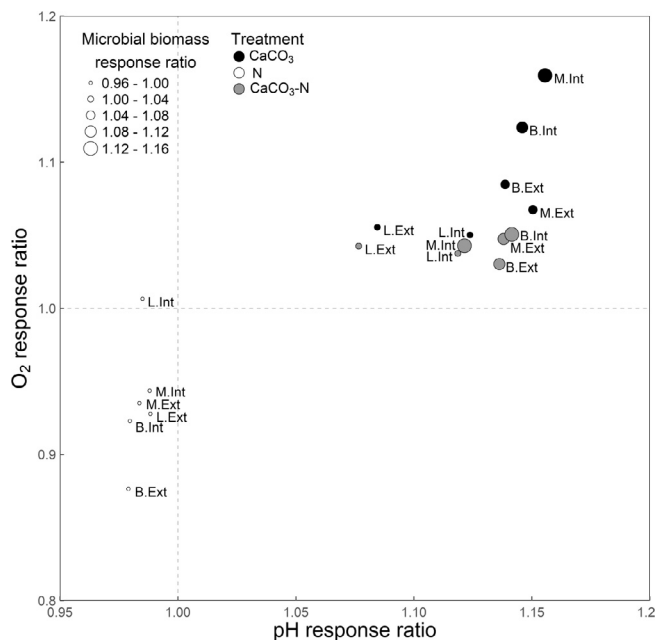


Fig. 3. Treatment response ratios for total O₂ consumption, soil pH and microbial biomass C after 84 days of incubation for grassland soils subjected to long-term extensive or intensive management practices. All treatment response ratios are calculated relative to the control.

responses for all soils). However, the liming responses observed for C mineralization (O₂ consumption) varied depending on both N addition and historical management intensity. Unlike intensively-managed sites where liming response ratios were equally high in the presence or absence of N inputs, liming response ratios for O₂ consumption were of greater magnitude at extensively-managed sites when lime was combined with N. Moreover, the liming responses for O₂ consumption at extensively-managed sites with N inputs were close to those observed for intensively-managed sites.

Interactive effects of N fertilisation and management intensity in the present study suggest a lower sensitivity to lime in extensively-managed sites in the absence of N, likely due to differences in both microbial abundances and microbial community structure. Extensively-managed systems commonly have fungi-dominated soil communities with slow process rates (Grayston et al., 2004; Grigulis et al., 2013), and soil fungi are known to show high resistance to changes in environmental conditions (de Vries and Shade, 2013; Rousk et al., 2010). It seems reasonable to expect that lime-induced increases in soil pH promoted the abundance of soil bacterial groups for our extensive sites (Rousk et al., 2009). Shifts towards fast-growing bacteria, better able to process mineral N, could therefore explain the increase in gas fluxes observed in the CaCO₃-N treatment for extensive sites. In the intensive sites, the absence of liming response differences may reflect the presence of bacterial-dominated soil communities pre-adapted to high N inputs.

Overall, our results suggest that effects of both present and past N management on the soil microbial community mediate the magnitude of liming-induced increases in C mineralization. Unsurprisingly, liming responses of CO₂ production mirrored those of C mineralization (O₂ consumption), although the magnitude of interactive effects was generally greater for CO₂ production. These findings underline the need to consider N inputs and historical management intensity when assessing lime-induced benefits (pH improvement, potential reduction of N losses; Holland et al., 2018) against lime-induced CO₂ emissions for agricultural recommendations (Goulding, 2016; Kunhikrishnan et al., 2016). Current CO₂ budget calculations consider lime-induced emissions of CO₂ as a fixed factor, and may therefore contribute to inaccuracies in estimates of the global warming potential of agricultural

practices (Fornara et al., 2011). Of course, the generality of our findings should be tested for a broader range of soil types and climatic conditions. Future studies should also examine the contribution of different microbial groups to better understand the interactions between soil responses to liming and N management practices, both past and present.

Acknowledgements

The authors thank Sébastien Fontaine for assistance with experimental design. This study was supported by a CIFRE doctoral fellowship to IL.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data associated with this article can be found, in the online version, at <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.06.010>.

References

- Adams, T.M., Adams, S.N., 1983. The effects of liming and soil pH on carbon and nitrogen contained in the soil biomass. *J. Agric. Sci.* 101, 553.
- Bertrand, I., Delfosse, O., Mary, B., 2007. Carbon and nitrogen mineralization in acidic, limed and calcareous agricultural soils: apparent and actual effects. *Soil Biol. Biochem.* 39, 276–288.
- Biasi, C., Lind, S.E., Pekkarinen, N.M., Huttunen, J.T., Shurpali, N.J., Hyvönen, N.P., Repo, M.E., Martikainen, P.J., 2008. Direct experimental evidence for the contribution of lime to CO₂ release from managed peat soil. *Soil Biol. Biochem.* 40, 2660–2669.
- Bolan, N.S., Hedley, M.J., 2003. Role of carbon, nitrogen, and sulfur cycles in soil acidification. In: Rengek, Z. (Ed.), *Handbook of Soil Acidity*. Marcel Dekker, New York, pp. 29–56.
- Brookes, P.C., Landman, A., Pruden, G., Jenkinson, D.S., 1985. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biol. Biochem.* 17, 837–842.
- Curtin, D., Campbell, C.A., Jalil, A., 1998. Effects of acidity on mineralization: pH-dependence of organic matter mineralization in weakly acidic soils. *Soil Biol. Biochem.* 30, 57–64.
- De Deyn, G.B., Cornelissen, J.H.C., Bardgett, R.D., 2008. Plant functional traits and soil carbon sequestration in contrasting biomes. *Ecol. Lett.* 11, 516–531.
- de Vries, F.T., Shade, A., 2013. Controls on soil microbial community stability under climate change. *Front. Microbiol.* 4, 265.
- Fornara, D.A., Steinbeiss, S., McNamara, N.P., Gleixner, G., Oakley, S., Poulton, P.R., Macdonald, A.J., Bardgett, R.D., 2011. Increases in soil organic carbon sequestration can reduce the global warming potential of long-term liming to permanent grassland. *Global Change Biol.* 17, 1925–1934. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02328.x>.
- Geisseler, D., Lazicki, P.A., Scow, K.M., 2016. Mineral nitrogen input decreases microbial biomass in soils under grasslands but not annual crops. *Appl. Soil Ecol.* 106, 1–10.
- Goulding, K.W.T., 2016. Soil acidification and the importance of liming agricultural soils with particular reference to the United Kingdom. *Soil Use Manage.* 32, 390–399.
- Grayston, S., Campbell, C., Bardgett, R., Mawdsley, J., Clegg, C., Ritz, K., Griffiths, B., Rodwell, J., Edwards, S., Davies, W., Elston, D., Millard, P., 2004. Assessing shifts in microbial community structure across a range of grasslands of differing management intensity using CLPP, PLFA and community DNA techniques. *Appl. Soil Ecol.* 25, 63–84.
- Grigulis, K., Lavorel, S., Krainer, U., Legay, N., Baxendale, C., Dumont, M., Kastl, E., Arnoldi, C., Bardgett, R.D., Poly, F., Pommier, T., Schloter, M., Tappeiner, U., Bahn, M., Clément, J.-C., 2013. Relative contributions of plant traits and soil microbial properties to mountain grassland ecosystem services. *J. Ecol.* 101, 47–57.
- Grover, S.P., Butterly, C.R., Wang, X., Tang, C., 2017. The short-term effects of liming on organic carbon mineralisation in two acidic soils as affected by different rates and application depths of lime. *Biol. Fertil. Soils* 53, 431–443.
- Haynes, R.J., Naidu, R., 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 51, 123–137.
- Holland, J.E., Bennett, A.E., Newton, A.C., White, P.J., McKenzie, B.M., George, T.S., Pakeman, R.J., Bailey, J.S., Fornara, D.A., Hayes, R.C., 2018. Liming impacts on soils, crops and biodiversity in the UK: a review. *Sci. Total Environ.* 610–611, 316–332.
- Kemmitt, S., Wright, D., Goulding, K., Jones, D., 2006. pH regulation of carbon and nitrogen dynamics in two agricultural soils. *Soil Biol. Biochem.* 38, 898–911.
- Kennedy, N., Connolly, J., Clipson, N., 2004. Impact of lime, nitrogen and plant species on bacterial community structure in grassland microcosms. *Environ. Microbiol.* 7, 780–788.
- Kunhikrishnan, A., Thangarajan, R., Bolan, N.S., Xu, Y., Mandal, S., Gleeson, D.B., Seshadri, B., Zaman, M., Barton, L., Tang, C., Luo, J., Dalal, R., Ding, W., Kirkham, M. B., Naidu, R., 2016. Functional Relationships of Soil Acidification, Liming, and Greenhouse Gas Flux. 1–71.
- Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304, 1623–1627.

- Paradelo, R., Virto, I., Chenu, C., 2015. Net effect of liming on soil organic carbon stocks: a review. *Agric. Ecosyst. Environ.* 202, 98–107.
- R Core Team, 2013. **R: A language and Environment for Statistical Computing.**
- Ramirez, K.S., Craine, J.M., Fierer, N., 2012. Consistent effects of nitrogen amendments on soil microbial communities and processes across biomes. *Global Change Biol.* 18, 1918–1927.
- Rousk, J., Bååth, E., Brookes, P.C., Lauber, C.L., Lozupone, C., Caporaso, J.G., Knight, R., Fierer, N., 2010. Soil bacterial and fungal communities across a pH gradient in an arable soil. *ISME J.* 4, 1340–1351. <http://dx.doi.org/10.1038/ismej.2010.58>.
- Rousk, J., Brookes, P.C., Bååth, E., 2009. Contrasting soil pH effects on fungal and bacterial growth suggest functional redundancy in carbon mineralization. *Appl. Environ. Microbiol.* 75, 1589–1596.
- Tardy, V., Spor, A., Mathieu, O., Lévêque, J., Terrat, S., Plassart, P., Regnier, T., Bardgett, R.D., van der Putten, W.H., Roggero, P.P., Seddaiu, G., Bagella, S., Lemanceau, P., Ranjard, L., Maron, P.-A., 2015. Shifts in microbial diversity through land use intensity as drivers of carbon mineralization in soil. *Soil Biol. Biochem.* 90, 204–213.
- Wardle, D.A., Bardgett, R.D., Klironomos, J.N., Setälä, H., van der Putten, W.H., Wall, D.H., 2004. Ecological linkages between aboveground and belowground biota. *Science* 304, 1629–1633.
- Zhou, X., Chen, C., Wang, Y., Xu, Z., Hu, Z., Cui, X., Hao, Y., 2012. Effects of warming and increased precipitation on soil carbon mineralization in an Inner Mongolian grassland after 6 years of treatments. *Biol. Fertil. Soils* 48, 859–866.

Annexe 3 - Posters

Poster 1

Titre : Impact du chaulage sur les prairies. Du microcosme au champ

Poster présenté aux Journées de l'école doctorale SVSAE en mai 2017 à Clermont-Ferrand.

Poster 2

Titre : Effects of liming on greenhouse gas emissions in grasslands with contrasting soil types

Poster présenté à l'Assemblée Générale de l'European Geosciences Union (EGU) en avril 2018 à Vienne (Autriche).

Journées de l'Ecole Doctorale - 2017



Nom : Lochon

Prénom : Iris

Laboratoire : UMR 0874 UREP INRA

Année de thèse : 1^{ère} année 2^{ème} année 3^{ème} année

Directeur/Directrice de thèse : Pascal Carrère

Je souhaite participer : Communication orale Poster

Titre de la présentation/du poster : Impacts des amendements calciques sur les émissions de gaz à effet de serre et la multifonctionnalité en prairies de moyenne montagne.

Résumé (250 mots maximum) :

Promouvoir la multifonctionnalité des systèmes agricoles, et pas seulement les fonctions de production, est un axe de recherche majeur pour répondre à l'enjeu d'une gestion durable de ceux-ci. Les amendements des sols et la fertilisation sont souvent cités comme responsables de dégradation de l'environnement : pertes en nitrates et émissions de gaz à effet de serre. Une meilleure gestion des nutriments, notamment en prairies, constitue une pratique agro-écologique à fort potentiel d'atténuation des changements globaux. Sur sol acide, le chaulage vise à améliorer la disponibilité des nutriments et donc les rendements. Souvent combinée à la fertilisation azotée, les effets de cette pratique sont difficiles à prédire car impactant une grande variété des propriétés des écosystèmes. L'objectif de cette thèse CIFRE est de renforcer les connaissances des impacts du chaulage sur les compartiments aérien et souterrain (plantes, sol, microorganismes) afin d'optimiser les intrants en prairies de moyenne montagne. A travers trois approches complémentaires, un essai au champ (Massif Central), une expérimentation en conditions semi-contrôlées et des incubations de sols en laboratoire, nous chercherons à : i) quantifier les impacts du chaulage (seul ou combiné avec l'azote) sur les cycles biogéochimiques ; ii) étudier l'impact du chaulage sur l'efficacité d'utilisation de l'azote; iii) comparer les réponses des plantes et du sol entre le chaulage conventionnel (carbonate de calcium et dolomie) et un amendement calcique innovant développé par le partenaire industriel; iv) comprendre le rôle de facteurs abiotiques (caractéristiques physico-chimiques des sols, sécheresse) sur l'effet du chaulage en prairies.

Contexte de la thèse

Enjeu : l'ajout de carbonate de calcium est une pratique courante pour contrer l'acidité des sols et améliorer la nutrition des plantes. Accroître l'efficacité d'utilisation des nutriments afin de réduire les intrants est un levier pour atténuer les émissions de gaz à effet de serre.

But & Approche : améliorer les connaissances des mécanismes sous-jacents à l'effet du chaulage à trois échelles complémentaires (au champs, en mésocosmes, en microcosmes). (Fig.1)

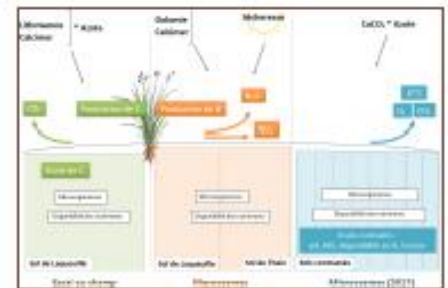


Fig. 1 : Démarche expérimentale de la thèse

Effets du chaulage combiné à la fertilisation azotée sur le système sol-microorganismes : étude en microcosmes

Design expérimental

- Incubation en flacons de 125mL
- 15g de sol de sec
- 8 sols contrastés :
 - 4 sites * degré de gestion (intensif ou extensif)
- 4 traitements : Témoin, CaCO₃ (4 T/ha), N (85kg/ha), CaCO₃*N
- 4 répétitions



Variables mesurées

- ✓ Suivi des émissions de CO₂ & O₂ sur 13 dates de mesures de J0 à J84
- ✓ δ¹³C à J70
- ✓ Récolte à J84
pH et biomasse microbienne

Premiers résultats

pH : l'ajout de CaCO₃ augmente le pH mais la réponse au chaulage est d'amplitude différente suivant le type de sols (Interaction Sol*CaCO₃, F_{7,91}=32,6, p<0,001)

CO₂ (minéralisation apparente) : l'interaction chaulage et fertilisation azotée est significative ou non suivant le type de sol (Interaction Sol*CaCO₃*N, F_{7,50}=4,1999, p<0,001; Fig.2)

Résultats à venir

O₂ & N₂O : consommation de l'O₂ et émissions de N₂O

δ¹³C : devrait permettre de distinguer le carbone issu de la matière organique des sols du carbone issu des carbonates

Biomasse microbienne : indiquera si la réponse au chaulage passe par une modification dans la quantité ou l'activité des microorganismes

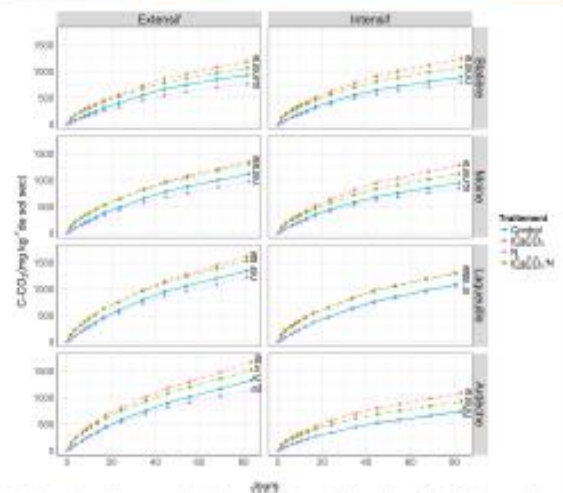


Fig. 2 : Dynamique d'accumulation des émissions de CO₂ suivant les différents sols et leur modalité de gestion. Les effets des traitements ont été testés sur l'accumulation totale en fin d'incubation (J84), les lettres représentent les différences significatives.



Perspectives

- Relier les réponses au chaulage avec les propriétés initiales des différents sols (pH, matière organique, texture, teneur en N minéral)
- Explorer les effets de « dose » du CaCO₃
- Transférer et confirmer ces résultats aux autres échelles étudiées





Effects of liming on greenhouse gas emissions in grasslands with contrasting soil types

Iris Lochon (1,2), Juliette M.G. Bloor (1), and Pascal Carrère (1)

(1) UCA, INRA, VetAgro-Sup, UREP, 63000 Clermont-Ferrand, France (iris.lochon@inra.fr), (2) CMI, Roullier Group, 35400 St Malo, France

Increasing evidence suggests that grassland management is a key tool to reduce agricultural greenhouse gas emissions and mitigate the risks of climate change. Where soils are subject to acidification, liming is often used as a strategy to increase soil pH and improve nutrient availability and yield, with implications for greenhouse gas emissions and nutrient leaching. However, net impacts of lime on ecosystem function are not easy to predict because multiple interacting processes may be affected simultaneously. Moreover, impacts of liming may be mediated by underlying soil properties such as organic matter and clay content. Here, we conducted a one-year, outdoor mesocosm experiment using a model grassland community and two grassland soils with contrasting levels of organic matter content and nitrogen availability to investigate the impact of liming on grassland biogeochemical cycling. This experiment in semi-controlled conditions enabled us to standardize climate conditions and plant species identity.

Standardized swards (*Lolium perenne*, *Dactylis glomerata*, *Festuca rubra*, *Poa trivialis*, *Poa pratensis*, *Trisetum flavescens*) were established in Clermont Ferrand, France by planting tillers in pots filled with either an Andosol or a Cambisol. Liming was applied to one half of the mesocosms (2.5T/ha equivalent) in the late winter. During the following plant growing season (April to October), we measured N₂O fluxes and CO₂ emissions, as well as soil nitrogen availability (NO₃⁻ and NH₄⁺) using ion-exchangeable resins. Plant aboveground biomass was cut at the peak of biomass and the end of the growing season. In addition, soil samples were collected to determine pH status, mineral nitrogen content and microbial biomass. Our results showed a positive effect of liming on pH in both soil types. However, liming had a marginal effect on CO₂ emissions, soil nitrogen availability and plant aboveground biomass compared to the influence of soil type. As predicted, the more nutrient-rich Andosol had greater plant productivity and higher CO₂ emissions. Contrary to expectations, N₂O fluxes showed no response to liming or soil type. We discuss these results in relation to plant-soil interactions, and consider their implications for sustainable grassland management practices.

IRIS LOCHON^{1,2}, JULIETTE M.G. BLOOR¹ & PASCAL CARRERE¹

Research Challenges

« Grassland = 90 millions of ha »
[20,5% of european land] - (Eurostat, 2015)

Grassland management has the potential to reduce greenhouse gas emissions and mitigate risks of climate change. On acidic soil, **liming** is a common practice to increase soil pH and improve nutrient availability and yield, with implications for greenhouse gas emissions and nutrient leaching.

→ Net impact of liming on greenhouse gas emissions?

Not easy to predict: interacting processes affected simultaneously and impacts may be mediated by underlying soil properties such as organic matter (OM)

Experimental Design

One year outdoor mesocosm experiment in semi-controlled conditions: standardized climate and plant community - (Fig.1&2)

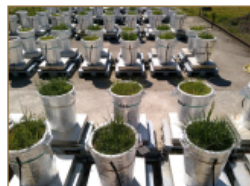


Fig.1 Schematic representation of the experimental design

✓ Liming treatment

Control vs Calcimer (marine calcium carbonate, NV = 41, 2.5t/ha eq.)

✓ Sward with 6 grass species

- 50% « conservative » - *Poa trivialis*, *Trisetum flavescens*, *Festuca rubra*
- 50% « exploitative » - *Lolium perenne*, *Dactylis glomerata*, *Poa pratensis*

✓ Two types of soil from Auvergne (Central France)

Laqueuille soil - Andosol, 18% OM, pH=5.6, Nmin=76
Theix soil - Cambisol, 7% OM, pH=5.9, Nmin=20

✓ Regular irrigation

(water resource not limited)

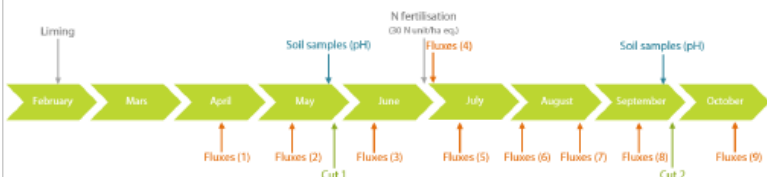
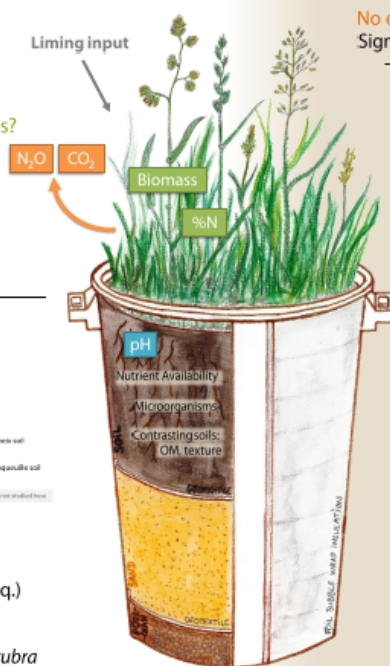


Fig.2 Time-line representing measurements carried out during the growing season of 2017 on the different compartments of grassland mesocosms



Fluxes

✓ N₂O

Nitrous Oxide has a global warming potential 265–298 times that of CO₂ for a 100-year timescale.

No effect of Soil type or Liming

Significant variations of N₂O fluxes depending on Date (Fig.3A) → mostly driven by a **positive effect of the soil temperature**

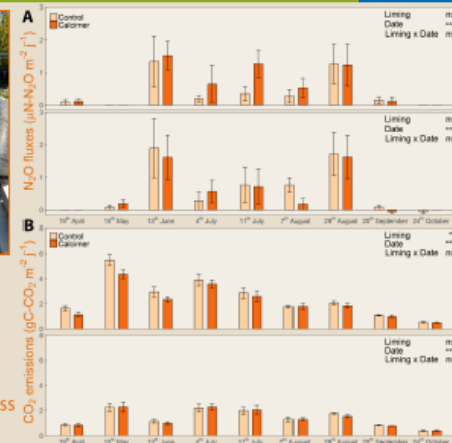


Fig.3 Effect of liming on N₂O fluxes (A) and CO₂ emissions (B) during the growing season (9 campaigns) for two soil type (Laqueuille and Theix). Data are means and SE (n=4).

✓ CO₂

Soil effect: on average per year, CO₂ Laqueuille = +59.2% CO₂ Theix
Negative Liming effect on CO₂ emission for Laqueuille soil
on average -13.2% per year

Significant variations of CO₂ emissions depending on Date (Fig.3B)

→ driven by **positive effect of soil temperature and aboveground biomass**

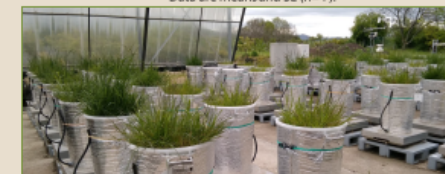
Vegetation

✓ Aboveground biomass

Soil effect: on average, annual Production Laqueuille = 1.2 ± 0.02 kg.m⁻²
[= 2 x Production Theix]
No effect of Liming

✓ Plant N concentration

Soil effect: on average, N Laqueuille = 1.3 ± 0.04 %; N Theix = 0.8% ± 0.01
Tendency for a positive effect of Liming on Laqueuille soil



Soil

✓ pH

Soil effect: on average, pH Laqueuille = -0.9 pH Theix
Positive Liming effect: on average, pH Calcimer = +0.3 pH Control
Date effect for Theix soil: on average, pH 29th May = +0.1 pH 2th October
Interaction between Liming and Soil (Fig.4)

→ increase in pH greater for Laqueuille (+8%) than Theix soil (+2%)

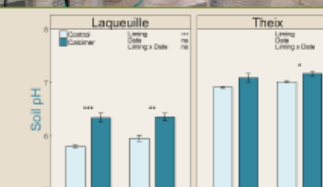


Fig.4 Effect of liming on soil pH for two soils type (Laqueuille and Theix). Data are means and SE (n=5). *** P<0.001, ** P<0.01, * P<0.05, ns, not significant.

Take Home messages

- ✓ The more-nutrient rich Andosol has a greater plant productivity and higher CO₂ emissions. In contrast, N₂O fluxes show no response to soil type.
- ✓ Liming increases pH in both soils but only reduces CO₂ emissions and tends to improve forage quality (%N) in the more acidic soil.
- ✓ Contrary to expectations **organic matter does not reduce** the positive effect of liming on greenhouse gas emissions mitigation.
- ✓ The **generality** of these results will be tested for a **greater range of soil types and climate conditions** (ongoing work).



Annexe 4 – Présentation orale de la thèse



Effets du chaulage sur le fonctionnement de l'écosystème prairial en moyenne montagne

Iris Lochon



Encadrée par :
Juliette Bloor & Pascal Carrère
INRA-UREP, Clermont-Ferrand



Jean Claude Yvin & Diane Houdusse-Leménager
CMI-Groupe Roullier, St-Malo



Bourse CIFRE : décembre 2015 - novembre 2018



Introduction

Contexte

«Faire mieux avec moins»
Enjeu actuel de l'agriculture

Moins d'intrants

Moins d'impacts négatifs
sur l'environnement et la
société

Multifonctionnalité et services
écosystémiques (MEA, 2005)



Prairies

Ecosystème caractérisé par **végétation herbacée**
(White et al. 2001)

maintenue à ce stade par
 des **contraintes** du milieu
 et/ou **perturbations**

support des **systèmes**
 d'élevage

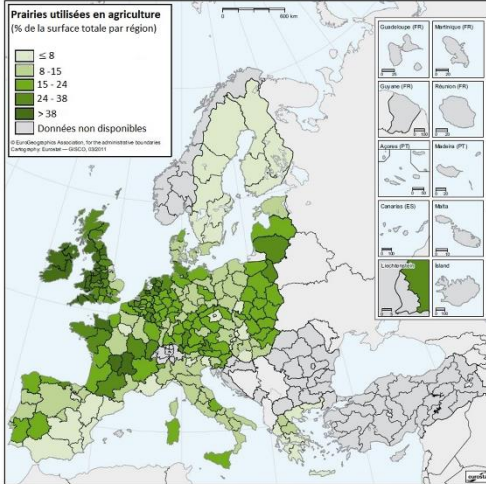
distribué sur **l'ensemble du globe**



Introduction Problématique Démarche Résultats Synthèse Perspectives 3

Prairies

20,5% des terres en Europe
 50% de la surface agricole européenne



Prairies utilisées en agriculture
 (% de la surface totale par région)

- ≤ 8
- 8 - 15
- 15 - 24
- 24 - 38
- Données non disponibles

(Prairies gérées, fauchées et pâturées) (Eurostat2016)


Introduction Problématique Démarche Résultats Synthèse Perspectives 4

Prairies

Enjeu du **maintien** de ces
agroécosystèmes

Etablis dans des milieux
 parfois **limitants**

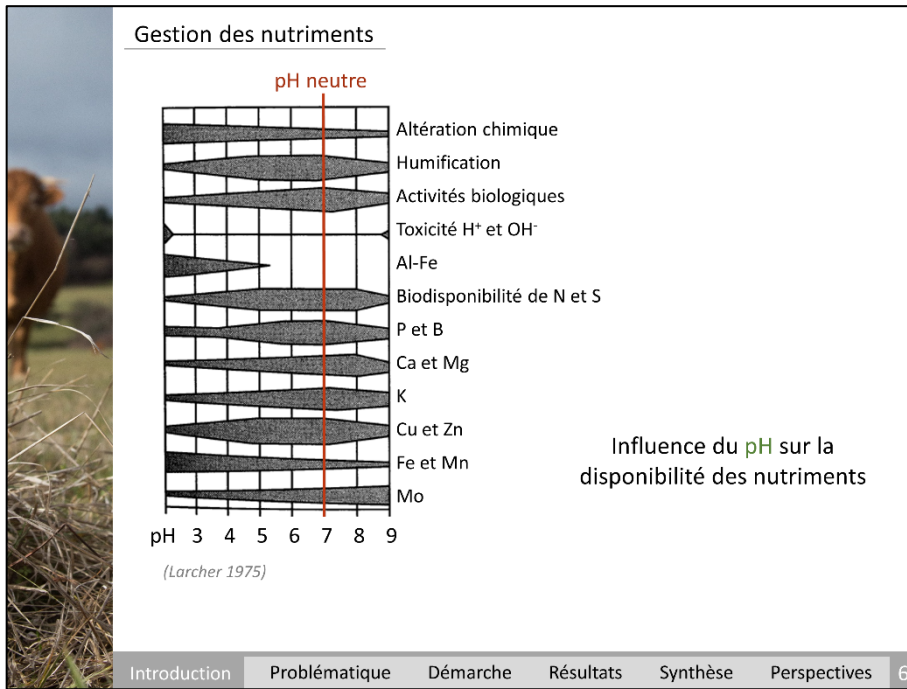
Ou avec des niveaux
 d'**intrants** importants



Gestion de la **fertilité des sols**

Acidification peut être une
 limite à la production

Introduction Problématique Démarche Résultats Synthèse Perspectives 5



Le « chaulage »

Pratique commune pour lutter contre l'acidification :

Chaulage

Application d'amendements minéraux basiques (calciques ou calco-magnésiens)

Source : roches (calcaire, dolomie)
sables coquilliers (Calcimer)
algues (Lithothamne)

Contenant des molécules composées d'une base forte (carbonates : CO₃²⁻) d'un cation d'acidité négligeable (le calcium ou le magnésium : Ca²⁺, Mg²⁺)

Introduction Problématique Démarche Résultats Synthèse Perspectives 7

Chaulage en prairie

Application en surface

Chaulage

Mode d'action (Haynes & Naidu 1998)

1) Dissociation

CaCO₃ → CO₃²⁻ (Anion base forte) + Ca²⁺ (Cation d'acidité négligeable)

2) Arrachage et neutralisation

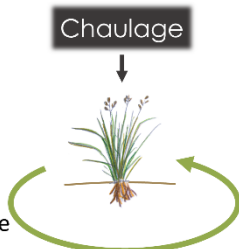
$$CO_3^{2-} + 2 H^+ = H_2O + CO_2$$

3) Adsorption du cation

Complexé argilo-humique (H) + Ca²⁺ → Complexé argilo-humique (Ca)

Introduction Problématique Démarche Résultats Synthèse Perspectives 8

Chaulage en prairie



✓ Amélioration chimique
pH (statut acido-basique)
disponibilité/toxicité d'éléments (Bolan et al. 2003)

✓ Amélioration physique
structuration des sols
meilleure rétention et
circulation de l'eau

✓ Amélioration biologique
pH conditionnent de nombreux
processus biologiques

→ Augmentation potentielle de la production de fourrage
(Stevens & Laughlin 1996)

Introduction Problématique Démarche Résultats Synthèse Perspectives 9

Chaulage : chiffre & littérature

- En France :
 - 2 à 4 t/ha tous les 3 à 5 ans
 - en 2017-2018 : 1,1 millions de tonnes d'amendements « Carbonates » ce qui représentent 47% du chaulage
(UNIFA 2018)
- Compréhension relativement faible des effets du chaulage en prairie
 - Souvent focalisé sur un compartiment et de durée variable
 - Réponses parfois contradictoires
 - Pas de vision systémique

Introduction Problématique Démarche Résultats Synthèse Perspectives 10



Problématique

Problématique de la thèse

Effet du chaulage sur le fonctionnement de l'écosystème prairial ?

- Apporter des références supplémentaires sur la direction et la taille des effets
- Enrichir la compréhension des mécanismes impliqués

Introduction Problématique Démarche Résultats Synthèse Perspectives 12

Hypothèses générales : H1

✓ Augmentation du pH du sol (Haynes & Naidu 1998, Bolan et al. 2003)

→ Amélioration de la disponibilité en nutriments et des conditions acido-basiques pour de nombreux processus biologiques

Introduction Problématique Démarche Résultats Synthèse Perspectives 13

Hypothèses générales : H2

✓ Augmentation de la biomasse microbienne, de la production du fourrage et des racines (Kennedy et al. 2004, Mijangos et al. 2010)

Introduction Problématique Démarche Résultats Synthèse Perspectives 14

Hypothèses générales : H3

- ✓ Augmentation possible des émissions de CO_2 (Dumale et al. 2011, Ahmad et al. 2014, Grover et al. 2017)
- ✓ Conséquences sur N_2O (Page et al. 2009, Galbally et al. 2010)

→ Via stimulation des activités de la végétation et des microorganismes

Introduction Problématique Démarche Résultats Synthèse Perspectives 15

Hypothèses générales : H4

- Effet du chaulage modulé suivant des facteurs du milieu

facteurs biotiques : communautés microbiennes et végétales présentes (Brooker et al. 2006, Rousk et al. 2010)

(Inspiré de Grigulis et al. 2013)

Exploitatrices PLANTES Conservatrices

Dominance des bactéries ABONDANCES MICROORGANISMES Dominance des champignons

Rapide Processus : recyclage des nutriments Lent

Production de biomasse Rétention de nutriments

Introduction Problématique Démarche Résultats Synthèse Perspectives 16

Hypothèses générales : H4

- Effet du chaulage modulé suivant des facteurs du milieu

facteurs abiotiques :
 - disponibilité en azote et en eau
 - type de sol (matière organique, texture, etc.) (Nyborg & Hoyt 1978, Edmeades et al. 1981, Poozesh et al. 2010)

$\text{CO}_3^{2-} + 2\text{H}^+ = \text{H}_2\text{O} + \text{CO}_2$

Complexe argilo-humique Complexe argilo-humique

Argile et matière organique conditionnent la taille de la Capacité d'Echange Cationique (CEC)

Introduction Problématique Démarche Résultats Synthèse Perspectives 17

Hypothèses générales : H4

- Effet du chaulage modulé suivant des facteurs du milieu

Chaulage

facteurs abiotiques :

- disponibilité en azote et en eau
- type de sol (matière organique, texture, etc.)

(Nyborg & Hoyt 1978, Edmeades et al. 1981, Poozesh et al. 2010)

CaCO ₃ applied (t ha ⁻¹ x 20 cm)	pH (A)	pH (B)	pH (C)	pH (D)	pH (E)
0	5.5	5.5	5.5	5.5	5.5
4	7.5	6.5	5.8	5.2	5.0
8	-	7.8	6.8	5.8	5.2
12	-	-	7.2	6.2	5.3
16	-	-	-	6.5	5.4
20	-	-	-	-	5.5
36	-	-	-	-	6.2

A, B, C, D, E = différents types de sol
(van Raj 2011)

Introduction
Problématique
Démarche
Résultats
Synthèse
Perspectives
17

Hypothèses générales : H5

- Effet du chaulage modulé par le type de produit

Différentes propriétés : porosité, éléments traces, finesse de mouture, solubilité, teneur en carbonates
→ Valeur neutralisante

Modulation par milieu et type de produit
→ Peut expliquer la variabilité des résultats de la littérature ?

Introduction
Problématique
Démarche
Résultats
Synthèse
Perspectives
18

Démarche

Démarche de la thèse

- ✓ Expérimentations à différents niveaux d'organisation et différents pas de temps
- ✓ Des variables en commun (compartiment étudié, produit, type de sol)

Essai *in situ* Mésocosmes Microcosmes

Complexité, Réalisme, Vision systémique (left) Contrôle, Reproductibilité, Vision réductionniste (right)

Introduction Problématique Démarche Résultats Synthèse Perspectives 20

Démarche de la thèse

Essai *in situ* Mésocosmes Microcosmes

Complexité, Réalisme, Vision systémique (left) Contrôle, Reproductibilité, Vision réductionniste (right)

Introduction Problématique Démarche Résultats Synthèse Perspectives 21

Essai *in situ*

Essai *in situ*

Complexité, Réalisme, Vision systémique

- Références au champ des effets du chaulage sur la respiration du sol et le cycle du carbone
- Étude de l'interaction avec la fertilisation azotée

Introduction Problématique Démarche Résultats Synthèse Perspectives 22

Essai *in situ*

Complexité
Réalisme
Vision systémique

Site de Laqueuille

Prairies de moyenne montagne (à 1100m)

- ✓ Température annuelle moyenne 7.8°C
- ✓ 89 jours de gel
- ✓ Précipitation moyenne 1094mm/an

Communauté végétale initiale

- ✓ dominée par des graminées (*Dactylis glomerata* & *Agrostis capillaris*)
- ✓ 29 espèces identifiées
- ✓ Dicotylédones (10%) & Légumineuses (12%)

Gestion historique : fauche et pâturage extensif

Essai *in situ*

← Introduction Problématique Démarche Résultats Synthèse Perspectives → 22

Mésocosmes

- Effet du chaulage sur le **cycle de l'azote** et services écosystémiques (fourrage et émissions gaz à effet de serre)
- Étude de l'interaction avec la **disponibilité en eau** pour le couvert végétal et le sol
- Deux **types de sol** (contrastés en matière organique)

Mésocosmes

← Introduction Problématique Démarche Résultats Synthèse Perspectives → 23

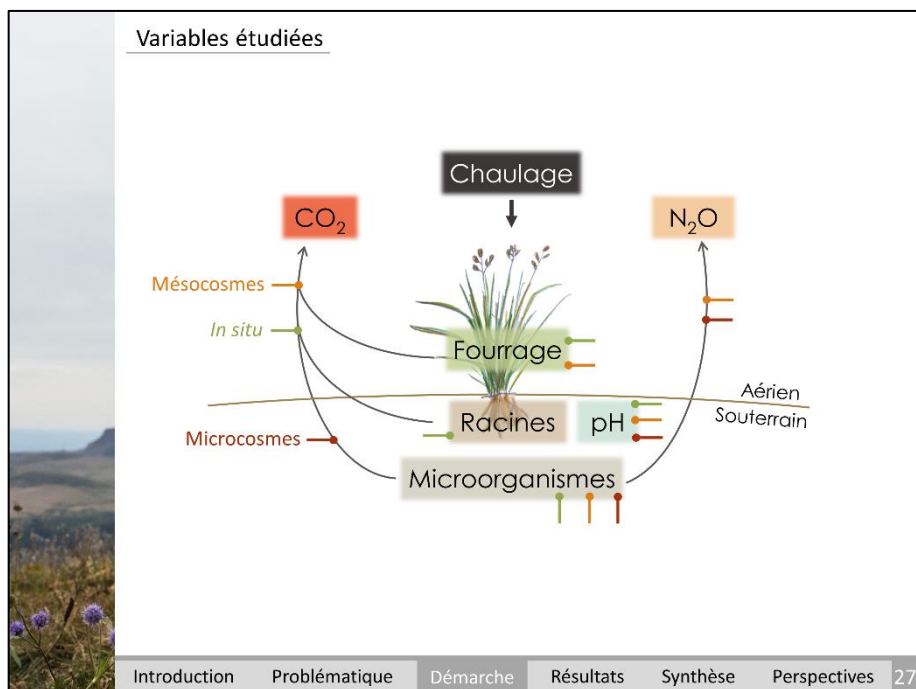
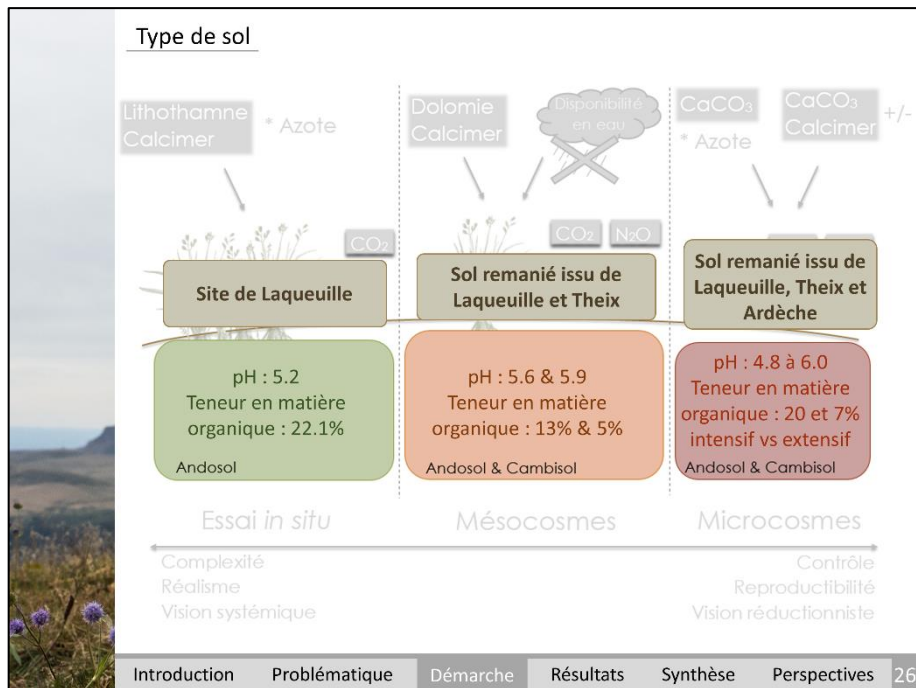
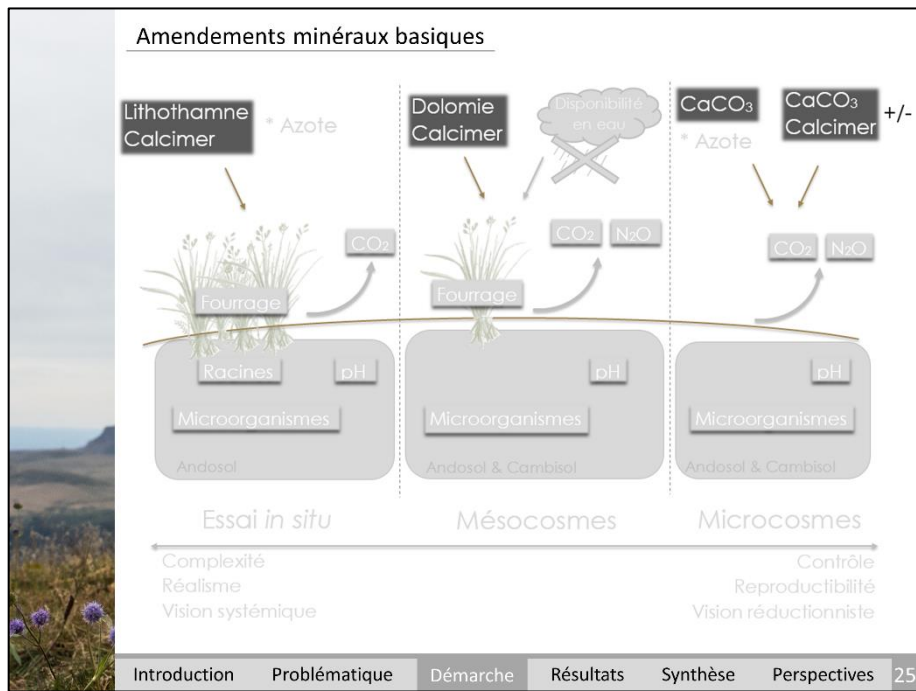
Microcosmes

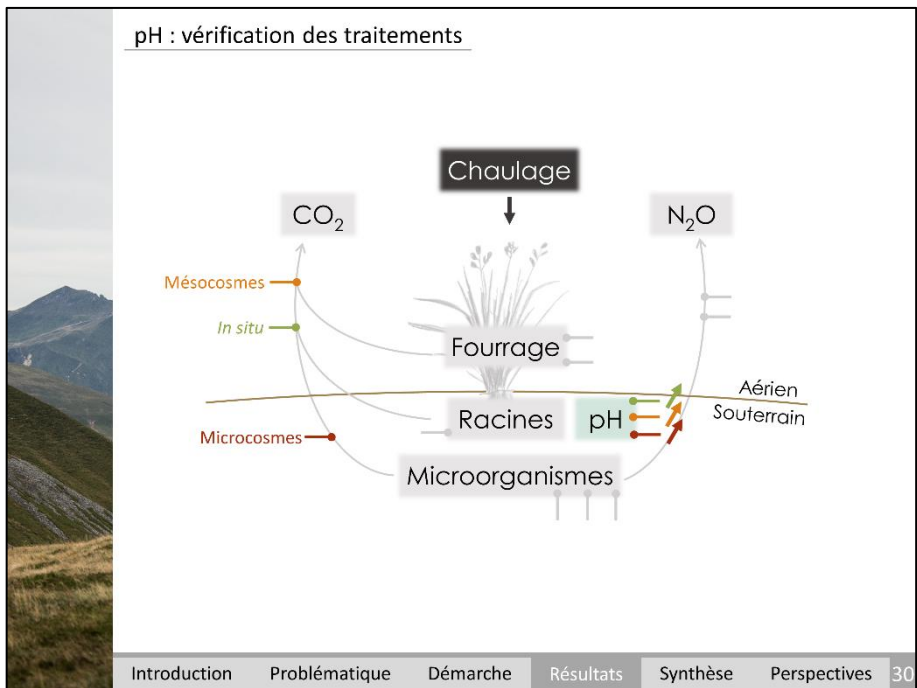
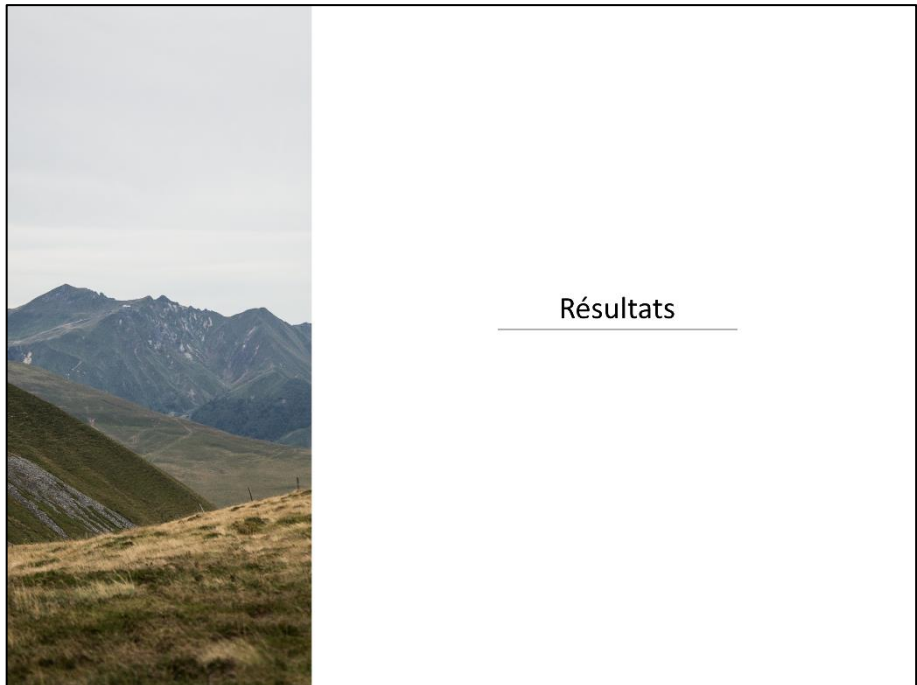
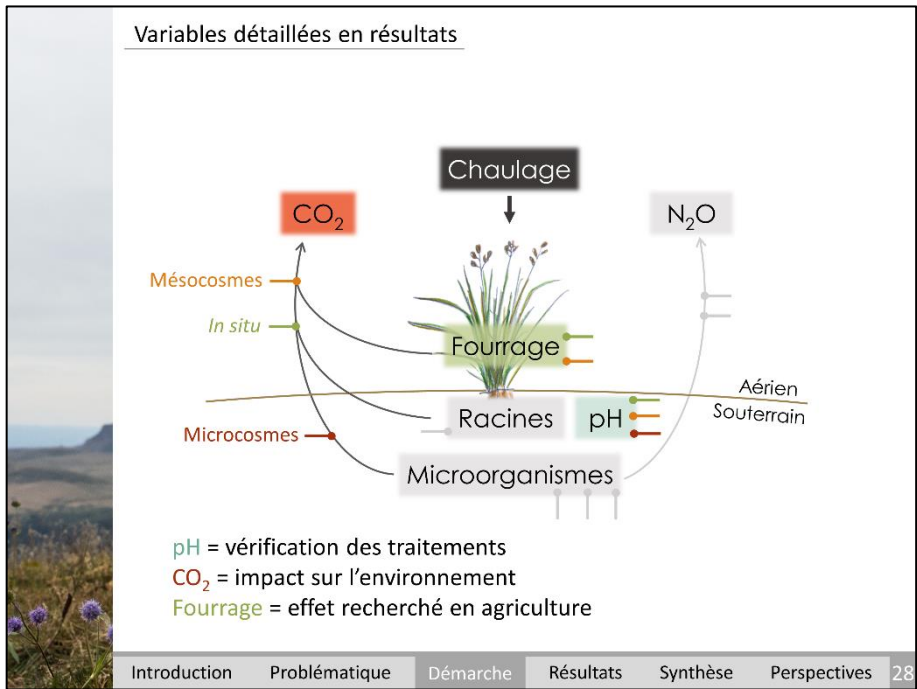
- Étude de l'interaction avec la **fertilisation azotée**, actuelle et passée (gestion historique)
- Étude du **dosage** des amendements

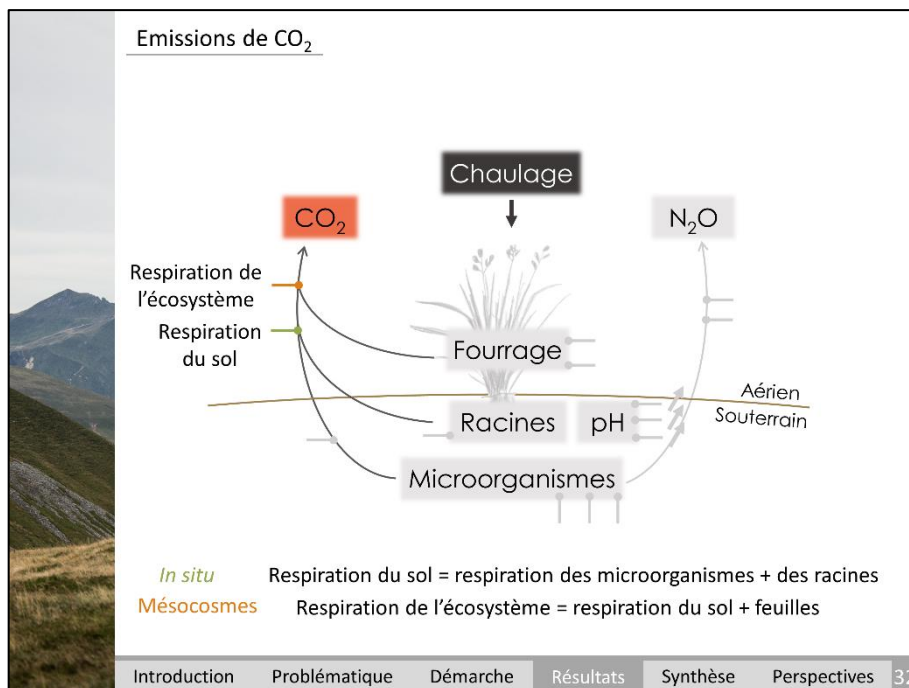
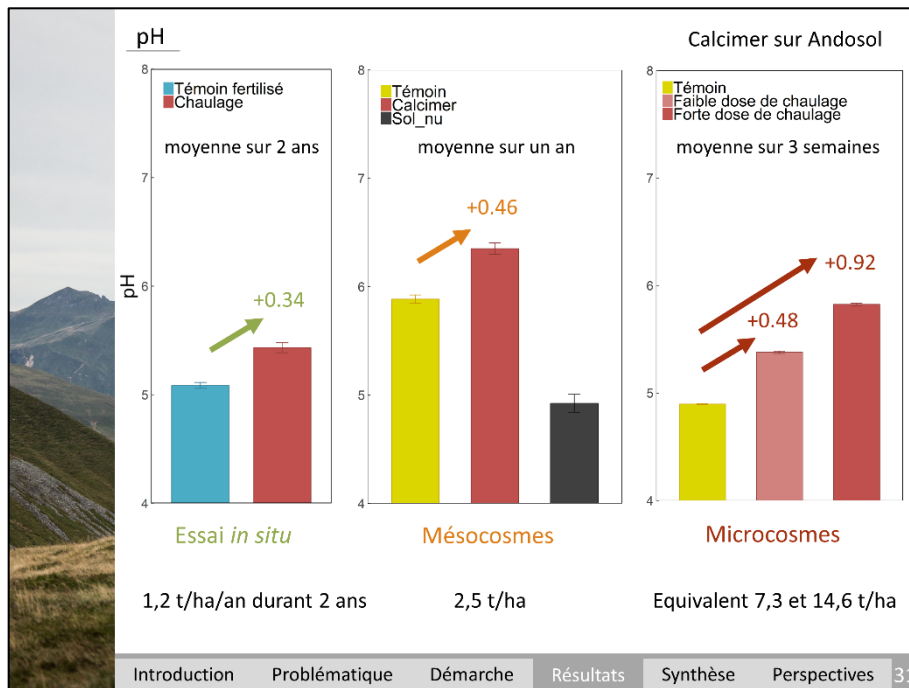
Microcosmes

Contrôle
Reproductibilité
Vision réductionniste

← Introduction Problématique Démarche Résultats Synthèse Perspectives → 24







Mesure respiration du sol

13 & 15 campagnes en 2016 et 2017

Traitements :

- Témoin
- Chaulage
- N
- N-chaulage

Pour le chaulage (Lithothamne) :

- 0,6t/ha fin 2015 – dose d'entretien
- 2,5t/ha fin 2016 – dose de redressement

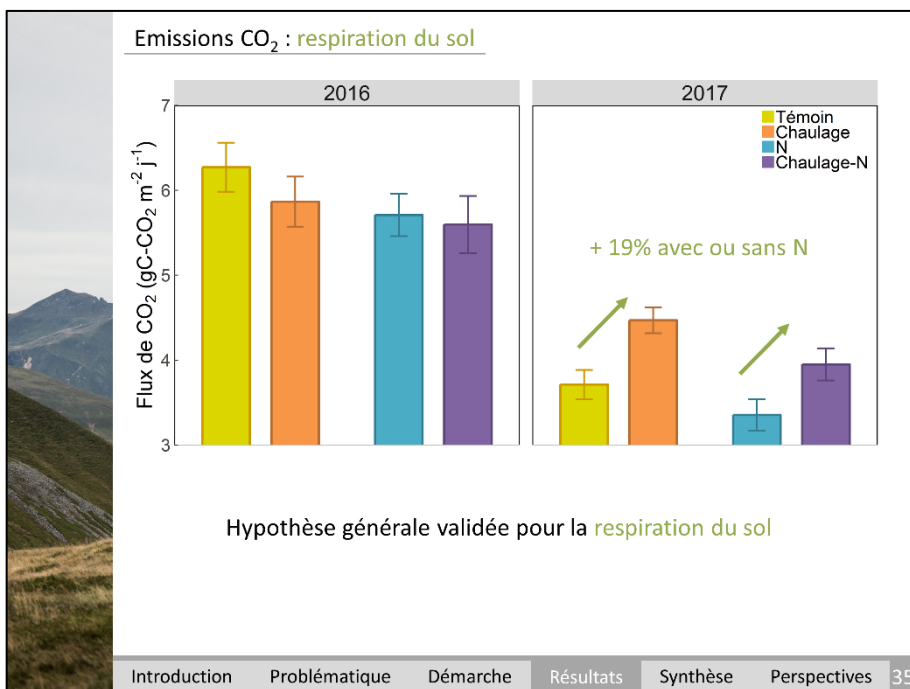
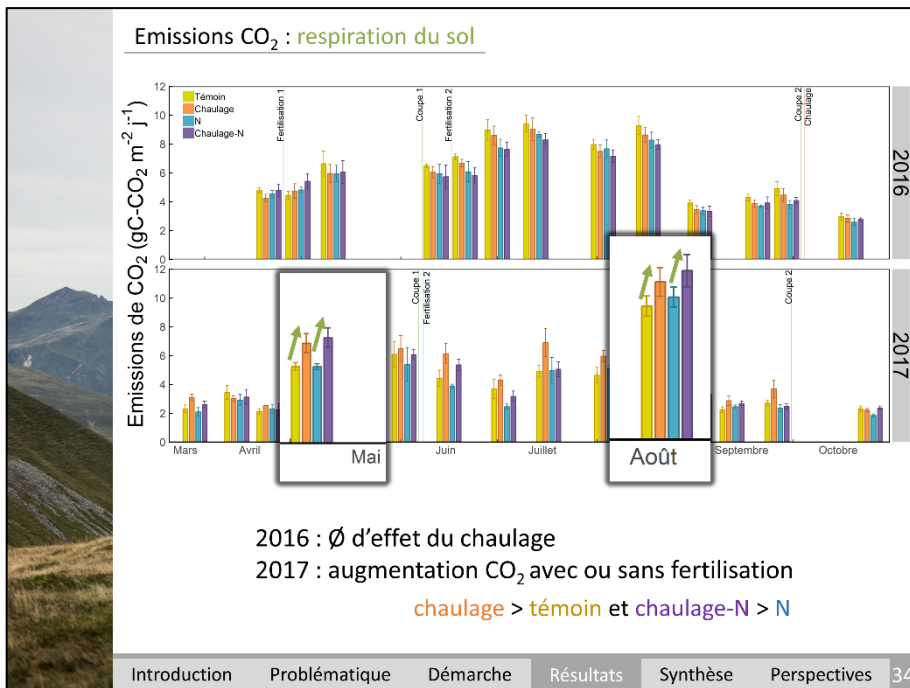
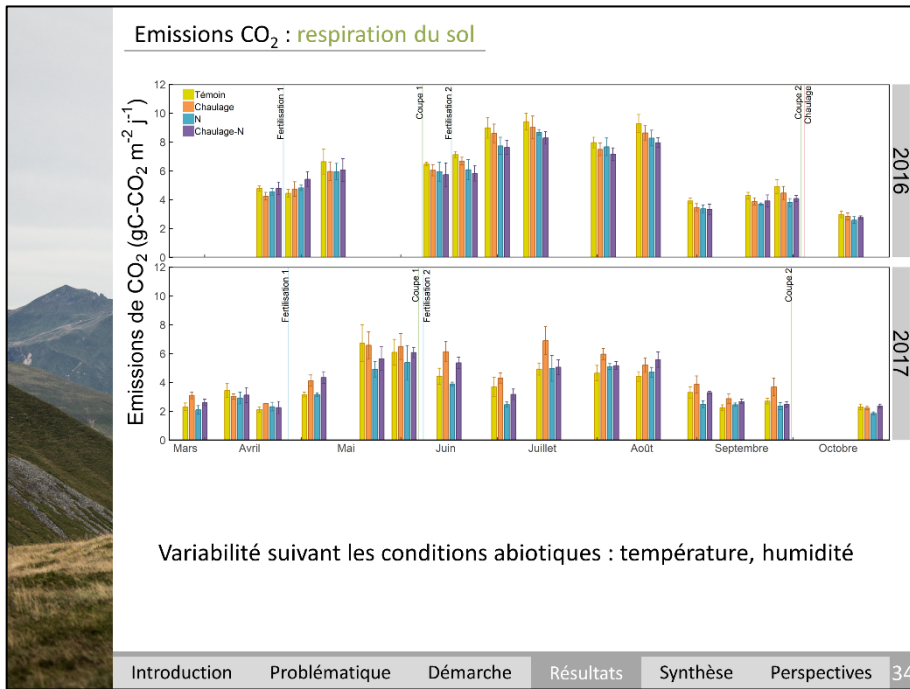
Pour la fertilisation azotée (Ammonitrate) :

- 100kg/ha

Analyseur LICOR

Embase en PVC

Introduction Problématique Démarche Résultats Synthèse Perspectives 33



Mesure respiration de l'écosystème

9 campagnes en 2017

Traitements :
 Témoïn
 Calcimer (VN=41, équivalent 2,5t/ha)
 Dolomie (VN=57, équivalent 1,77t/ha)

→ apport réalisé en février 2017

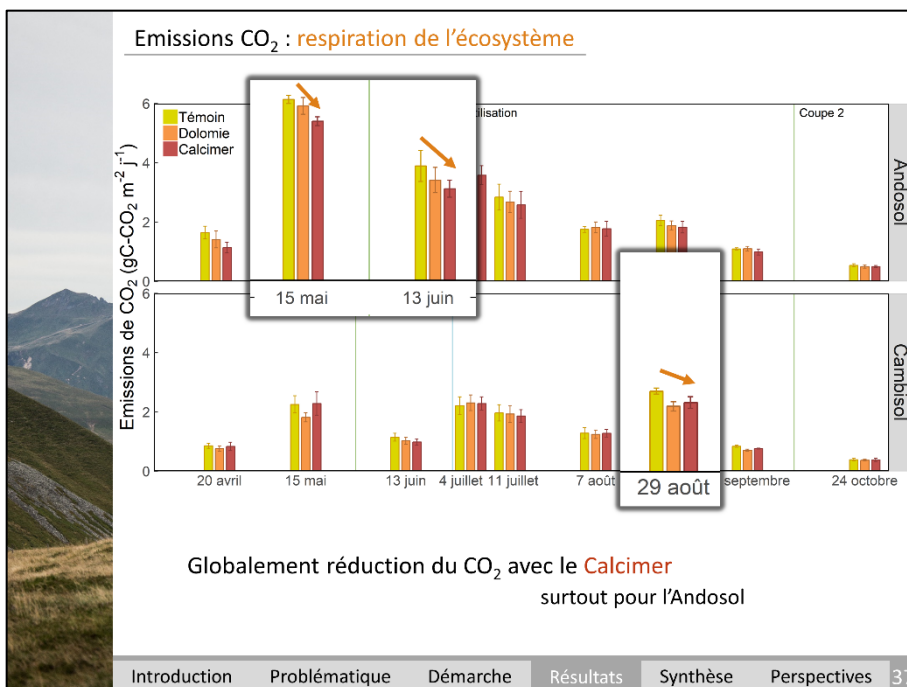
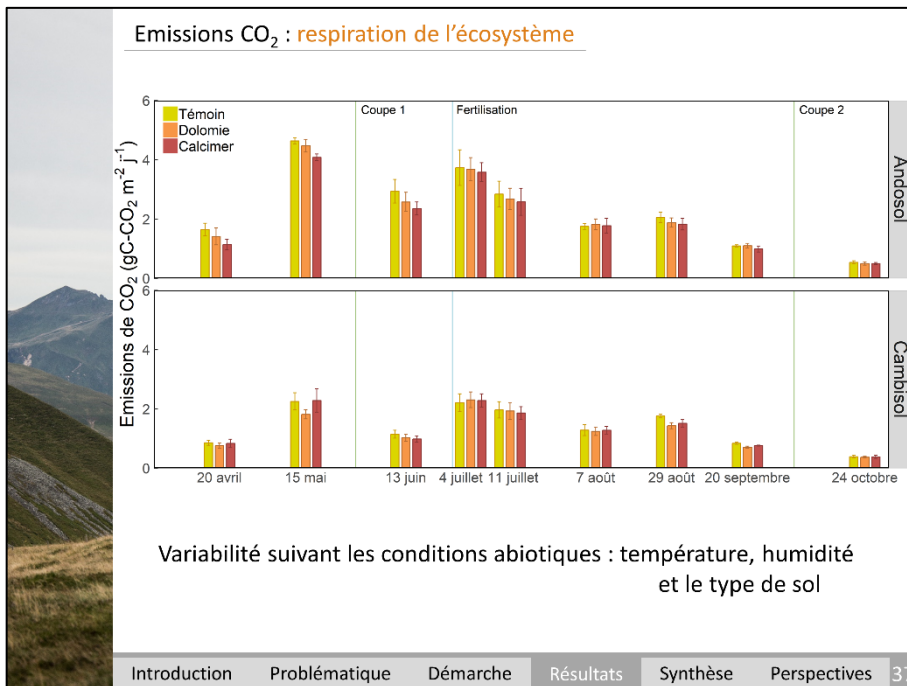
Deux types de sol :
 Andosol (Laqueuille)
 Cambisol (Theix)

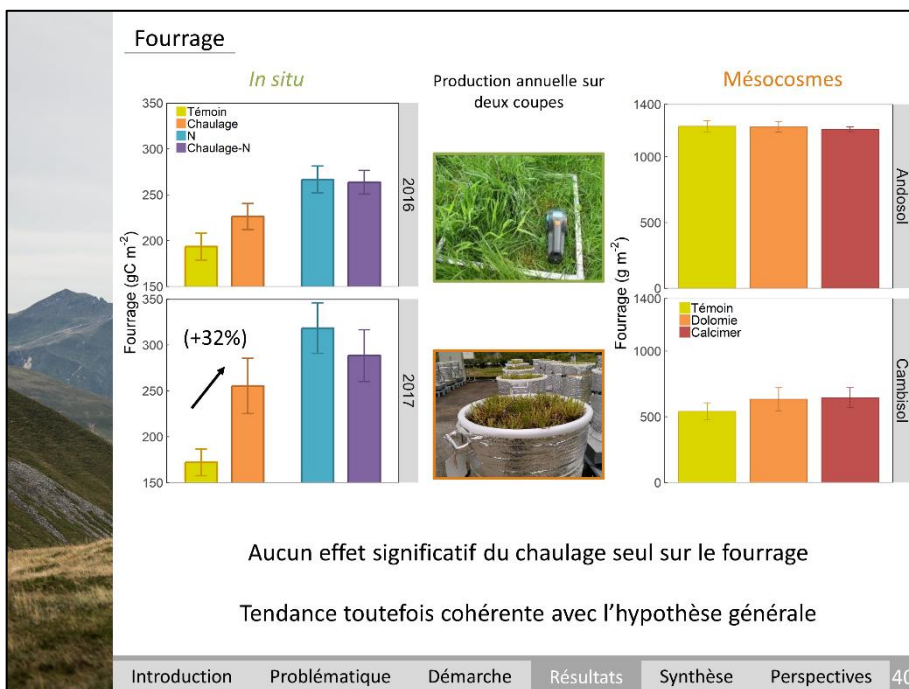
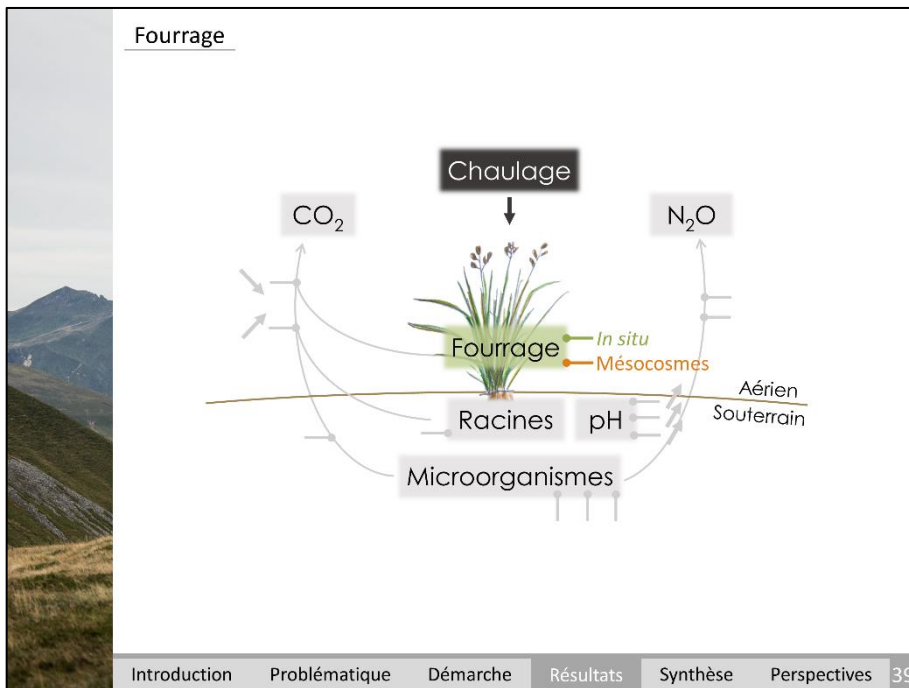
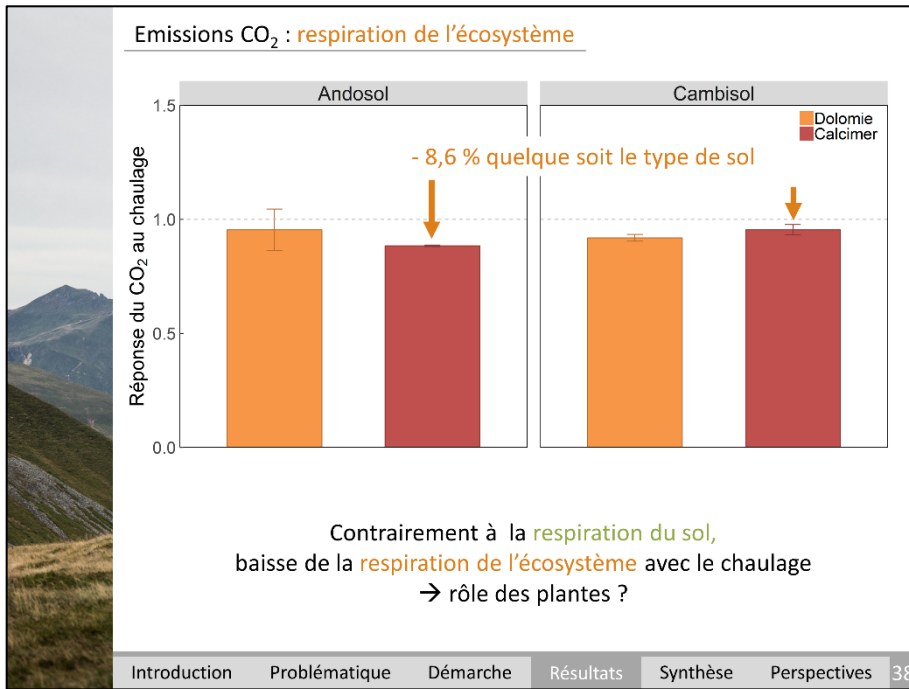


Analyseur INNOVA

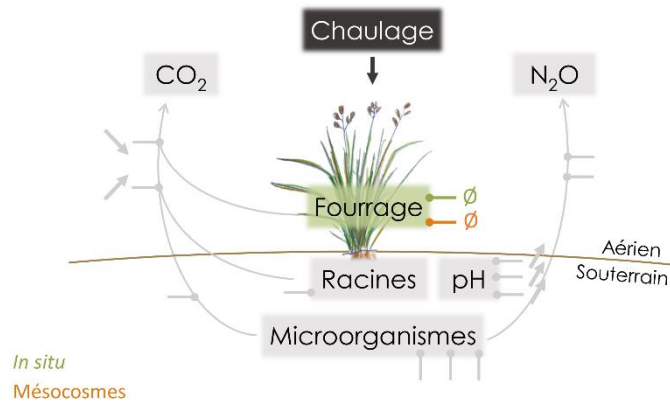


Introduction Problématique Démarche Résultats Synthèse Perspectives 36



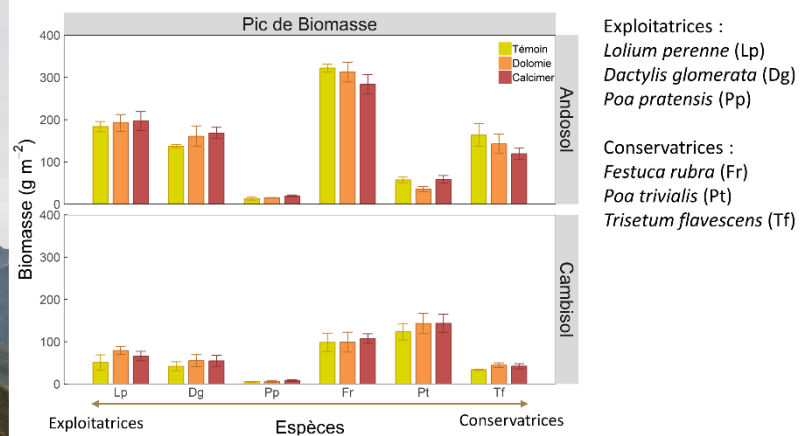


Fourrage



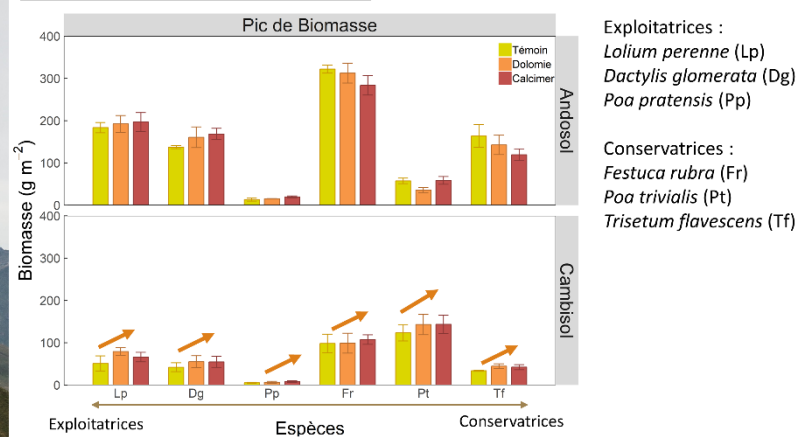
À l'échelle de l'espèce ?

Fourrage : à l'échelle de l'espèce

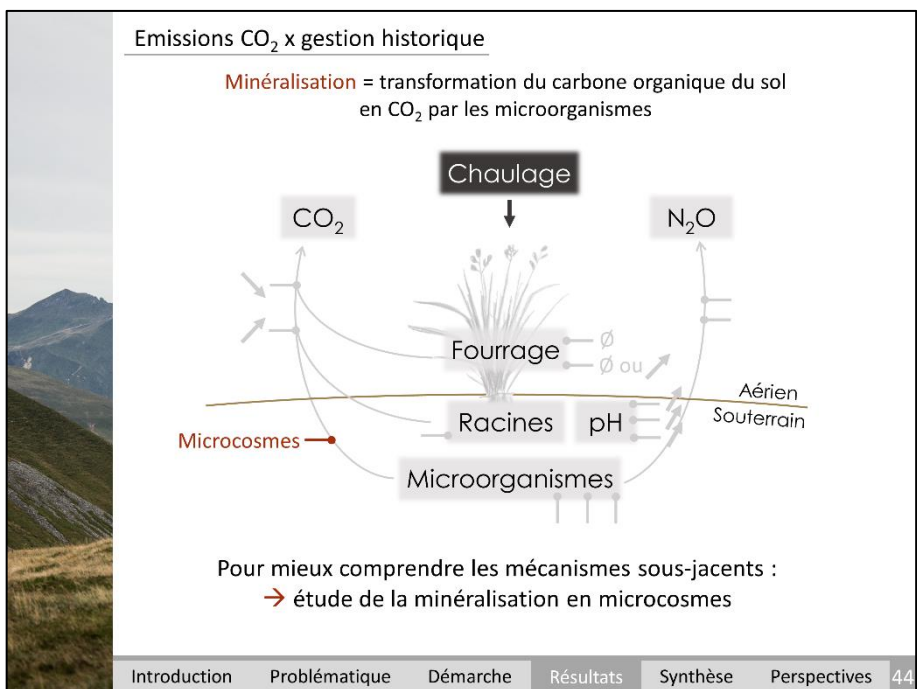
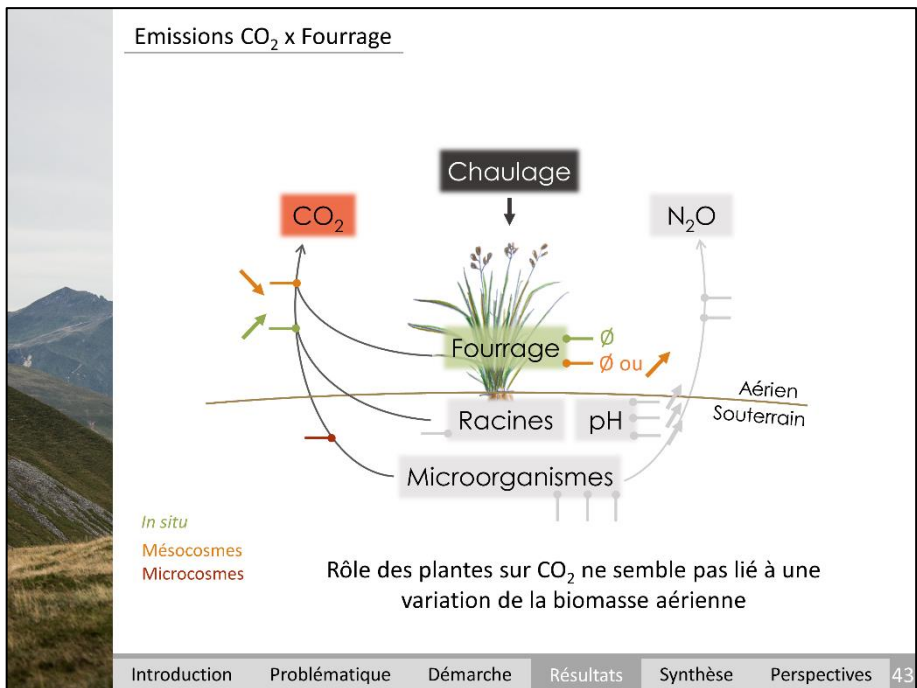
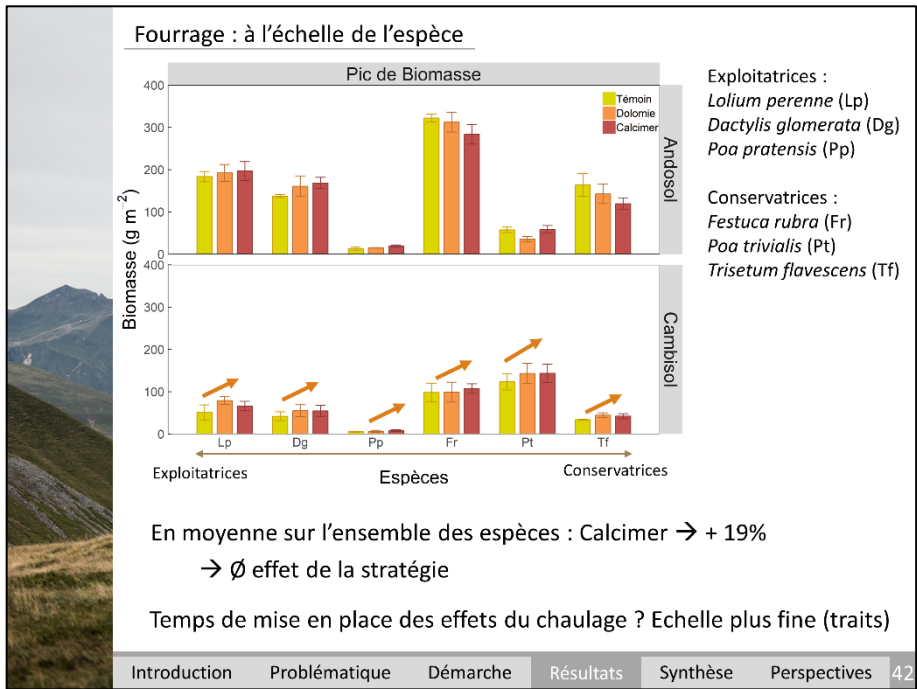


Variabilité de la biomasse suivant l'identité des espèces et le type de sol

Fourrage : à l'échelle de l'espèce



En moyenne sur l'ensemble des espèces : Calcimer → + 19%
 → ∅ effet de la stratégie



Mesure **minéralisation**

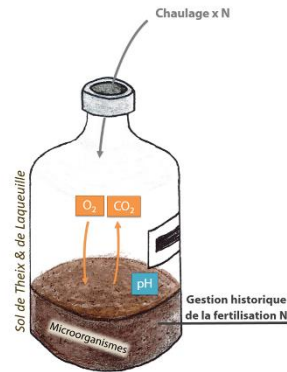
13 mesures du CO₂ sur 3 mois

4 Traitements :

Témoïn N
Chaulage N-chaulage



Analyseur Chromatographie gazeuse

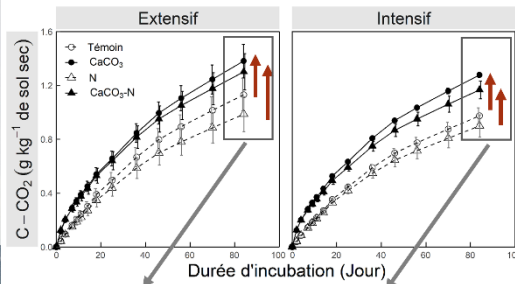


Pour le chaulage :
CaCO₃ équivalent 4t/ha
Pour la fertilisation azotée :
Ammonitrate 85kg/ha

Généricité testée sur **plusieurs types de sol**

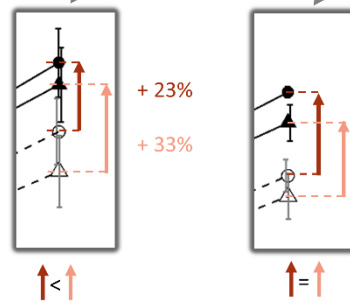
Gestion historique (10/15ans) :
extensif vs intensif
0 vs 210/240 kg N/ha

Emissions CO₂ : **minéralisation apparente**



Chaulage → + 30% de CO₂ émis avec ou sans fertilisation N

● > ○
▲ > △



Interaction chaulage x fertilisation azotée x gestion

→ + 10% de CO₂ émis avec fertilisation en Extensif

Minéralisation APPARENTE

Lochon et al. 2018 – Applied Soil Ecology

Emissions CO₂ : **minéralisation apparente & nette**

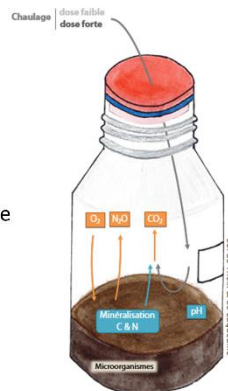
→ Origine du carbone émis ?

Incubations de 3 semaines, 7 mesures de CO₂
Deux types de produit : Calcimer et CaCO₃
Deux dosages



Source « organique »

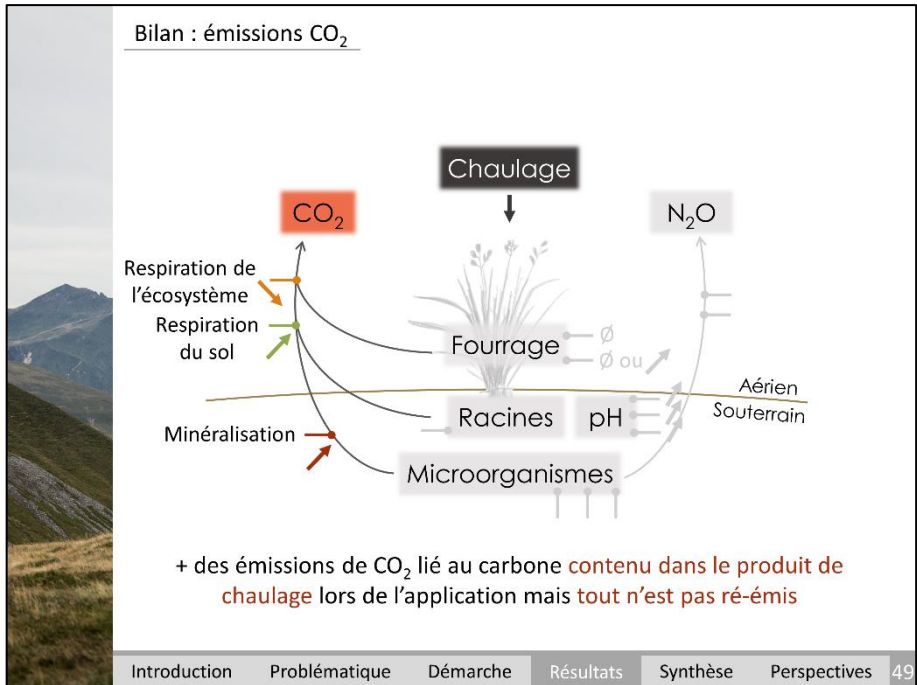
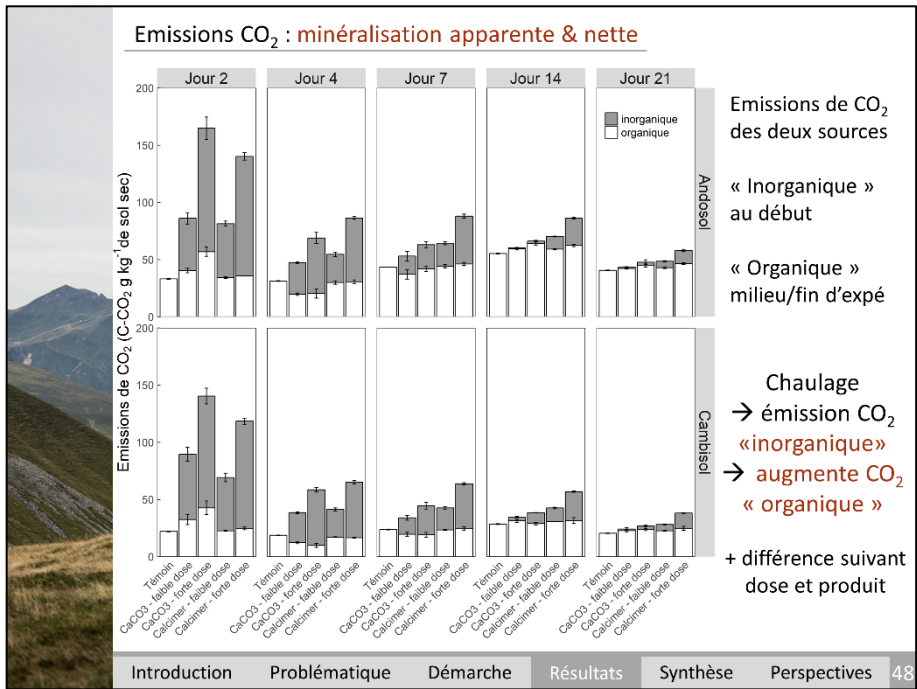
Dégradation de la matière organique par les microorganismes
Emissions de CO₂ (et consommation d'O₂)



Source « inorganique »

Neutralisation des H⁺ → émissions de CO₂ issu du carbone du chaulage

Consommation du carbone du chaulage par les microbes



Bilan du chaulage en prairie

H1 : Augmentation du pH du sol	→ validé
H2 : Augmentation de la biomasse microbienne de la production du fourrage et des racines	→ partiellement validé → en tendance → absence d'effet
H3 : Augmentation possible des émissions de CO ₂	→ validé respiration sol & minéralisation → non validé écosystème
Conséquences sur N ₂ O	→ absence d'effet

Introduction Problématique Démarche Résultats Synthèse Perspectives 52

Bilan du chaulage en prairie

Chaulage

CO₂ N₂O

Fourrage

Racines pH

Microorganismes

Aérien Souterrain

In situ
Mésocosmes
Microcosmes

Introduction Problématique Démarche Résultats Synthèse Perspectives 53

Bilan du chaulage en prairie

Chaulage

CO₂ N₂O

Fourrage

Racines pH

Microorganismes

Aérien Souterrain

In situ
Mésocosmes
Microcosmes

→ Semble difficile de passer d'une échelle d'organisation à une autre

Introduction Problématique Démarche Résultats Synthèse Perspectives 53

Modulation des effets

H4 : Effet du chaulage modulé suivant des facteurs du milieu

facteurs biotiques :

- Ø effet des stratégies végétales
- Effet de la gestion historique → communautés microbiennes différentes ?

facteurs abiotiques :

- Variabilité avec le climat
Température → + CO₂ & N₂O
- Ø effet disponibilité en eau (évènement climatique extrême : sécheresse)
- Variabilité importante avec le type de sol

Introduction Problématique Démarche Résultats Synthèse Perspectives 54

Modulation des effets

H5 : Variabilité suivant les types de produits et de doses

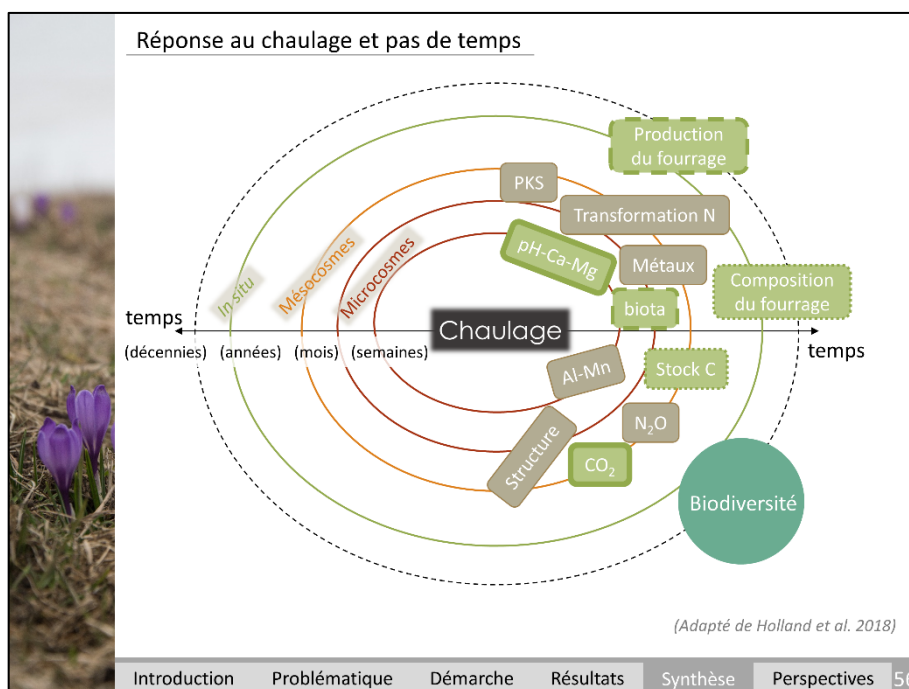
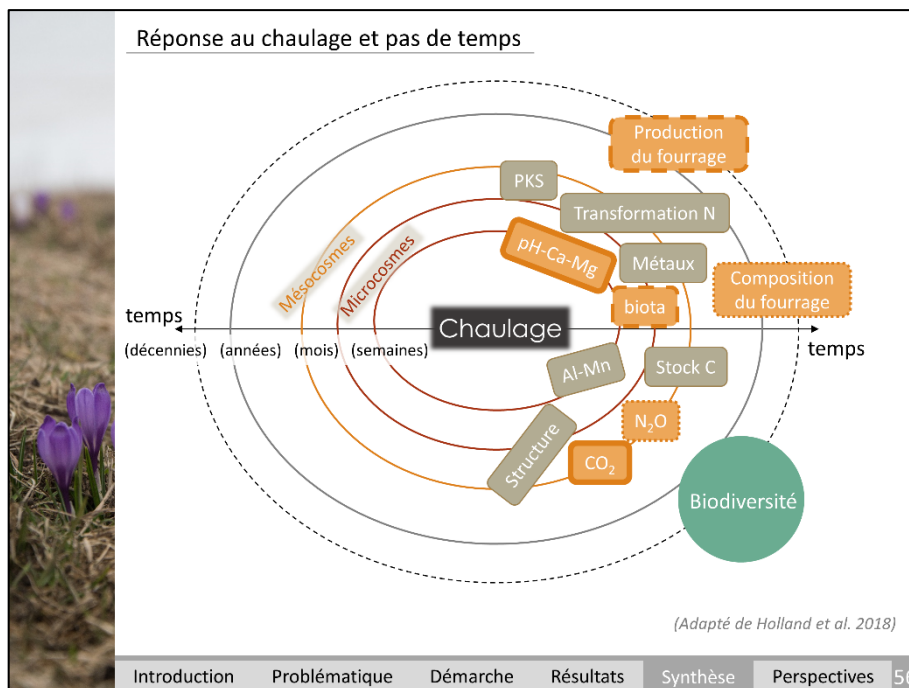
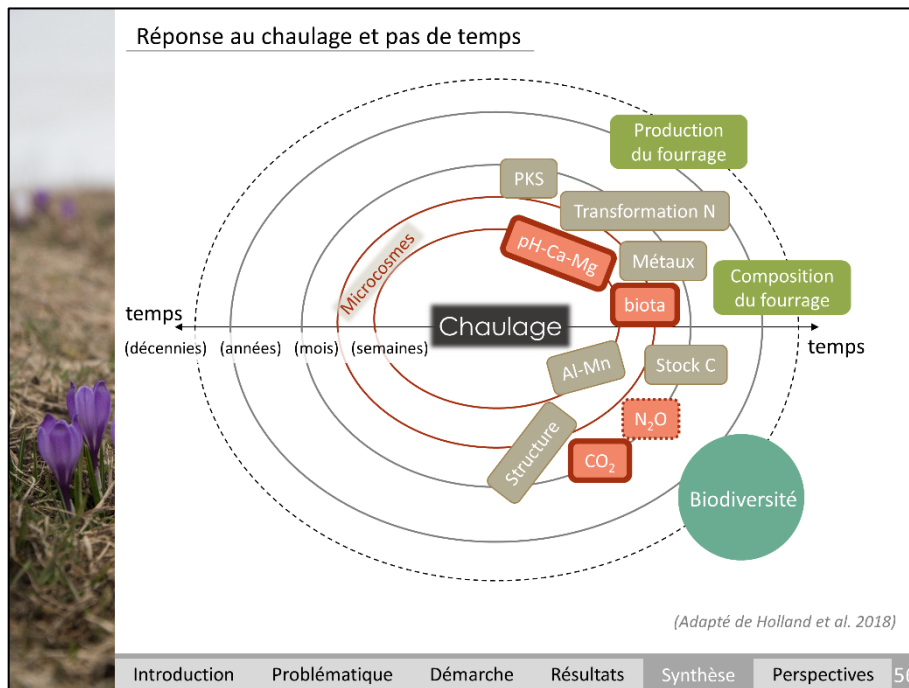
Influence du type de produit dans vitesse neutralisation et réémission du carbone

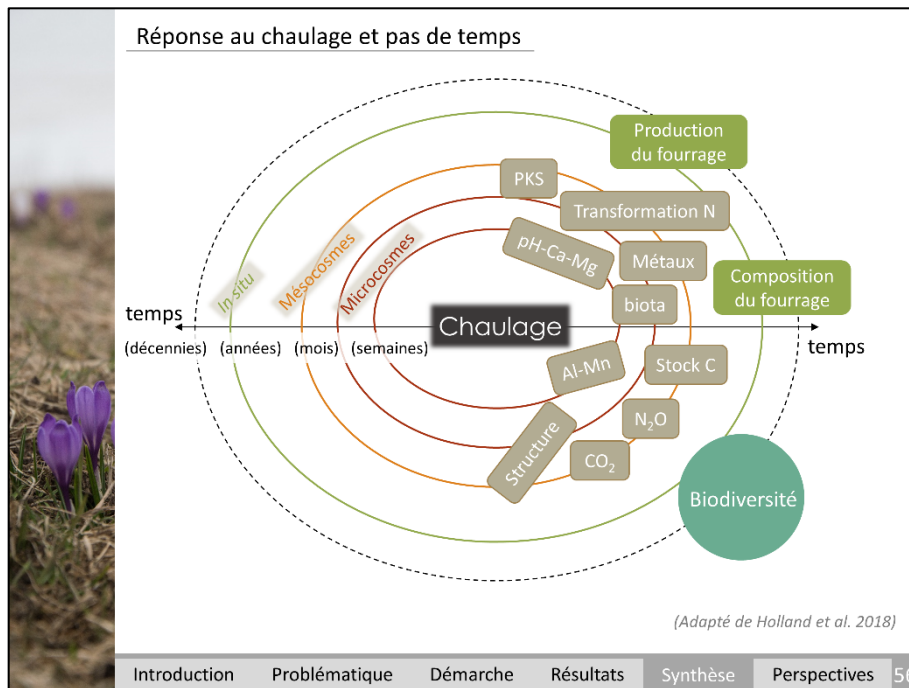
Introduction Problématique Démarche Résultats Synthèse Perspectives 55

Réponse au chaulage et pas de temps

(Tiré de Holland et al. 2018)

Introduction Problématique Démarche Résultats Synthèse Perspectives 56





Implications


En recherche :

- Nécessité de prendre en compte le contexte pédoclimatique, le type de produit et la dose d'amendement
- Pistes de recherche complémentaires
 - Caractériser davantage les communautés microbiennes
Rôle dans émissions de gaz à effet de serre
 - Travaux de modélisation sur ces jeux de données – stockage de C

En agriculture :

- Raisonnement du chaulage (produit, dose et fréquence)
- Tenir compte de la gestion historique et des apports de fertilisation azotée
- Vision annuelle vs long terme (gain de productivité vs maintien de fertilité)

Introduction Problématique Démarche Résultats Synthèse Perspectives 58



Conclusion

Intérêt **démarche intégrée**

- ✓ faire des ponts entre les types d'expérimentations
 - ✓ apporter une vision systémique du chaulage
 - ✓ Aborder la multifonctionnalité

Apport de **références** sur le chaulage en moyenne montagne

- ✓ dans un contexte encore peu étudié
 - ✓ Sur différents compartiments et pas de temps
 - ✓ Problématique changement globaux (émissions de gaz à effet de serre & sécheresse)

Introduction Problématique Démarche Résultats Synthèse Perspectives | 59



Remerciements

Je souhaite remercier :

- CMI-Roullier et l'ANRT pour le financement de ces travaux
Jean-Claude Yvin, Diane Houdusse-Lemenager pour les échanges que nous avons pu avoir
- l'ensemble de l'UREP et l'Herbipôle pour leur accueil et en particulier
Juliette Bloor & Pascal Carrère pour leur encadrement
Alexandre Salcedo pour le travail de terrain et sur les mésocosmes
Sandrine Revaillet pour son temps et savoir-faire au laboratoire (analyses de sol et microcosmes !)
Sébastien Fontaine pour son expertise sur les microcosmes et le domptage des machines du labo
Laurence Andanson pour les analyses d'échantillons
Laurence Benedict & Annick Oudin-Bellocchi pour les démarches administratives
La « team précaire » pour le soutien moral, les soirées « râlage » et la bonne ambiance
- Université de Boku pour un court séjour autrichien
Pr Walter Wenzel, Eva Oburger & Christina Roschitz
- LEM de Lyon (Thomas Pommier) et la plateforme Sylvatech de Nancy (Christian Hossann)
- Les fromages d'Auvergne
 - Et plus personnellement merci à tous ceux qui de près ou de loin m'ont soutenue et inspirée durant ces dernières années

Merci de votre attention et place à vos questions



Résumé

La mise en place d'une agriculture plus durable nécessite une compréhension de l'impact des pratiques de gestion sur le fonctionnement des agroécosystèmes et sur la fourniture de services écosystémiques. En représentant près de 68% des terres agricoles mondiales et contribuant à la subsistance de plus de 800 millions de personnes, les prairies sont l'un des agroécosystèmes où l'optimisation des pratiques agricoles apparaît comme cruciale. Ce travail de thèse porte sur le chaulage, une pratique agricole connue pour lutter contre les effets de l'acidification des sols – qu'elle soit naturelle ou induite par la gestion – mais dont l'efficacité est variable en prairie permanente. De fait, la littérature documentant l'impact du chaulage en prairie permanente est limitée et ne prend en compte que rarement la multifonctionnalité de ces agroécosystèmes. Par une approche intégrant différents types d'expérimentations, mon travail de thèse a cherché à répondre à ce besoin et à renforcer les connaissances du chaulage sur le fonctionnement de l'écosystème prairial. Le développement d'expérimentations au champ (*in situ*), en conditions semi-contrôlées (mésocosmes) et d'incubations de sol au laboratoire (microcosmes) a permis d'explorer les effets du chaulage sur les différents compartiments de l'écosystème prairial (végétation, microorganismes, sol) ainsi que l'influence de facteurs modulant ces effets. Dans l'ensemble des expérimentations, le chaulage a effectivement augmenté le pH des sols. Toutefois, cette amélioration du statut acido-basique du sol ne s'est pas toujours traduite par une augmentation de la productivité du fourrage ou des biomasses microbiennes et racinaires. Mes travaux ont montré que le chaulage contribue aux émissions de gaz à effet de serre par différentes voies (réémission du carbone apporté sous forme de chaulage et stimulation de la minéralisation) et peut potentiellement réduire les émissions de CO₂ à l'échelle de la respiration de l'écosystème. Collectivement mes résultats soulignent l'importance du contexte pédoclimatique sur l'impact du chaulage en prairie permanente, et la difficulté d'extrapoler les effets du chaulage, en particulier sur la production de fourrage et les émissions de gaz à effet de serre, d'une échelle d'étude fine à l'échelle de la parcelle en prairie permanente. L'efficacité du chaulage semble dépendre du type d'amendement et de son dosage et peut également interagir avec d'autres pratiques de gestion telles que la fertilisation azotée et le niveau d'intensité de gestion.

Mots clés : amendements minéraux calciques, biomasse microbienne, cycles biogéochimiques, fourrage, gaz à effet de serre, gestion des agroécosystèmes, multifonctionnalité, pH du sol, prairies permanentes