



Université
de Toulouse

THÈSE

En vue de l'obtention du

DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE TOULOUSE

Délivré par :

Institut National Polytechnique de Toulouse (Toulouse INP)

Discipline ou spécialité :

Agrosystèmes, Écosystèmes et Environnement

Présentée et soutenue par :

M. NICOLAS MEYER

le lundi 24 février 2020

Titre :

Evaluation de l'impact des cultures intermédiaires multi-services sur le bilan hydrique des sols : approche par expérimentation et simulation.
Application au bassin Adour-Garonne.

Ecole doctorale :

Sciences Ecologiques, Vétérinaires, Agronomiques et Bioingénieries (SEVAB)

Unité de recherche :

AGroécologie, Innovations, TeRritoires (AGIR)

Directeur(s) de Thèse :

M. ERIC JUSTES

M. JACQUES ERIC BERGEZ

Rapporteurs :

Mme DOMINIQUE COURAULT, INRA AVIGNON

M. STÉPHANE DE TOURDONNET, MONTPELLIER SUPAGRO

Membre(s) du jury :

M. STÉPHANE DE TOURDONNET, MONTPELLIER SUPAGRO, Président

M. ERIC JUSTES, CIRAD MONTPELLIER, Membre

M. JACQUES ERIC BERGEZ, INRA TOULOUSE, Membre

M. LAURENT RUIZ, INRA RENNES, Membre

Mme JULIE CONSTANTIN, INRA TOULOUSE, Invité

Mme MAGALI WILLAUME, TOULOUSE INP, Membre

Remerciements

Je voudrais tout d'abord remercier vivement mes encadrants de thèse, Julie, Jacques – Eric et Eric pour leur bienveillance, leur disponibilité et leur farouche volonté de me faire progresser durant ces 3 années de thèse. Les remercier aussi de m'avoir permis de m'organiser comme je le voulais entre les nombreux aller – retour vers Montpellier, les trains et les nombreuses séances de sport. Heureusement que la visio existe ! J'ai particulièrement apprécié la franchise de nos échanges et l'apprentissage PAR la recherche dont j'ai pu bénéficier à vos côtés ! Rigueur, organisation, travail d'équipe, prise de décision, communication, argumentation, etc. La thèse est une opportunité unique d'apprendre au quotidien.

Je vais ensuite remercier les membres de mon comité de thèse, Samuel Buis, Nicolas Beaudoin, Philippe Debaeke et Julien Tournebize, qui m'ont permis d'avoir un avis extérieur sur mon travail lors de point régulier. J'ai particulièrement apprécié la pertinence de nos échanges qui m'ont permis de ne pas m'enfermer dans mes idées et d'avoir une vision globale de mes recherches. Je remercie aussi les membres de mon jury de thèse, mes deux rapporteurs Dominique Courault et Stéphane de Tourdonnet qui ont accepté d'évaluer mon travail durant les vacances de Noël, mes deux examinateurs Magali Willaume et Laurent Ruiz, ainsi que Laurent René de l'Agence de l'eau Adour – Garonne pour leurs nombreuses remarques et questions pertinentes qui me permettent de prendre du recul et d'améliorer la qualité de mon écrit.

J'aimerais ensuite remercier les nombreuses personnes que j'ai croisé durant ces trois années de thèse au sein de l'UMR AGIR et ailleurs. Christel, la première personne qui vous accueille quand on arrive dans l'unité, merci beaucoup pour ta disponibilité pour discuter à chaque instant, ta gentillesse et ton sourire au quotidien, l'unité a besoin de personne comme toi ! Marina, pour les nombreuses (longues) discussions sur le sport et les footings du midi, je te souhaite plein de bonheur avec Kevin et votre petit Nolan. Mathieu et ta voix de soprano qui enchante tous les bureaux... j'ai trouvé quelqu'un qui chante plus que moi ! Thierry, amateur de running qui me demande à chaque que tu me croisais en short et basket « Alors tu as couru combien aujourd'hui ? », bon courage pour tes prochains défis ! Maryse qui n'a jamais voulu que je m'achète un nouveau vélo avec la carte de l'unité lors de mes inscriptions aux colloques ou autre. Je veux aussi remercier l'équipe informatique, Bruno, toujours disponible pour répondre à mes questions récurrentes, Denis « mon ordi est mort, je fais quoi ? », et Marie LN, pour discuter de nos genoux fragiles respectifs héhé. Je pense aussi à Richard, l'informaticien que j'ai le plus croisé...haha merci d'avoir chargé au badminton ! Un grand merci à Eric Casellas pour son travail, pour lancer mes simulations et sur RECORD. Je voudrais aussi remercier les membres de l'équipe « technique », des personnes avec un grand cœur et une volonté de travail à toute épreuve pour répondre aux besoins de chacun et à la plus belle phrase des chercheurs « on va faire ça ! ». Didier, pour ta gentillesse et ta malice. Mr Chesnault, monsieur Handball, j'espère qu'on se recroisera au bord d'un terrain. Benoit, toujours à l'écoute et un regard sur la vie qui fait que c'est un plaisir d'échanger avec

toi. Pierre, l'impression d'être minuscule à côté de toi, j'ai adoré travaillé avec vous sur le terrain car avec le sourire rien n'est pénible ! Enfin je voudrais remercier vivement Eric, monsieur Lecloux comme j'aime t'appeler, merci pour ta disponibilité, ton énergie et tes conseils, l'unité te doit beaucoup ! Tu n'es pas qu'une petite main comme tu le dis souvent... Je voudrais aussi remercier Julie et Maylis, toujours souriantes et pleines d'envie pour aller sur le terrain pour des prélèvements et notamment cette fabuleuse semaine des lysimètres que je n'oublierais jamais durant laquelle un allemand vous a fait travailler un samedi 11 novembre. Merci aussi à Lionel, une personne brillante et passionné avec qui un trajet en voiture de 3h paraît durer 10 minutes. Merci enfin à Paul, pour son stage couronné de succès, je te souhaite une bonne continuation dans le monde de la recherche.

Je vais aussi remercier vivement tous les membres de l'unité qui ont croisé un jeune en cuissard de cycliste ou en short et tout transpirant... une pensée particulière pour Elise qui a tant de fois voulu m'expliquer comment se déroule un accouchement durant les repas à la cantine. Bon courage et bonne continuation aussi aux « petits jeunes » doctorants, Julien, Sixtine, Camille, Rémi et Neila et tous les autres doctorants que j'ai pu croiser durant ma thèse.

Je voudrais aussi remercier les membres de l'UE et Gilles Tison particulièrement qui a su motiver ses troupes pour « sauver » mon expérimentation quand mes CIMS avaient soif ou subissaient les assauts des tenthrèdes. Je remercie aussi Christian Gary, Vivianne Marty de l'UMR System pour l'accueil au sein de l'unité et les personnes que j'ai pu rencontrer et avec qui j'ai eu le plaisir d'échanger, Guillaume, Stolián et Juliette.

J'ai aussi une pensée pour mes anciens camarades de Master, Noémie, Adrien, Simon et tous les autres, « votre dévoué délégué » ! Je remercie Gilles et Jean – Stéphane, directeurs du master Eau & Agriculture qui m'ont mis sur la voie de la thèse. Je remercie aussi les membres de l'UMR LISAH avec qui j'ai eu le plaisir de discuter à nouveau durant ma thèse, Quentin, Laurent, Guillaume et Philippe.

Je remercie évidemment très chaleureusement la team B205, mes collègues de bureau avec qui je me suis régala. La liste des souvenirs est longue et certains doivent être gardés pour nous mais qu'est – ce qu'on a bien rigolé. Loïc, alias « j'ai pas le temps, vous verrez quand vous serez en fin de thèse », merci pour ces séances d'allure en footing durant lesquelles je m'accrochais derrière toi. J'ai aussi réussi avec fierté à te faire découvrir le vélo ! « Les gars l'année prochaine je fais un Ironman... » Hahahahaha. Antoine, tu as dû m'expliquer les CIMS au début, tes nombreuses promenades dans les couloirs, les pauses café avec un verre d'eau chaude... toi aussi tu as pris ta branlée au badminton héhé. On a aussi pu partager des séances de footing et des sorties vélos durant lesquels je dois avouer que j'ai souffert parfois avec ton physique de grimpeur ! Les gars, même si j'ai jeté les feuilles de score en rangeant mon bureau n'oubliez pas qui est le Kobe du bureau 205. Merci à Céline, nous avons fait nos 3 années ensemble, à quelques jours d'intervalle. Je suis responsable de ton manque d'attention parfois, quand j'arrive le matin pour discuter, quand je chante etc. Ma voiture aussi se souviendra de toi ! Et puis

« comme vous le savez tous, le soja est une légumineuse » ☺. Le bureau 205 n'oubliera pas non plus « la petite Justine » paix à son âme...!

J'aimerais ensuite remercier mes amis et amies de la fac. Une pensée pour les docteurs ou futurs docteurs (inchallah !) sur qui on n'aurait sans doute pas parié, Estève, Gaël et Totor ! Ceux que j'ai rencontrés et qui sont toujours là et pour de nombreuses années encore je l'espère : Nath, Laura, Clément, Natacha, Etienne, Cyrielle, Julien, Camille, Stéphane, Alison, Vincent, Théo, Chloé, Benjamin, Timothée et Manon. Je pense aussi à mes amis d'enfance, du collège, du lycée et du handball : Yaya, Robin, Poy, Antho, Laura, Cécile, Aurélien, Cécilia, Brice et Pascal.

Je tiens aussi évidemment à remercier tous les membres de ma famille qui font que je suis aujourd'hui, mes grands oncles, mon oncle, ma tante et mes cousins mais aussi mes grands-parents qui ne comprennent pas toujours ce que je fais et qui me demande souvent comment se sont passé mes examens... Ma sœur Soso et mes parents, qui m'ont toujours soutenu et accompagné durant ces longues et coûteuses études !

Et enfin je veux remercier Marion, ma chouchou qui est à mes côtés depuis bientôt 8 ans et qui me soutient depuis cet après-midi de Mars au zoo du Lunaret, la Licence, le Master, le déménagement épique à Toulouse et la découverte du brouillard, les allers – retours Nîmes – Toulouse le vendredi soir et les lundis matins et tant d'autres souvenirs. Merci !

Liste des productions effectuées durant la thèse

Article publié dans une revue internationale à comité de lecture :

- Meyer, N., Bergez, J. E., Constantin, J., & Justes, E. (2019). Cover crops reduce water drainage in temperate climates: A meta-analysis. *Agronomy for Sustainable Development*, 39(1), 3. <https://doi.org/10.1007/s13593-018-0546-y>
- Meyer, N., Bergez, J. E., Constantin, J., Belleville, P., & Justes, E. (2020). Cover crops reduce drainage but not always soil water content due to interactions between rainfall distribution and management. *Agricultural Water Management*, 231. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.105998>

Article publié dans une revue nationale sans comité de lecture :

- Constantin J., Beaudoin N., Meyer N., Crignon R., Tribouillois H., Mary B., Justes E. Concilier la réduction de la lixiviation nitrrique, la restitution d'azote à la culture suivante et la gestion de l'eau avec les cultures intermédiaires. *Innovations Agronomiques* 62 (2017), 59-70.

Communication orale - Présentations

- Meyer, N., Bergez, J. E., Constantin, J., & Justes, E. (2020). To reduce negative impact on soil water balance and maximize multiple ecosystem services, management of cover crops has to be climate and soil specific. A simulation approach. iCROP2020, 2nd International Crop Modelling Symposium, February 3-5, 2020 – Montpellier, France
- Meyer, N., Bergez, J. E., Constantin, J., & Justes, E. (2018). Cover crops reduce water drainage in temperate climates: A meta-analysis. ESA2018, XVe European Society for Agronomy Congress, August 27-31, 2018 - Geneva, Switzerland.
- Meyer Nicolas (2018). Caractérisation et modélisation des effets de cultures intermédiaires multi-services sur la dynamique et le bilan hydrique des sols en systèmes agroécologiques. Finale régionale, Ma Thèse en 180 secondes, Toulouse, France.
- Meyer Nicolas (2018). Gestion quantitative et qualité de l'eau, impact d'une pratique agroécologique : les CIMS. Semaine des Sciences, Lycée Louis Feuillade, Lunel, France.

Communication orale - Poster

- Meyer, N., Bergez, J. E., Constantin, J., & Justes, E. (2018). Impact of different cover crops management on soil water profile and dynamics. ESA2018, XVe European Society for Agronomy Congress, August 27-31, 2018 - Geneva, Switzerland.

Tables des matières

Remerciements	1
Liste des productions effectuées durant la thèse	5
Tables des matières	7
Liste des abréviations	13
Liste des tables	17
Liste des figures.....	21
Préambule.....	27
Chapitre 1 - Introduction générale.....	29
1.1 Contexte général de la thèse	29
1.1.1 La ressource en eau dans le Bassin Adour-Garonne, un territoire sous pression.....	29
1.1.2 Les effets du changement climatiques de plus en plus présents	30
1.1.3 Projet BAG'AGES : Bassin Adour-Garonne : quelles performances des pratiques AGroécologiquES.....	32
1.1.4 Les CIMS, pilier de l'agroécologie.....	33
1.2 L'impact des CIMS sur l'eau.....	35
1.3 Objectifs, questions de recherche et démarche globale de la thèse	38
1.3.1 Objectifs de la thèse	38
1.3.2 Questions de recherche	38
1.3.3 Démarche globale de la thèse.....	39
Chapitre 2 - Cover crops reduce water drainage in temperate climates. A meta-analysis.	47
2.1 Résumé en français	49
2.2 Introduction	53
2.3 Materials and methods.....	55
2.3.1 Database search.....	55
2.3.2 Data extracted from studies.....	56
2.3.3 Data analysis	58
2.3.4 Mean effect size by factor	59
2.3.5 Sensitivity analysis and publication bias	59
2.4 Results and discussion	61
2.4.1 Cover crops have variable effects on water drainage.....	61
2.4.2 Cover crops reduce drainage.....	61
2.4.3 No significant effect of factors but some trends observed.....	63
2.4.4 Qualitative analysis of the meta-analysis: the result obtained is robust.....	64

2.4.5 The lack of available references on the relationship between cover crop management and water balance	65
2.4.6 An impact on groundwater recharge to assess at a larger scale	66
2.5 Conclusion	67
2.6 References	68
References of the meta-analysis.....	71
Chapitre 3 - Cover crops reduce drainage but not always soil water content due to interactions between rainfall distribution and management.....	75
3.1 Résumé en français	77
3.2 Introduction	81
3.3 Materials and Methods	83
3.3.1 Methodological approach.....	83
3.3.2 Case study site.....	83
3.3.3 Field experiment	85
3.3.4 Simulation approach	86
3.3.5 Statistical analysis.....	88
3.4 Results	90
3.4.1 Field experiment	90
3.4.2 STICS calibration and evaluation	93
3.4.3 Simulated water fluxes.....	94
3.4.4 Water balance in the 20-year simulations	96
3.5 Discussion.....	99
3.5.1 Influence of cover crops on soil water content for the next cash crop depends on their destruction date	99
3.5.2 Sowing date of cover crops is key to minimizing reduction in drainage	100
3.5.3 No direct relationship observed between cover crop biomass and impact on water fluxes above a certain level.....	100
3.5.4 Study boundaries.....	101
3.5.5 Cover crop residues left as mulch can reduce soil evaporation and thus actual evapotranspiration.....	102
3.6 Conclusion	104
3.7 References	105
Chapitre 4 - Les modifications du bilan hydrique produites par les CIMS en interculture n'entraînent pas de stress hydrique sur la culture principale suivante.....	109
4.1 Introduction	111
4.2 Matériels et Méthodes.....	113
4.2.1 Zone d'étude	113

4.2.3 Analyse de données et statistiques	118
4.3 Résultats.....	119
4.3.1 Principaux résultats sur la situation de référence avec une interculture en sol nu	119
4.3.2 Biomasse aérienne des CIMS à la destruction	121
4.3.3 Modifications du bilan d'eau et d'azote durant la succession de cultures	123
4.3.4 Impacts des modifications des bilans d'eau et d'azote durant l'interculture sur les rendements de la culture principale suivante.....	127
4.4 Discussion.....	130
4.4.1 Le bilan hydrique modifié selon la gestion des CIMS	130
4.4.2 Bien gérées, les CIMS n'induisent pas de stress hydrique sur la culture suivante	131
4.4.3 Gestion des résidus après la destruction des CIMS	133
4.4.4 Limites de l'étude et perspectives de recherches	133
4.4.5 Bilan des impacts des CIMS selon le pédoclimat et la gestion en comparaison avec un sol nu	134
4.5 Conclusion	137
Chapitre 5 - L'introduction généralisée des CIMS dans les systèmes de culture nécessite d'optimiser leur gestion afin de ne pas fragiliser le grand cycle de l'eau du bassin Adour - Garonne.....	139
5.1 Introduction	141
5.2 Matériels et méthodes	143
5.2.1 Site d'étude	143
5.2.2 Plan de simulation.....	146
5.2.3 Exploitations des données.....	148
5.3 Résultats.....	149
5.3.1 Taux de présence des CIMS.....	149
5.3.2 Synthèse des résultats pour les scénarios LB et CIMS	150
5.3.3 Biomasse aérienne des cultures.....	151
5.3.3 Evapotranspiration réelle	153
5.3.4 Le drainage.....	155
5.3.5 Volumes d'eau évapotranspirés et drainés à l'échelle du BAG	157
5.4 Discussion.....	158
5.4.1 Gestion des CIMS dans les séquences de cultures du BAG	158
5.4.2 Généralisées à l'ensemble du BAG, les CIMS modifient le grand cycle de l'eau.....	159
5.4.3 Les limites de notre étude	161
5.5 Conclusion	163
Chapitre 6 - Discussion générale, conclusions et perspectives	165
6.1 Rappel des objectifs et de la démarche globale de la thèse	165

6.2 Synthèse des principaux résultats	167
6.3 Limites de la thèse et perspectives de recherche	172
6.3.1 Les CIMS ont un impact positif sur le bilan hydrique du sol ?.....	172
6.3.2 Un besoin de données expérimentales sur les CIMS broyées et laissées en mulch à la surface du sol.....	173
6.3.3 Simuler les CIMS en couplant modèles de culture et modèles hydrologiques	173
6.4 Conclusion générale.....	174
6.4.1 Les CIMS peuvent être adoptées par les agriculteurs sans crainte rédhibitoire.....	174
6.4.2 A l'échelle du bassin versant, la généralisation des CIMS doit être raisonnée.....	175
Références bibliographiques	177
Annexes.....	187
Annexe 1 : Matériels supplémentaires chapitre 4.....	188
Annexe 2 : Zones vulnérables du BAG.	197
Annexe 3 : Certification au verdissement.....	199

Liste des abréviations

Liste des abréviations en français

AEAG : Agence de l'Eau Adour-Garonne

AGIR : AGroécologie, Innovations et teRritoires

ANOVA : Analyse de la variance

BAG : Bassin Adour-Garonne

BAGAGES : Bassin Adour-Garonne : quelles performances des pratiques AGroécologiquES ?

BDGSF : Base de Données Géographique des Sols de France

CI : Cultures Intermédiaires

CIMS : Cultures Intermédiaires Multi-Services

CIRAD : Centre de coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement

CIPAN : Cultures Intermédiaires Piège à Nitrates

Da : Densité apparente

DCE : Directive Cadre sur l'eau

DRIAS : Donner accès aux scénarios climatiques Régionalisés français pour l'Impact et l'Adaptation de nos Sociétés et environnement

EFESE : Evaluation Française des Ecosystèmes et des Services Ecosystémiques

ETP :EvapoTranspiration Potentielle

ETR : EvapoTranspiration Réelle

Hcc : Humidité à la capacité au champ

Hpf : Humidité au point de flétrissement permanent

INRA : Institut National de la recherche Agronomique

MAELIA : Multi-Agents for Environmental norms Impact Assessment

NSI : Indice de nutrition azotée

P : Pluie

TCS : Techniques Culturelles Simplifiées

RECORD : RENovation et COoRDination de la modélisation des cultures pour la gestion des agro-écosystèmes

RPG : Registre Parcelaire Graphique

RU : Réserve en eau Utile

SAU : Surface Agricole Utile

SAFRAN : Système d'Analyse Fournissant des Renseignements Atmosphériques à la Neige

SCEES : Services statistiques du ministère de l'Agriculture et de la Pêche

SWAT : Soil and Water Assessment Tool

STICS : Simulateur multIdisciplinaire pour les Cultures Standard

UPC : Unité PédOclimatique

USM : Unité de SiMulation

UTS : Unité Typologique des Sols

WSI : Indice de stress hydrique

Liste des abréviations en anglais

AET : Actual Evapotranspiration

AIC: Akaike Information Criterion

ANOVA: Analysis Of Variance

BS: Bare Soil

C: Carbon

CC: Cover Crops

DAS: Day After Sowing

LAI: Leaf Area Index

N: Nitrogen

PET: Potential EvapoTranspiration

FC: Soil moisture at field capacity

TAWC: Total Available Water Content

rRMSEP: relative root mean square error of prediction

SD: Standard Deviation

SWC: Soil Water Content

USA: United States of America

WP: Soil moisture at wilting point

Liste des tables

Chapitre 2

- Table 2.1. Characteristics of the papers selected for the meta-analysis, indicating the country in which they were performed, the method used (field measurements or simulation model), soil texture, seasons of cover crop (CC) sowing, rain level (a: < 750 mm, b: > 750 mm) and CC biomass (Mg.h⁻¹). USA = United States, UK = United Kingdom.

Chapitre 3

- Table 3.1. Mean soil texture and physical properties by soil layer at the study site in 2017 and 2018.
- Table 3.2. Cover crop management at the study site in 2017 and 2018 for the four treatments: bare soil (BS), cover crop crushed in autumn and left as mulch on the soil surface (CCM), cover crop crushed in autumn and buried by plowing (CCP), and cover crop destroyed in April (CCL).
- Table 3.3. Relative root mean square error of predictions (rRMSEP) of interest of the STICS model.
- Table 3.4. Simulated soil water cycle variables for 2017 and 2018 (all in mm) in the four treatments: bare soil (BS), cover crop crushed in autumn and left as mulch on the soil surface (CCM), cover crop crushed in autumn and buried by plowing (CCP), and cover crop destroyed in April (CCL). SWC = soil water content.

Chapitre 4

- Table 4.1. Données des sols des cinq sites composant la zone d'étude : situation géographique, pluviométrie moyenne par an, texture du sol, profondeur de sol, teneur en argile entre 0 et 25 cm de profondeur, teneur en N organique sur 0-25 cm de profondeur, densité apparente moyenne, stock en eau à la capacité au champ et stock en eau au point de flétrissement permanent.
- Table 4.2. Données du plan de simulation : culture précédent le semis de la CIMS, initialisation en azote et en eau du sol, mode de gestion de l'interculture, espèce de CIMS choisies, date et profondeur du travail du sol, date de semis et de destruction des CIMS, mode de gestion des résidus, choix de la culture marchande suivante, date de semis, récolte, irrigation et amendement en azote de la culture marchande.
- Table 4.3. Principaux résultats sur les bilans d'eau, d'azote minéral et sur les cultures principales de la situation de référence avec une interculture en sol nu pour les 5 sites : AUZ, CAS, DUM, LAB et ROB. Sur chaque site est reporté la valeur minimale, moyenne et maximale pour chaque variable durant l'interculture, durant la succession de cultures et sur les cultures de vente. NSI est l'indice de stress N et WSI l'indice de stress hydrique ; compris entre 0 et 1, plus leur valeur est faible, plus le stress est fort.

- Table 4.4. Variance expliquée (VE) des variables d'intérêts (biomasse des CIMS à la destruction, différence de cumul d'ETR, de drainage et de lixiviation durant l'interculture et, différence d'humidité de surface) par les facteurs explicatifs et leurs interactions. Sont classés de gauche à droite les facteurs par ordre décroissant d'explication de la variance totale. La variance expliquée par les facteurs et leurs interactions et aussi disponible dans le tableau et prend en compte les facteurs identifiés dans les colonnes précédentes.

Chapitre 5

- Table 5.1. Synthèse des résultats des simulations pour les 2 scénarios, LB et CIMS et pour les 2 séries climatiques, actuelle (1983-2013) et future avec un scénario sans politique climatique (2030-2060). Les variables présentées dans La table sont la biomasse des cultures principales, des CIMS, la biomasse totale ainsi que le cumul d'évapotranspiration, de drainage et d'irrigation. Sont présentées les valeurs annuelles minimales, moyennes et maximales observées pour l'ensemble des simulations.

Liste des figures

Chapitre 1

- Figure 1.1. Température moyenne annuelle pour le scénario sans politique climatique (RCP8.5). Expérience : Météo-France/CNRM2014 : modèle Aladin de Météo-France. [www.drias-climat.fr].
- Figure 1.2. Cumul de précipitations annuel moyen pour le scénario sans politique climatique (RCP8.5). Expérience : Météo-France/CNRM2014 : modèle Aladin de Météo-France. [www.drias-climat.fr].
- Figure 1.3. Intégration des CIMS dans la succession de cultures. Adaptation de Justes et al., 2012.
- Figure 1.4. Bilan hydrique simplifié du sol avec une CIMS.
- Figure 1.5. Schéma conceptuel présentant la démarche globale de la thèse et les outils mobilisés. Les flèches rouges représentent les questions de recherche. Elles sont un lien entre les variables d'intérêts mises en évidences dans la bibliographie (dans des rectangles bleus ou verts) et les matériels et méthodes utilisés durant la thèse (représenté par les lettres entre parenthèses).
- Figure 1.6. Photographie de l'expérimentation à l'INRA d'Auzeville (Janvier 2019). De droite à gauche : 1) le sol nu témoin, 2) les CIMS broyées et laissées en mulch, 3) les CIMS retournées par le labour et 4) les CIMS détruites en Avril.
- Figure 1.7. Situation géographique des parcelles des agriculteurs du projet BAGAGES.

Chapitre 2

- Figure 2.1. Diagramme PRISMA représentant les différentes étapes de sélection des références et des études pour la méta-analyse. Entre parenthèse le nombre de références sélectionnées à chaque étape (note : cinq références contenaient deux études).
- Figure 2.2. Comparison of cover crops treatment to that of bare soil. At the top, Sorghum and at the bottom, white mustard, 6 weeks after sowing.
- Figure 2.3. Histogram of mean water drainage under cover crops minus that under bare soil, grouped into 10 mm classes, among the 32 studies. In green, studies done by field measurements and in red, studies done by modeling.
- Figure 2.4. Mean effect size (circles) and 95% CI (horizontal lines) of the difference in mean drainage for data done by measurements or done by modeling (at the top) and as a function of certain factors (only for studies done by measurements): (1) soil texture, (2) sowing season, (3) precipitation level and (4) cover crop biomass. The letter "n" is the number of observations for each group within a factor category.
- Figure 2.5. A) Sensitive analysis of data done by measurements. Abscise represent the reduction in water drainage and ordinate shows the number of studies removed of the calculation of the mean effect size according their standard deviation. The study with the lowest standard

deviation is removed. B) Funnel plot representing the inverse of the standard deviation as a function of the study's individual effect size. Only studies reporting standard deviations were considered (28 differences in drainage out of 32). The dashed line represents the mean effect size of the meta-analysis.

Chapitre 3

- Figure 3.1. Cumulative (A) rainfall, (B) potential evapotranspiration (PET), and (C) temperature of the study site after sowing cover crops during the 2017 and 2018 experimental years.
- Figure 3.2. Cover crop biomass at (left) autumn or (right) spring destruction in the (top) 2017 and (bottom) 2018 experimental years for the four treatments: bare soil (BS), cover crop crushed in autumn and left as mulch on the soil surface (CC_M), cover crop crushed in autumn and buried by plowing (CC_P), and cover crop destroyed in April (CC_L). Error bars represent ± 1 standard deviation.
- Figure 3.3a. Mean soil moisture (cg g⁻¹ soil) in each 20 cm layer in the 2017 experiment for the four treatments: bare soil (BS), cover crop crushed in autumn and left as mulch on the soil surface (CC_M), cover crop crushed in autumn and buried by plowing (CC_P), and cover crop destroyed in April (CC_L). Horizontal error bars represent ± 1 standard deviation. Asterisks indicate a significant ($P < 0.05$) difference according to the Kruskal-Wallis test.
- Figure 3.3b. Mean soil moisture (cg g⁻¹ soil) in each 20 cm layer in the 2018 experiment for the four treatments: bare soil (BS), cover crop crushed in autumn and left as mulch on the soil surface (CC_M), cover crop crushed in autumn and buried by plowing (CC_P), and cover crop destroyed in April (CC_L). Horizontal segments represent ± 1 standard deviation. Asterisks indicate a significant ($P < 0.05$) difference according to the Kruskal-Wallis test.
- Figure 3.4a. Water supply (irrigation + rainfall) and (bottom) soil water content between each gravimetric measurement in the 2017 experiment for the four treatments: bare soil (BS), cover crop crushed in autumn and left as mulch on the soil surface (CC_M), cover crop crushed in autumn and buried by plowing (CC_P), and cover crop destroyed in April (CC_L). Error bars represent ± 1 standard deviation. Asterisks indicate a significant ($P < 0.05$) difference according to the Kruskal-Wallis test.
- Figure 3.4b. Water supply (irrigation + rainfall) and (bottom) soil water content between each gravimetric measurement in the 2018 experiment for the four treatments: bare soil (BS), cover crop crushed in autumn and left as mulch on the soil surface (CC_M), cover crop crushed in autumn and buried by plowing (CC_P), and cover crop destroyed in April (CC_L). Error bars represent ± 1 standard deviation.
- Figure 3.5. Predicted dynamics of soil water content (SWC) during the (top) 2017 and (bottom) 2018 experimental years for the four treatments: bare soil (BS), cover crop crushed in autumn and left as mulch on the soil surface (CC_M), cover crop crushed in autumn and buried by plowing

(CC_P), and cover crop destroyed in April (CC_L). Squares represent observed mean soil water contents, and error bars represent ± 1 SD.

- Figure 3.6. (top) Soil water content, (middle) water drainage, and (bottom) evapotranspiration after sowing cover crops during the (left) 2017 and (right) 2018 experimental years for (dashed lines) bare soil (BS) and (solid lines) the three cover crop treatments: cover crop crushed in autumn and left as mulch on the soil surface (CC_M), cover crop crushed in autumn and buried by plowing (CC_P), and cover crop destroyed in April (CC_L). Dotted lines represent field capacity (fC).
- Figure 3.7. Boxplots of (top) soil water content (0-120 cm), (middle) cumulative drainage, and (bottom) cumulative AET on 1 April in the (left) 2017 and (right) 2018 experimental years according to the four treatments: bare soil (BS), cover crop crushed in autumn and left as mulch on the soil surface (CC_M), cover crop crushed in autumn and buried by plowing (CC_P), and cover crop destroyed in April (CC_L). Dashed lines represent field capacity, while dotted lines represent wilting point. triangles represent the fluxes simulated for the 2017 and 2018 experimental years. Different letters indicate a significant difference ($P < 0.05$) between treatments. ns: no significant difference. Each experimental year was analyzed separately.

Chapitre 4

- Figure 4.1. Situation géographique de la zone d'étude et des sites choisis.
- Figure 4.2. Moyenne mensuelle de la différence entre les précipitations et l'évapotranspiration potentielle entre 1990 et 2017 pour chaque site de la zone d'étude.
- Figure 4.3. Biomasse des CIMS par site et par espèces à la destruction. Sur l'axe des abscisses on retrouve les quatre dates de destructions, les quatre dates de semis et les 5 sites pédoclimatiques. Sur l'axe des ordonnées, on retrouve les biomasses des CIMS classées selon les espèces. Pour chaque boxplot, le trait noir représente la médiane et les bornes de la boîte représente les 1ers et 3èmes quartiles des données.
- Figure 4.4 Variation de rendement du maïs avec un précédent en CIMS selon le stress hydrique et azoté durant la phase végétative et reproductrice. La différence de rendements est représentée par un gradient de couleur sur les points, rouge pour une baisse et verte pour une augmentation. Les types de points sont les types de CIMS : M – moutarde blanche ; MX : mélange ; RG : ray-grass italien ; V : vesce commune. L'axe des abscisses représente la différence de stress hydrique subit par le maïs avec un précédent en CIMS comparée à un précédent en sol nu. L'axe des ordonnées représente la différence de stress azoté subit par le maïs avec un précédent en CIMS comparé à un précédent en sol nu. La partie haute de la figure représente le stress subit par le maïs durant la phase végétative et la partie basse le stress subit par le maïs durant la phase reproductrice.

- Figure 4.5. Variation de rendement du tournesol avec un précédent en CIMS selon le stress hydrique et azoté durant la phase végétative et reproductrice. La différence de rendements est représentée par un gradient de couleur sur les points, rouge pour une baisse et verte pour une augmentation. Les types de points sont les types de CIMS : M – moutarde blanche ; MX : mélange ; RG : ray-grass italien ; V : vesce commune. L'axe des abscisses représente la différence de stress hydrique subit par le tournesol avec un précédent en CIMS comparée à un précédent en sol nu. L'axe des ordonnées représente la différence de stress azoté subit par le maïs avec un précédent en CIMS comparé à un précédent en sol nu. La partie haute de la figure représente le stress subit par le tournesol durant la phase végétative et la partie basse, le stress subit par le tournesol durant la phase reproductrice.

Chapitre 5

- Figure 5.1 Bassin versant Adour-Garonne et ses sept sous-bassins. DREAL Occitanie.
- Figure 5.2. Carte des textures des sols du bassin Adour-Garonne (Gis Sol, 2011).
- Figure 5.3. Carte des principaux climats du bassin Adour-Garonne (Joly et al., 2010).
- Figure 5.4. Carte des profondeurs des sols du bassin Adour-Garonne (Gis Sol, 2011).
- Figure 5.5. Carte de la réserve utile des sols du bassin Adour-Garonne (Gis Sol, 2011).
- Figure 5.6. Taux d'utilisation des CIMS dans les rotations pour le scénario la ligne de base et le scénario CIMS (annuel et en hiver).
- Figure 5.7. Taux d'utilisation des espèces de CIMS dans les rotations du scénario CIMS : ray-grass et moutarde blanche, féverole et vesce.
- Figure 5.8. Evolution de la biomasse totale (CIMS + culture principale) pour les scénarios LB, CIMS et la différence de biomasses entre les 2 scénarios pour la série climatique actuelle (1983-2013).
- Figure 5.9. Evolution de la biomasse totale (CIMS + culture principale) pour les scénarios LB, CIMS et la différence de biomasses entre les 2 scénarios pour la série climatique future sans politique climatique (2030-2060).
- Figure 5.10. Evolution l'évapotranspiration annuelle (en mm) pour la série climatique actuelle (1983-2013). A gauche, la ligne de base. Au milieu la différence de ETR entre les scénarios CIMS et LB. A droite le ratio d'ETR entre les scénarios CIMS et LB.
- Figure 5.11. Evolution l'évapotranspiration annuelle (en mm) pour la série climatique future sans politique climatique (2030-2060). A gauche, la ligne de base. Au milieu la différence de ETR entre les scénarios CIMS et LB. A droite le ratio d'ETR entre les scénarios CIMS et LB.
- Figure 5.12. Evolution du drainage annuel (en mm) pour la série climatique actuelle (1983-2013). A gauche, la ligne de base. Au milieu la différence de ETR entre les scénarios CIMS et LB. A droite le ratio d'ETR entre les scénarios CIMS et LB.

- Figure 5.13. Evolution du drainage annuel (en mm) pour la série climatique future sans politique climatique (2030-2060). A gauche, la ligne de base. Au milieu la différence de ETR entre les scénarios CIMS et LB. A droite le ratio d'ETR entre les scénarios CIMS et LB.

Chapitre 6

- Figure 6.1. Démarche globale et articulations entre les différentes parties de la thèse. Les principaux résultats de chaque chapitre sont en encadrés et les perspectives que chaque chapitre a ouvert sont liées avec le chapitre suivant.
- Figure 6.2. Bilan à l'échelle parcellaire de l'impact des CIMS sur l'évapotranspiration, le drainage et la lixiviation ainsi que sur le stock d'eau disponible sur la culture suivante et les stress hydriques induits selon différentes gestions des CIMS : date de semis, date de destruction et mode de gestion des résidus (laissés en mulch à la surface du sol ou enfouis avec le labour). Nous comparons ici l'impact des CIMS en comparaison avec un sol nu. Plus la couleur est foncée, plus l'impact est marqué par rapport au sol nu. Une couleur pale ou blanche représente un impact faible ou nul.

Préambule

Cette thèse est le fruit de trois ans de travail au sein de l'UMR AGIR de l'INRA de Toulouse (site d'Auzeville) dans le cadre du projet BAGAGES (Agence de l'eau Adour-Garonne) et du projet CLE BAGAGES-Cisol (Région Occitanie). La thèse a été encadrée par Julie Constantin, Jacques-Eric Bergez et Eric Justes.

Ce manuscrit de thèse s'articule de la manière suivante :

- La première partie est une introduction générale mettant en évidence les enjeux sociétaux et scientifiques traités dans mon travail thèse. Cette partie présente les différents services écosystémiques des cultures intermédiaires ainsi que leurs impacts connus sur le bilan hydrique. Les objectifs de la thèse et les questions de recherches soulevées sont ensuite précisés. Je termine enfin par une présentation de la démarche et de la stratégie scientifique poursuivie de ma thèse durant ces trois années ;
- Le second chapitre correspond à la première partie de mon travail de thèse qui correspond à un travail de bibliographie qui a été réalisé sous la forme d'une méta-analyse dont l'objectif a été de quantifier l'impact des cultures intermédiaires multi-services sur le drainage comparé à un sol nu, à partir du corpus publié dans les journaux scientifiques. Cette méta-analyse a été publiée dans la revue *Agronomy for Sustainable Development* (Meyer et al., 2019).
- Le troisième chapitre de la thèse correspond à une analyse du fonctionnement des CIMS via des expérimentations aux champs et des simulations faites avec le modèle de cultures STICS afin de calculer les flux du bilan hydrique. L'objectif finalisé a été de déterminer l'impact de la date de destruction des CIMS et de la gestion de leurs résidus sur la dynamique hydrique du sol durant l'interculture. Ces travaux sont valorisés sous la forme d'un article soumis au journal *Agricultural Water Management* (article accepté sous réserve de modification majeure, en cours d'évaluation après correction).
- Le quatrième chapitre de la thèse est un travail de multi-simulations avec le modèle STICS, de différents scénarios de gestion des CIMS sur différents sites pédoclimatiques du bassin Adour-Garonne (BAG). L'objectif est ici de déterminer l'impact de la gestion des CIMS sur le bilan hydrique et sur la culture marchande suivante pour divers pédoclimats représentatifs du BAG. Ce chapitre sera très prochainement traduit et soumis à une revue internationale à comité de lecture.
- Le cinquième chapitre présente des simulations réalisées à l'échelle du bassin Adour-Garonne et intégrant des cultures intermédiaires aux séquences de cultures du territoire. L'objectif de ce travail est de réaliser des cartes du BAG montrant l'effet spatialisé de l'impact des CIMS sur les différents pédoclimats. L'effet des CIMS est projeté via un scénario de changement climatique afin de déterminer leurs impacts possibles sur le bilan hydrique en climat futur proche.
- Le sixième chapitre du manuscrit est une discussion générale sur l'impact des CIMS sur le bilan hydrique du sol durant l'interculture. Après un rappel des objectifs de la thèse ainsi que les principaux résultats, ce chapitre présente les limites les perspectives de la thèse. Un paragraphe est aussi consacré aux conséquences sociétales de l'impact des CIMS sur le bilan hydrique du BAG. Cette discussion met en évidence l'importance de la gestion des CIMS pour minimiser leur préemption en eau et donc l'effet négatif sur la recharge en eau des nappes, tout en permettant la production des divers services écosystémiques qu'elles peuvent produire.

Les chapitres deux et trois correspondent à des articles scientifiques publiés et/ou en cours de publication dans des revues internationales anglophones. Un résumé étendu en français de chacun de ces deux articles est présenté en préalable. Les autres parties du manuscrit sont écrites en français avec une vision valorisante sous forme d'article.

Chapitre 1 - Introduction générale

1.1 Contexte général de la thèse

1.1.1 La ressource en eau dans le Bassin Adour-Garonne, un territoire sous pression

Le bassin Adour-Garonne (BAG) est un des cinq grands bassins versant français. Situé dans le Sud-Ouest de la France, le bassin d'une surface de près de 120 000 km² s'étend entre les régions Occitanie, Nouvelle-Aquitaine et une petite partie de la région Auvergne-Rhône-Alpes. Ce territoire est composé de deux grandes métropoles : Toulouse et Bordeaux qui accueillent plus de 7 millions d'habitants. Le réseau hydrographique y est particulièrement développé avec « deux châteaux d'eau naturels » que sont les Pyrénées et le Massif Central, 116 817 km de cours d'eau et d'importantes réserves d'eau souterraines.

La gestion quantitative et qualitative de l'eau sur le territoire est un enjeu majeur du territoire. L'eau est une ressource que doivent se partager les nombreux acteurs du BAG : agriculture, tourisme, industries, villes, faune et flore. Les masses d'eau du BAG subissent notamment une forte pression anthropique. D'une part, les sources de pollution sont multiples : domestiques (rejets d'ammonium et de phosphore), industriels (rejets de macropolluants) et agricoles (nitrates et pesticides). D'autre part, les prélèvements en eau sont importants puisque pour l'année de référence (2010) les prélèvements pour l'alimentation en eau potable, l'irrigation et les industries s'élevaient à 1841 millions de m³ (Mm³.an⁻¹). Ces prélèvements atteignent aujourd'hui 2.3 milliards de m³ par an (m³.an⁻¹).

Le caractère rural du BAG est prononcé avec près d'un tiers de la population habitant en zone agricole. La surface agricole utile (SAU) correspond à 16 % de la SAU française et 34 % des surfaces irriguées françaises (Comité de bassin Adour-Garonne., 2015). Environ 50 % des prélèvements, et près de 70 % en période d'étiage (durant l'été), sur le BAG sont liés à l'irrigation. Cette eau provient majoritairement des cours d'eau et des retenues agricoles. L'agriculture est donc très dépendante de l'eau disponible durant les périodes les plus sèches de l'année (juillet-août), et aujourd'hui les besoins des cultures (principalement culture du maïs) sont supérieurs aux débits des cours d'eau en période d'étiage. L'agriculture est aussi source de pression sur le bon état qualitatif des masses d'eau. En effet, dans le BAG, 37 % des masses d'eau rivières sont vulnérables aux nitrates et 35 % vulnérables aux pesticides. De plus, 12 % des masses d'eau lacs et 35 % des masses d'eau souterraines libres subissent une pression azotée significative (SDAGE 2016 - 21).

La directive cadre sur l'eau (DCE) de 2000 fixait comme objectif le bon état qualitatif et quantitatif des masses d'eau pour 2015. Le SDAGE 2016 - 2021 reporte que « 62 % des eaux superficielles pourraient ne pas atteindre le bon état écologique demandé et 50% le bon état chimique, et 20 % risqueraient d'avoir des débits insuffisants. La moitié des masses d'eau souterraines n'atteindraient sans doute pas le bon état chimique ni 21 % le bon état quantitatif. ». Le SDAGE 2022 - 2027 fixera la marche à suivre pour

répondre aux objectifs fixés par la DCE. Cependant, les effets du changement climatique devront être pris en compte, car cela aura une influence sur le bilan hydrique du BAG.

1.1.2 Les effets du changement climatique de plus en plus présents

Les différentes prédictions réalisées par Météo France prévoient une augmentation de la température annuelle moyenne de 0,5 °C à 3, 5 °C d'ici la fin du siècle (figure 1.1). Liés à cette augmentation de température, les besoins en eau des cultures seront accrus de par une augmentation de l'évapotranspiration de +13 à +28 % selon l'étude nationale EXPLORE 2070. Ces modifications de la dynamique hydrique pourraient entraîner une diminution de la recharge des masses d'eaux. En période estivale, le débit des cours d'eau pourrait aussi être divisé par deux (Agence de l'eau Adour-Garonne, 2016). Le déficit en eau entre les besoins et les ressources en eau pour tous les usages serait de 1 Gm³.

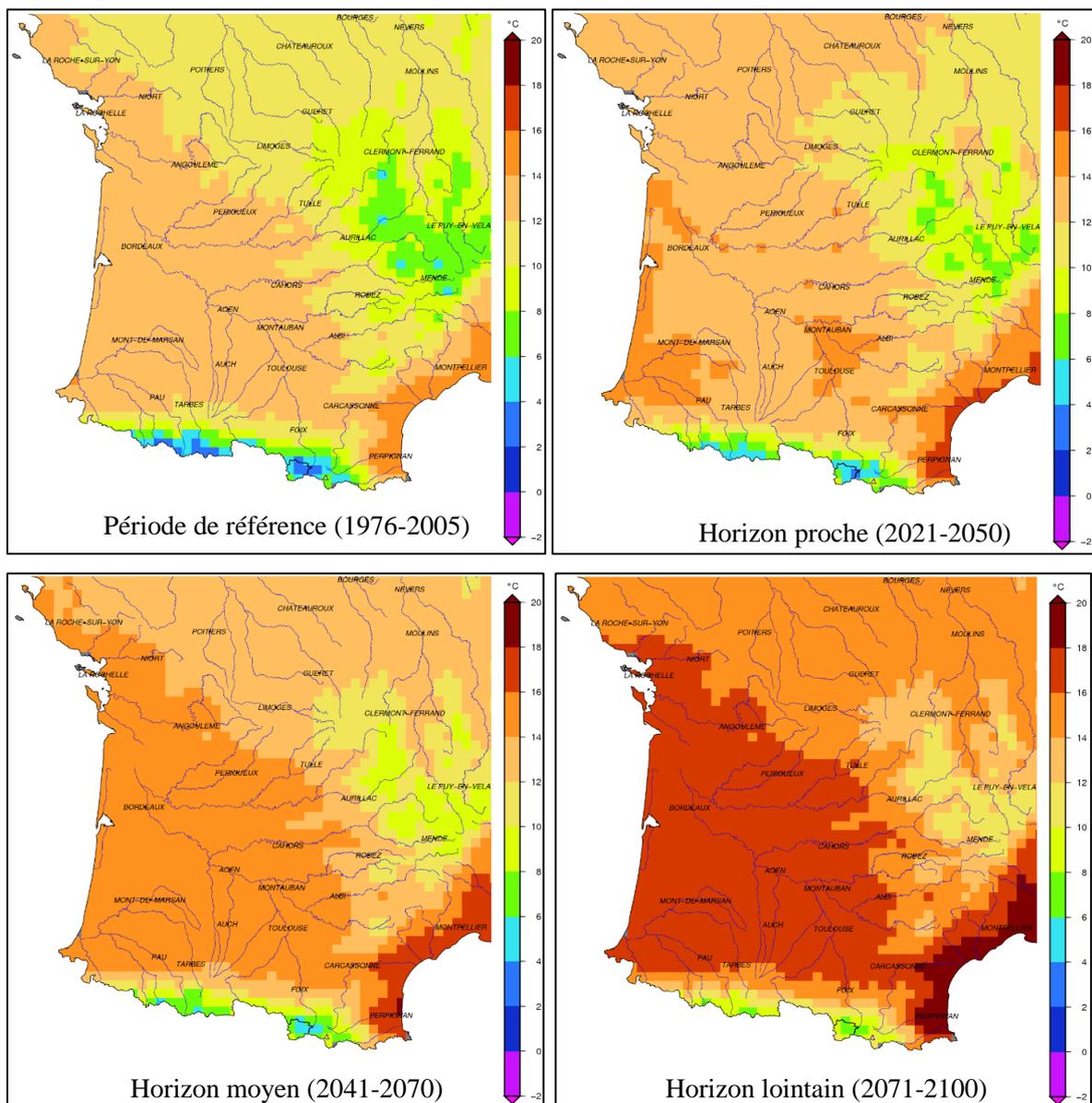


Figure 1.1. Température moyenne annuelle pour le scénario sans politique climatique (RCP8.5). Expérience : Météo-France/CNRM2014 : modèle Aladin de Météo-France. [www.drias-climat.fr].

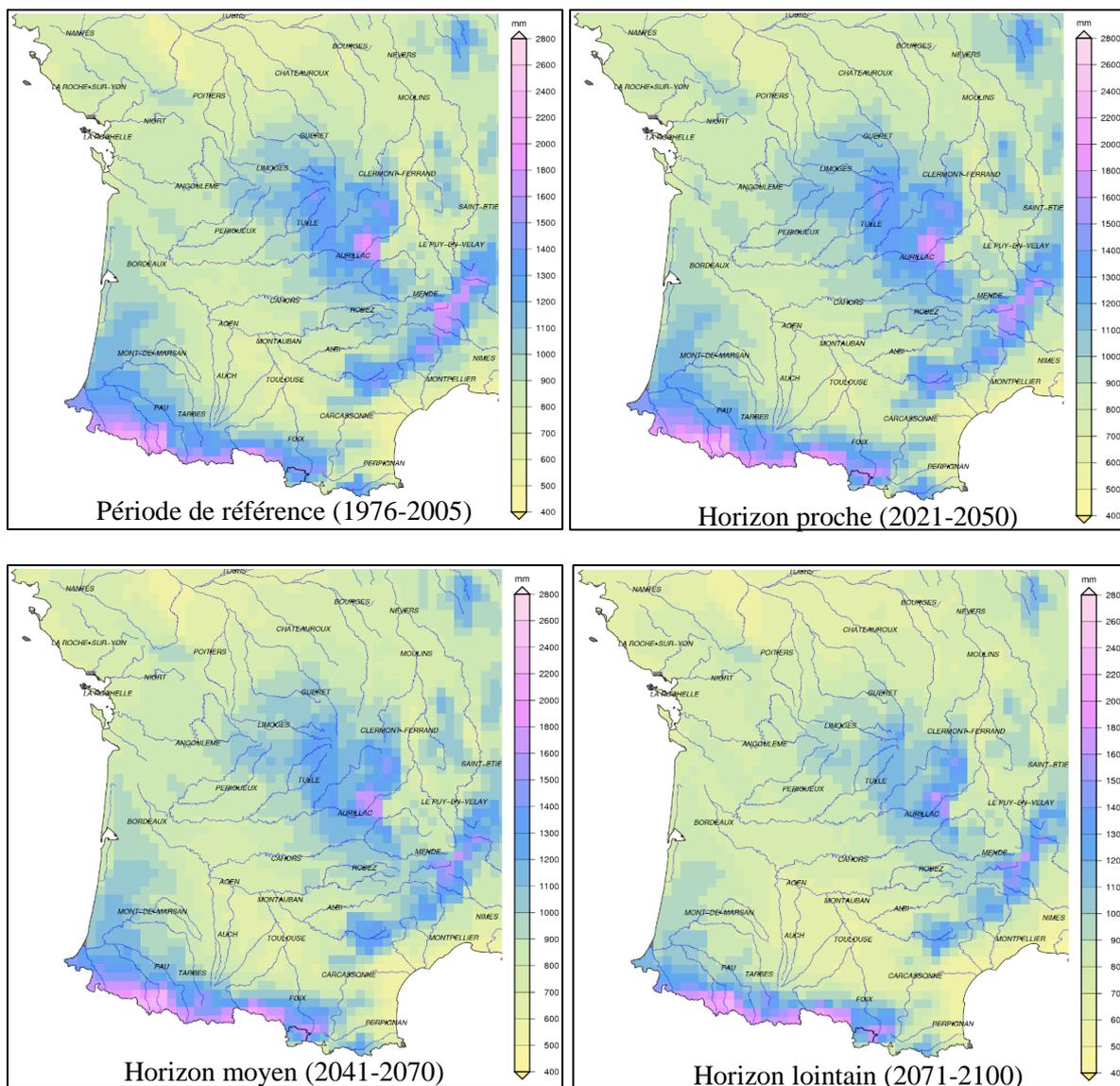


Figure 1.2. Cumul de précipitations annuel moyen pour le scénario sans politique climatique (RCP8.5). Expérience : Météo-France/CNRM2014 : modèle Aladin de Météo-France. [www.drias-climat.fr].

Trois différents scénarios ont été étudiés dans l'étude Garonne 2050. Ces différents scénarios s'accordent sur plusieurs points : i) augmentation de la température annuelle, ii) augmentation de l'évapotranspiration, iii) des pluies plus irrégulières (dans le temps et dans leurs intensités) et iv) une baisse du débit des rivières (figure 1.2).

Ces trois scénarios préconisent une réduction des surfaces irriguées et une évolution de l'assolement. De même, le comité de bassin Adour-Garonne (2015) souligne la nécessité de ne pas inclure des pratiques plus gourmandes en eau dans les systèmes de cultures du BAG et de définir des pratiques plus efficaces dans la gestion quantitative de l'eau.

1.1.3 Projet BAG'AGES : Bassin Adour-Garonne : quelles performances des pratiques Agroécologiques

Le programme de recherche BAG'AGES est un projet commandité par l'agence de l'eau Adour-Garonne (AEAG) et coordonné par l'unité mixte de recherche AGIR (Agroécologie, Innovations et Territoires). Le projet regroupe 23 partenaires (scientifiques, instituts techniques, bureaux d'études) et est financé à moitié par l'AEAG. Le reste des financements provenant des partenaires du projet et de la région Occitanie. Débuté en 2016 pour une durée de cinq ans, BAG'AGES a pour objectif d'évaluer les intérêts et limites des pratiques agroécologiques pour améliorer la gestion quantitative et la qualité de l'eau dans le Bassin Adour-Garonne (BAG). Quatre grands types de pratiques agroécologiques sont prises en compte dans ce projet : i) l'allongement des rotations, ii) pratiques de l'agriculture de « conservation » des sols, iii) l'agroforesterie et iv) l'utilisation de cultures intermédiaires multi-services (CIMS). BAG'AGES s'attache à déterminer si ces pratiques peuvent permettre de mieux gérer les flux d'eau et d'améliorer la qualité de l'eau tout en ayant une rentabilité économique pour les agriculteurs qui soit équivalente (ou meilleure) à celle obtenue avec des pratiques conventionnelles.

Les travaux de recherche sont organisés à trois échelles d'approche : i) parcelle, ii) exploitation agricole et iii) bassin versant. Ces 3 échelles structurent les groupes de travail (GT) du projet :

- GT1 - la parcelle où est analysé l'impact des pratiques sur la gestion quantitative et qualitative de l'eau. Ceci est fait via une caractérisation des processus participant à l'établissement du bilan hydrique et des transferts des polluants par expérimentation au champ et modélisation ;
- GT2 - l'exploitation pour analyser les performances agro-environnementales et technico-économiques de la mise en œuvre des pratiques ;
- GT3 - l'échelle du bassin versant pour permettre la réalisation d'un diagnostic par télédétection et par simulation du déploiement des pratiques sur le bassin dans son ensemble.

Les dispositifs d'étude mobilisés sont des parcelles d'agriculteurs (instrumentées dans le cadre du projet pour réaliser des suivis quantitatifs et dynamiques des processus étudiés), des exploitations agricoles, des stations expérimentales et des petits bassins-versants.

Ma thèse fait partie intégrante du GT1 et s'attache à évaluer l'impact des CIMS sur les flux d'eau en interculture en comparaison avec un sol nu. Elle contribue en partie également au GT3 (simulation de la spatialisation de l'effet des CIMS).

1.1.4 Les CIMS, pilier de l'agroécologie

L'agriculture conventionnelle atteint aujourd'hui ses limites avec une stagnation des rendements observée depuis la fin des années 90 malgré un recours important aux intrants de synthèse. Les agriculteurs, les scientifiques et les décideurs cherchent donc aujourd'hui à promouvoir et mettre en place de nouvelles pratiques plus respectueuses de l'environnement et durables. L'agroécologie consiste à mettre en place des pratiques agricoles mettant en jeu des mécanismes écologiques favorisant les interactions entre la faune, la flore et leur milieu afin d'atteindre un bon objectif de production tout en permettant de favoriser la protection des cultures par des voies « non chimiques » (Wezel et al., 2009).

Les Cultures Intermédiaires Multi-Services (CIMS) ne sont ni des cultures de vente, ni de rente (ce ne sont pas non plus des cultures fourragères). Ce sont des cultures utilisées dans le but de produire des services écosystémiques « non marchands ». Ces cultures intermédiaires sont des couverts végétaux implantés durant l'interculture entre deux cultures principales et marchandes (grain ou fourrage). Les CIMS sont semées après la récolte d'une première culture marchande et détruites avant le semis de la suivante. Il existe plusieurs méthodes de destruction : (i) mécanique avec un travail du sol (par déchaumage ou labour par exemple) ou sans travail du sol (par broyage, fauche ou passage d'un rouleau), (ii) chimique avec l'utilisation d'un herbicide et (iii) par le gel, pour des espèces de CIMS gélives (Justes et al., 2017) (figure 1.3).

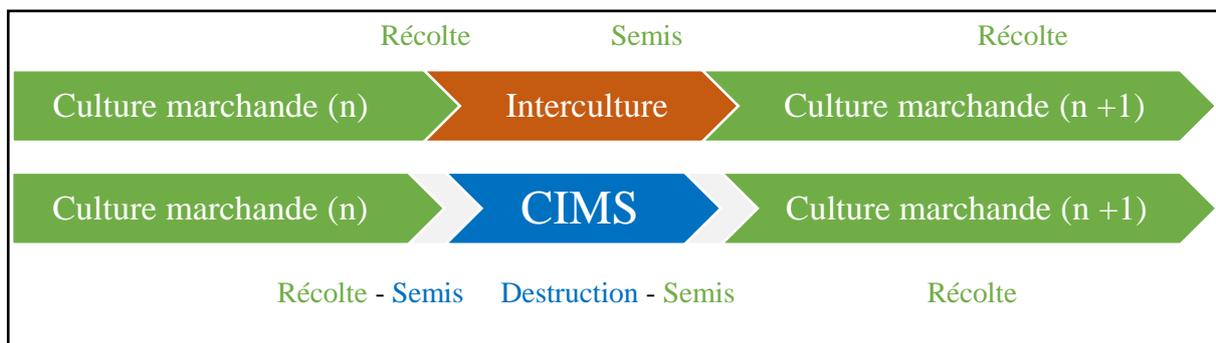


Figure 1.3. Intégration des CIMS dans la succession de cultures. Adaptation de Justes et al., 2012.

Les molécules d'azote nitrique présentes dans le sol après une culture principale risquant d'être perdues lors de l'interculture et la période de drainage hivernale, le rôle des CIPAN est alors de les piéger et ainsi limiter les pertes par lixiviation. L'azote absorbé par les CI dans le sol ne sera donc pas entraîné vers les cours d'eau ou les nappes phréatiques par les précipitations, d'où le service CIPAN (Thorup-Kristensen et al., 2003 Tonitto et al., 2006).

Un autre service rendu par les CIMS est l'effet « engrais vert » où l'azote minéral acquis qui est organisé dans la biomasse de la CIMS est minéralisé après incorporation. Cet effet est potentiellement produit par tous les couverts de CIMS, mais en utilisant des légumineuses capables de capter l'azote atmosphérique grâce à la fixation symbiotique, il est possible d'accroître la quantité d'azote minéralisé après la destruction des CIMS. L'azote une fois minéralisé pourra être ensuite utilisé par la culture

marchande suivante si la disponibilité en azote minéral est synchronisée avec les besoins en azote de la culture suivante (Tosti et al., 2014; Tribouillois et al., 2015).

Les CIMS permettent aussi d'améliorer les propriétés physiques du sol (Ryder and Fares 2008; Chen and Weil 2010). Leur pouvoir couvrant du sol, peut notamment réduire l'érosion en situation de pentes. Certaines espèces de CIMS, avec de grosses racines permettent aussi de structurer le sol, de contribuer à leur décompaction et d'augmenter sa porosité (De Baets et al., 2011).

Les CIMS peuvent avoir un impact sur le bilan des gaz à effet de serre et permettre le stockage du carbone dans le sol grâce à l'incorporation de biomasse ayant été produite par la photosynthèse durant la période d'interculture (Poeplau et al., 2015; Tribouillois et al., 2018). Les CIMS ont aussi un effet sur l'albédo et permettent généralement d'accroître la quantité de rayonnement solaire réfléchi. Ainsi, elles ont un effet refroidissant sur le climat en modifiant le bilan radiatif du sol, par l'augmentation de l'évapotranspiration et la diminution du flux de chaleur sensible. Ainsi, les CIMS constituent un levier fort d'atténuation du changement climatique (Kaye and Quemada., 2017).

Enfin, les CIMS, en utilisant des espèces spécifiques, permettent de lutter contre certains ravageurs, maladies et adventices. Enfin, l'utilisation d'espèces mellifères qui attirent les pollinisateurs contribue au maintien de la biodiversité (Haramoto and Gallandt 2005; Schipanski et al., 2014; Couëdel et al., 2019).

Il existe de nombreuses espèces de CIMS et leurs utilisations en mélange peut permettre de produire un bouquet de services écosystémiques (Tribouillois et al., 2016 ; Couëdel et al., 2018a, 2018b). Chaque espèce a des propriétés particulières (vitesse de croissance, fixation symbiotique, etc.) et un comportement différent face aux stress (hydriques, azotés ou températures extrêmes) ce qui explique l'intérêt du mélange d'espèces pour installer des couverts de CIMS (Justes et al., 2012).

1.2 L'impact des CIMS sur l'eau

Dans une représentation simplifiée du système sol-culture, le sol est souvent représenté comme réservoir considéré comme homogène. La quantité d'eau qu'il peut contenir, (le stock) est limitée par la taille du réservoir. La variation de la quantité d'eau présente dans le sol à un instant t est la différence entre les flux d'eau entrant et les flux d'eau sortants comme indiqué dans l'équation suivante et représentés dans la figure 1.4 :

$$\text{Stock}(t + 1) = \text{Stock}(t) + \text{Précipitations} + \text{Irrigation} + \text{Remontées capillaires} \\ - \text{Ruissellement} - \text{Drainage} - \text{Evapotranspiration}$$

Avec :

- Le stock d'eau correspond à la quantité d'eau totale présente dans le sol.
- Lors d'une pluie ou d'une irrigation, une part de l'eau s'infiltré dans le sol et le reste ruisselle à la surface du sol. Ce ratio dépend de la pente du sol, de l'intensité de la pluie (ou irrigation), de l'état hydrique du sol et de la présence ou non d'une culture qui peut modifier la rugosité de surface et la vitesse d'infiltration.
- Les remontées capillaires, l'eau qui peut remonter dans le profil de sol par capillarité. Cela nécessite une continuité hydraulique pour que ce processus soit significatif.
- L'évapotranspiration réelle (ETR), correspond à la somme de l'eau perdue par l'évaporation du sol et la transpiration de la culture.
- Lorsque que le réservoir se remplit, le trop plein d'eau s'évacue par le bas du profil, il y a transfert d'eau dans le sol et lorsque celle-ci sort de l'horizon de sol prospecté par les racines de la culture, c'est le drainage. Cette eau de drainage, non disponible pour les cultures, pourra potentiellement recharger les nappes phréatiques et/ou participer à l'alimentation des cours d'eau en situation d'écoulements hypodermiques.

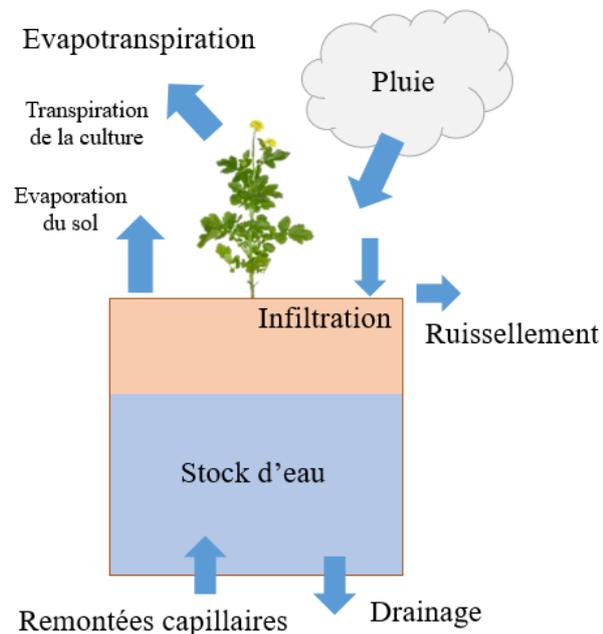


Figure 1.4. Bilan hydrique simplifié du sol avec une CIMS.

La présence des CIMS, comparé à un sol nu ou sans couvert végétal vert, modifie l'ensemble de ces variables qui composent le bilan hydrique. Cependant, l'impact des CIMS sur le bilan hydrique est peu étudié dans la littérature. Sujet rarement central dans les publications, les variables du bilan hydrique sont étudiées dans des expérimentations séparées et peu de mesures des flux sont disponibles. Enfin, les

résultats sont très variables selon les contextes pédoclimatiques et il n'existe pas de consensus sur l'impact des CIMS sur le bilan hydrique.

Ainsi on peut lire que, en diminuant l'évaporation du sol et en augmentant la « perte » d'eau par la transpiration de la culture, les CIMS augmentent l'évapotranspiration comparée à un sol nu (Qi et al. 2011; Nielsen et al. 2015). Les CIMS augmentent l'infiltration de l'eau dans le sol et diminuent par conséquent le phénomène de ruissellement (Eshel et al. 2015; Yu et al. 2016). Les références s'accordent dans le sens de variations (positif ou négatif) des effets des CIMS sur ces variables. Cependant la gamme de variation des effets est très importante selon les contextes pédoclimatiques et les études publiées.

Il n'y a pas de consensus strict sur l'impact des CIMS sur le drainage comparé à un sol nu. Si une grande majorité des publications reportent une réduction du drainage (Meisinger et al. 1991; Gabriel et al., 2012; Kaspar et al. 2012), certaines publications ne mettent pas en évidence de différence de drainage entre les CIMS et le sol nu (Qi et al. 2011; Ward et al. 2012).

Enfin, il n'y a pas de consensus sur l'impact des CIMS sur la disponibilité en eau du sol pour la culture marchande suivante. Corak et al (1991) et Restovich et al (2012) rapportent moins d'eau avec des CIMS qu'avec un sol nu, tandis que Chen et al (2014) et Daigh et al (2014) ne mettent pas en évidence de différences significatives entre les deux traitements au semis de la culture suivante. Plusieurs références rapportent aussi plus d'eau disponible dans l'horizon de surface (0-20 cm de profondeur) (Blanco-Canqui et al. 2011; Wells et al. 2014). Là encore, il n'y a pas de consensus sur l'impact de la gestion des résidus des CIMS après leur destruction. Si plusieurs études mettent en évidence une augmentation de l'humidité du sol jusqu'à 20 cm de profondeur (Stipešević et Kladičko 2005 ; Alliaume et al. 2014), Williams et Weil (2004) n'ont pas observé de différences entre un mulch de CIMS et un sol nu pour des mesures effectuées entre 20 cm et 50 cm de profondeur. Pedrosa De Azevedo et al (1999) n'ont quant à eux, pas constaté de différence significative entre une CIMS « vivante » pendant l'interculture et une CIMS broyée et laissée en mulch à la surface du sol, tandis que Kornecki et ses collaborateurs (2013) ont observé une légère différence entre ces deux traitements avec plus d'eau sous le mulch.

La difficulté de généraliser l'impact des CIMS sur le bilan hydrique tient également au fait que les différentes références font état de différents contextes de périodes d'intercultures, de conditions climatiques et d'itinéraires techniques. Par exemple, il est difficile de comparer l'impact d'une CIMS sur le bilan hydrique durant l'interculture entre août et novembre et une autre entre octobre et avril car l'effet de la pluviométrie sur le bilan hydrique ou les états du stock d'eau dans le sol peuvent être importants. Dans certaines études, la CIMS est détruite à la fin de l'hiver ou au début du printemps, tandis que dans d'autres, elle l'est la veille du semis de la culture marchande suivante (cas des situations en agriculture de conservation de sols avec usage systématique de glyphosate pour détruire la CIMS). Ces différences sont cruciales pour comprendre le fonctionnement du système et les divers processus qui interagissent en dynamique et dont l'intensité peut fortement varier. Ainsi, les pluies printanières

peuvent recharger le sol et « effacer » les différences de teneur en eau du sol et même dans la couche supérieure du sol (lit de semence de la prochaine culture marchande) malgré la présence simultanée de différents flux d'eau (drainage et/ou évapotranspiration), dans ce cas c'est le drainage qui peut être réduit mais il n'y a pas effet sur le niveau de la réserve en eau du sol disponible pour la culture suivante.

1.3 Objectifs, questions de recherche et démarche globale de la thèse

1.3.1 Objectifs de la thèse

En raison des nombreux services écosystémiques qu'elles produisent, l'utilisation des CIMS est vue comme une pratique culturale d'intérêt pour répondre à plusieurs problématiques du développement d'une agriculture plus durable et respectueuse de l'environnement, sans avoir à modifier foncièrement le système de culture. Les CIMS sont actuellement peu utilisées dans le BAG avec moins de 5% de la SAU recouvertes durant l'interculture malgré leurs intérêts agronomiques et environnementaux. Cependant le contexte législatif actuel avec (i) la « Directive Nitrate » qui oblige les agriculteurs à utiliser des couverts végétaux (CIPAN) dans les zones à risques pour la contamination des eaux et (ii) la certification maïs qui oblige les maïsiculteurs (75% de la sole de l'exploitation en maïs) à semer un couvert dans un délai de 15 jours suivant la date de la récolte de la dernière parcelle de maïs, laisse à penser que la mise en place des CIMS pourrait se généraliser à l'avenir. Leurs impacts sur le bilan hydrique étant peu documenté, il est nécessaire de quantifier les effets des CIMS en cas de généralisation de leur utilisation à l'avenir.

Les objectifs de ma thèse sont multiples :

- Déterminer et quantifier l'impact des CIMS sur l'ensemble des variables du bilan hydrique durant l'interculture à la parcelle dans les contextes pédoclimatiques variés du BAG ;
- Déterminer l'impact des CIMS et de leur mode de gestion sur la culture marchande suivante ;
- Evaluer de façon prospective l'impact futur des CIMS dans le contexte d'un changement climatique.

1.3.2 Questions de recherche

Un premier état de la bibliographie a mis en évidence que les CIMS modifient les variables du bilan hydrique : l'évapotranspiration, le profil d'humidité du sol, le stock en eau et le drainage. Les CIMS apparaissent aussi comme un fort levier d'atténuation de la perte des nitrates par lixiviation. L'impact des CIMS sur ces différentes variables semble déterminé par le développement foliaire et la biomasse aérienne qui détermine la surface foliaire transpirante, et la profondeur d'enracinement. Ce premier état de l'art, nous conduit à énoncer la question de recherche suivante :

Q1. Quels sont les impacts des CIMS et de leur gestion sur le bilan hydrique dynamique du sol durant l'interculture et sur la culture principale suivante selon le contexte pédoclimatique ?

Cette question se décompose en plusieurs sous-questions :

Q1.1. Comment les CIMS et leur gestion (espèces et date de semis) modifient le bilan hydrique du sol durant le développement de la CIMS ?

Q1.2. Comment la gestion de la destruction des CIMS et de leurs résidus modifient le bilan hydrique du sol après la destruction ?

Q1.3. Quel est l'impact de ces modifications sur :

Q1.3.1. Le drainage et la lixiviation nitrique pendant l'interculture et durant la culture principale suivante ?

Q1.3.2 La quantité d'eau disponible pour la culture suivante ?

Q1.3.3 Le rendement atteignable (sans pression phytosanitaire) de la culture suivante ?

Les questions de recherche sont représentées sur la figure 1.5.

1.3.3 Démarche globale de la thèse

Nous avons mis en place une démarche expérimentale couplée avec de la simulation avec un modèle sol-plante afin d'apporter des réponses aux questions posées précédemment. Cette démarche est présentée dans la figure 1.5. Nous nous sommes attachés dans un premier temps à étudier le drainage au travers d'une méta-analyse (A ; figure 1.5). Nous avons ensuite mis en place des expérimentations in situ à l'INRA à Auzeville (31) et mobilisé des données provenant de parcelles expérimentales mises en place chez des agriculteurs sur l'ensemble du BAG (B ; figure 1.5). Enfin nous avons utilisé le modèle de culture STICS pour : (i) dans un premier temps simuler les flux d'eau tels que l'évapotranspiration et le drainage sur les expérimentations mises en place ; (ii) puis pour simuler un large éventail de gestion technique des CIMS (choix de l'espèce, semis, destructions, etc.) à travers des contextes pédoclimatiques variés (dispositif qu'il serait difficile, long et coûteux à mettre en place sur le terrain) (C ; figure 1.5); et enfin (iii) nous avons utilisé le modèle STICS pour simuler des rotations de longues durées (30 ans) et prédire l'impact de l'intégration des CIMS dans les séquences de culture du BAG notamment sur le bilan hydrique (D ; figure 1.5).

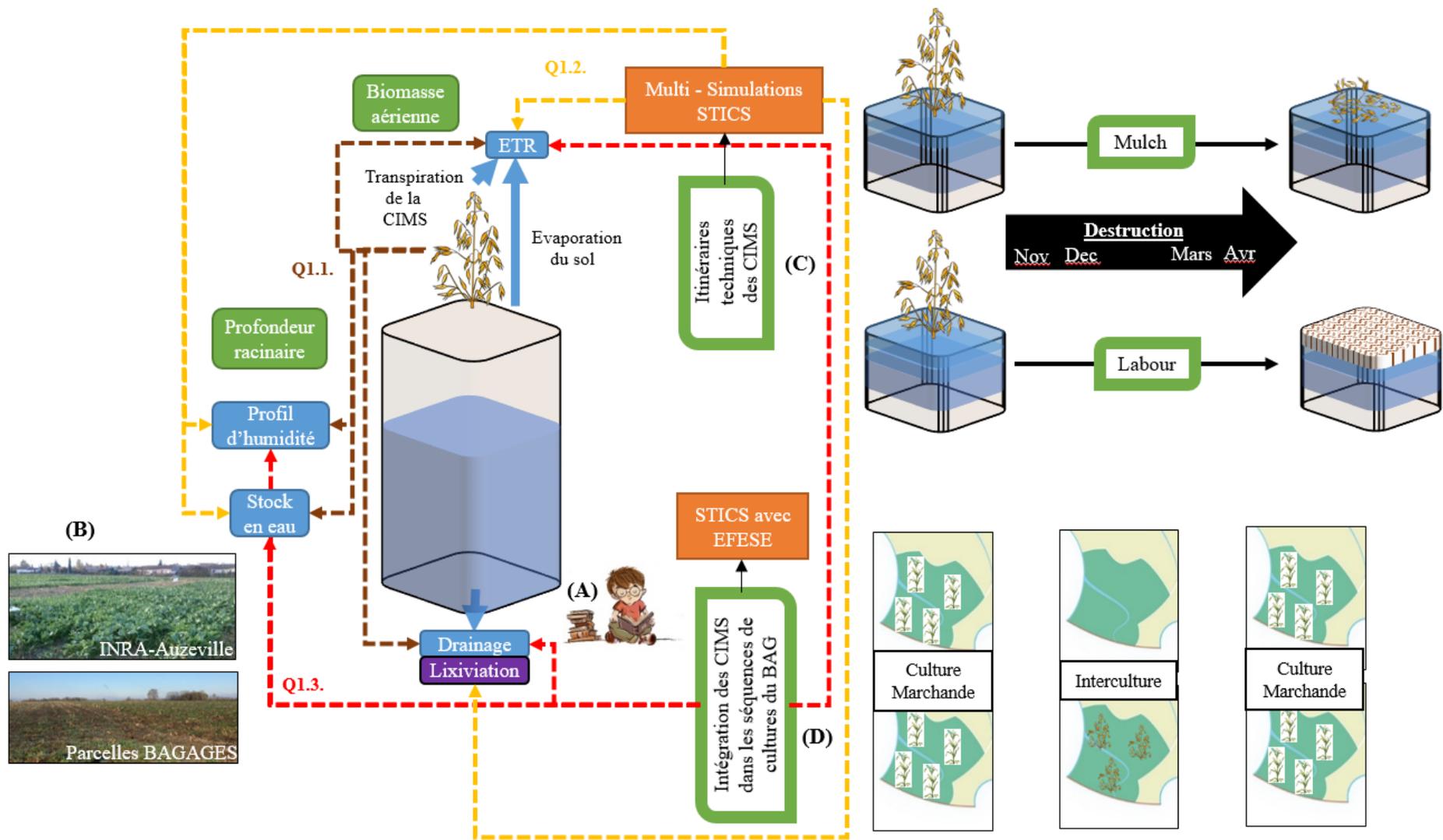


Figure 1.5. Schéma conceptuel présentant la démarche globale de la thèse et les outils mobilisés. Les flèches rouges représentent les questions de recherche. Elles sont un lien entre les variables d'intérêts mises en évidence dans la bibliographie (dans des rectangles bleus ou verts) et les matériels et méthodes utilisés durant la thèse (représenté par les lettres entre parenthèses).

1.3.3.1 Recherche bibliographique et rédaction d'une méta-analyse

Dans cette partie de la thèse je me suis attaché à faire une analyse de la bibliographie récente sur l'impact des CIMS sur le bilan hydrique. Le bilan hydrique est peu ou pas étudié dans la plupart des références sur les CIMS. Les publications uniquement focalisées sur le bilan hydrique sont rares et il est difficile de tirer des conclusions tellement les expérimentations sont variables en termes de contextes pédoclimatiques et/ou d'itinéraires techniques. Le drainage est une variable du bilan hydrique qu'il est difficile de quantifier de manière expérimentale. De plus, la simulation du drainage par des modèles de cultures demande une grande précision dans la simulation des autres flux car dans des modèles comme STICS (de type réservoirs), le drainage est bien souvent la résultante du bilan hydrique ce qui implique d'avoir une bonne estimation des variables dynamiques d'évapotranspiration ou des humidités caractéristiques pour obtenir une valeur de drainage robuste et fiable. Pour faire le point des références scientifiques disponibles sur cette problématique, nous avons réalisé une méta-analyse avec pour objectif de déterminer et de quantifier l'impact des CIMS sur le drainage en comparaison avec à un sol nu sous un climat tempéré.

Une méta-analyse est une revue systématique quantitative qui permet d'étudier les phénomènes globaux sur un large éventail d'expériences réalisées dans des circonstances variées (Glass 1976). En agronomie, il facilite l'analyse des effets variables des pratiques agricoles (Doré et al. 2011 ; Philibert et al. 2012).

1.3.3.2 Expérimentations aux champs et simulations de flux à l'INRA d'Auzeville

J'ai mené une expérimentation aux champs sur la station expérimentale de l'INRA à Auzeville (43°31' N, 1°30' E). L'expérimentation s'est déroulée sur deux ans : entre Juillet 2017 et Mars 2018 et entre août 2018 et avril 2019. L'objectif de ce dispositif était d'évaluer, lors d'une interculture longue (fin été au printemps suivant), les impacts de la date de destruction des CIMS et de leur gestion sur le bilan hydrique comparé à un sol nu (sans couvert végétal). Nous avons semé un mélange de moutarde d'Abyssinie (*Brassica carinata*), et de trèfle incarnat (*Trifolium incarnatum*) que nous avons conduit en trois modalités et comparé à un sol nu (figure 1.6). Nous avons testé deux dates de destruction, en novembre et en avril ainsi que deux modes de gestion des résidus après la destruction, soit laissés les résidus à la surface en mulch et soit incorporés dans le sol par un travail du sol de type labour.



Figure 1.6. Photographie de l'expérimentation à l'INRA d'Auzeville (janvier 2019). De droite à gauche : 1) le sol nu témoin, 2) les CIMS broyées et laissées en mulch, 3) les CIMS retournées par le labour et 4) les CIMS détruites en avril.

Le dispositif ne permettait pas de mesurer les flux d'eau tels que l'évapotranspiration et le drainage. Ces flux ont donc été simulés par le modèle de cultures STICS. Nous avons au préalable effectué une évaluation de la qualité du modèle à simuler correctement le développement de la CIMS, la dynamique temporelle du stock en eau et la répartition de l'eau dans le sol durant toute la période d'interculture.

Nous avons ensuite simulé les différentes modalités de l'expérimentation en utilisant le climat entre 1999 et 2018 dans le but de situer nos deux années expérimentales au sein de la variabilité climatique et de savoir si elles étaient représentatives des conditions climatiques actuelles, ainsi avoir une idée du caractère générique ou exceptionnel des résultats obtenus.

1.3.3.3 Multi-simulations sur différents sites du BAG

Dans le cadre du projet BAG'AGES, plusieurs parcelles ont été choisies pour certaines simulations réalisées avec le modèle de culture STICS. Ces parcelles se situent un transect Est-Ouest sur le BAG (entre les Landes et le Tarn) afin de représenter la forte variabilité pédoclimatique du territoire (figure 1.7).

L'objectif de ces simulations était d'étudier les impacts des CIMS et de leurs gestions sur le bilan hydrique sur différents sites pédoclimatiques du BAG. Nous avons utilisé les textures de sols de ces parcelles pour réaliser ces simulations. Les textures de sol sont variables sur le BAG avec notamment des sols sableux à l'Ouest (dans les Landes), des argiles sableuses (dans le nord du Gers) et des limons contenant plus ou moins d'argile sur les trois sites les plus au sud. Outre la variabilité texturale, choisir ces cinq sites permet aussi d'observer une grande variabilité climatique.

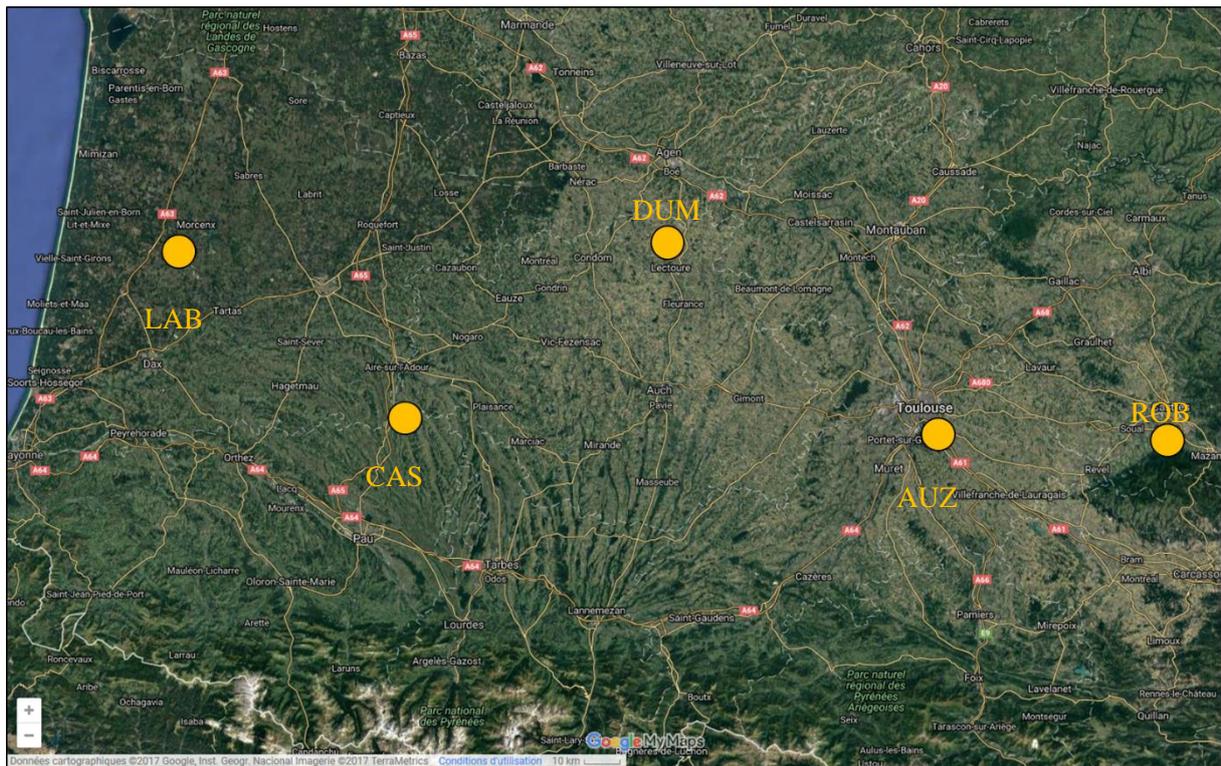


Figure 1.7. Situation géographique des parcelles des agriculteurs du projet BAGAGES.

En plus des 5 situations pédoclimatiques, nous avons simulé i) trois espèces de CIMS et un mélange de deux espèces, ii) quatre dates de semis (entre le 5 août et le 20 septembre), iii) quatre dates de destruction (entre le 15 novembre et le 15 avril), iv) deux stocks d’azote initial du sol, v) deux gestions des résidus des CIMS (retournés par le labour ou laissés en mulch à la surface du sol) ainsi que vi) deux cultures principales suivantes (le maïs et le tournesol). La table 3.1 détaille l’ensemble du plan de simulation. Les simulations (année par année) sont indépendantes. Le climat correspond à la période entre 1990 et 2017.

1.3.3.4 Intégration des CIMS dans les séquences de cultures du BAG

Dans un dernier travail, nous avons mobilisé des simulations réalisées dans le cadre du projet d’expertise INRA « 4p1000 » utilisant le dispositif EFESE (Pellerin et al., 2019; Tibi and Therond, 2017). L’objectif de ces simulations réalisées avec le modèle STICS sur la plateforme RECORD était d’observer l’impact de l’intégration des CIMS dans les séquences de cultures caractéristiques du BAG comparé aux séquences de cultures actuelles. Ce dispositif mobilise le climat des mailles SAFRAN et les caractéristiques du sol des unités cartographiques de la base de données géographiques des sols de France. Les unités pédoclimatiques ainsi créées sont mises en relation avec les séquences de culture principales des îlots du registre parcellaire graphique (RPG) afin de mettre en évidence des mailles agropédoclimatiques spécifiques du BAG.

Les simulations sont réalisées sur 30 ans entre 1983 et 2013. Les CIMS sont intégrées aux séquences de cultures du BAG lorsque la durée entre deux cultures marchandes le permet. Dans un second temps, les simulations ont aussi été effectuées avec des scénarios sans politique climatique (RCP8.5) mobilisant le dispositif DRIAS (Donner accès aux scénarios climatiques Régionalisés français pour l'Impact et l'Adaptation de nos Sociétés et environnement) entre 2030 et 2060 pour prédire leur impact sur le bilan hydrique en tenant compte du changement climatique.

Chapitre 2 - Cover crops reduce water drainage in temperate climates. A meta-analysis.

Published in *Agronomy for Sustainable Development*, Volume 39, Issue 1, February 2019.

Nicolas Meyer¹ & Jacques-Eric Bergez¹ & Julie Constantin¹ & Eric Justes^{1,2}

¹ AGIR, Université de Toulouse, INRA, Castanet-Tolosan, France

² CIRAD, UMR SYSTEM Univ. Montpellier, CIHEAM-IAMM, CIRAD, INRA, Montpellier SupAgro, Montpellier, France

2.1 Résumé en français

L'impact des CIMS sur le bilan hydrique est peu documenté dans la littérature scientifique, en particulier leurs effets sur le drainage (nous considérons le drainage comme l'eau qui transfère vers les nappes phréatiques en dehors de la zone racinaire). Plusieurs méthodes permettent de mesurer le drainage *in situ* comme les lysimètres ou des parcelles drainées. Cependant, ces expérimentations sont difficiles à mettre en œuvre et coûteuses en temps, main d'œuvre et argent. Par conséquent, les modèles de cultures sont souvent utilisés pour simuler les flux d'eau dans différents contextes. Un autre moyen de déterminer l'impact des CIMS sur le drainage est de réaliser une méta-analyse à travers un large éventail de conditions pédoclimatiques. Une méta-analyse est une revue systématique et quantitative qui permet d'étudier un phénomène global à travers une large gamme d'expérimentations conduites dans diverses circonstances. En agronomie, elles facilitent l'analyse des effets d'une pratique sur des pratiques agricoles. Des méta-analyses ont déjà étudié l'impact des CIMS sur les rendements du maïs, le stockage du carbone et sur la réduction de la lixiviation des nitrates. Nous avons donc réalisé une méta-analyse afin de déterminer l'impact des CIMS sur le drainage comparé à un sol nu, sous un climat tempéré.

Nous avons utilisé la méthodologie suivante afin de réaliser cette méta-analyse :

- Chercher des références dans une base de données scientifiques. Les différentes étapes de sélections des références sont présentées dans un diagramme PRISMA (figure 2.1).
- Extraire les données des études sélectionnées. L'objectif était d'obtenir dans chaque référence les valeurs de drainage sous des CIMS et sous un sol nu. Nous avons aussi, lorsque les informations étaient disponibles, récupéré plusieurs variables qualitatives et quantitatives tels que le volume de pluie, la texture du sol ou les itinéraires techniques.
- Calculer une taille d'effet individuel (différence de drainage sous CIMS et sous un sol nu) et un écart-type pour chaque étude.
- Calculer une taille d'effet moyenne en pondérant les études selon leur précision.
- Étudier le biais de publication et la robustesse de l'analyse.

Le résultat de la méta-analyse met en évidence que les CIMS réduisent le drainage comparé à un sol nu. La taille d'effet moyenne calculée pour des études basées sur des expérimentations de terrain est de $-27 \text{ mm} \pm 7 \text{ mm}$. La taille d'effet moyenne calculée pour des études basées sur des simulations est de $-32 \text{ mm} \pm 11 \text{ mm}$. Il y a une grande variabilité dans la taille d'effet individuel des études, variant d'une réduction du drainage de 110 mm à une augmentation de 40 mm avec des CIMS comparé à un sol nu. Cependant, une grande majorité des études relatent une réduction du drainage et dont la moitié d'entre elles reportent une réduction du drainage compris entre 10 et 40 mm. Ce volume de réduction du drainage n'a pas le même impact selon le pédoclimat. En effet, dans certaines régions, 27 mm de réduction représentent une faible part de l'eau drainée, comme par exemple dans le centre des Etats-Unis d'Amérique avec un drainage annuel moyen dépassant régulièrement les 500 mm. A l'inverse,

dans des zones plus sèches comme le sud de la France, certaines années une diminution du drainage de 27 mm correspond tout simplement à une absence/annulation du drainage.

La méta-analyse indique clairement que les CIMS réduisent le drainage, cependant nous n'avons pas été en mesure d'identifier de facteurs clés permettant d'expliquer cette réduction (par exemple la texture du sol, le niveau de biomasse ou le volume de précipitation). Le peu de références et de données disponibles ne nous permet pas de mettre en évidence des différences significatives entre les différents niveaux de facteurs. Il existe probablement une confusion des effets et l'impact des CIMS sur le drainage résulte donc des interactions, sol x climat x itinéraires techniques.

Les simulations avec un modèle de cultures sont un outil intéressant pour comprendre les interactions entre le pédoclimat et les cultures ainsi que leur gestion. Les modèles permettent d'étudier une large gamme d'itinéraires techniques dans des contextes pédoclimatiques variés. Les utiliser est particulièrement intéressant, car la réduction du drainage mis en évidence dans la méta-analyse pourrait avoir des conséquences négatives dans certaines régions sèches. Une généralisation de l'utilisation des CIMS pourrait poser des problèmes de recharge des nappes phréatiques. Par conséquent, pour les eaux souterraines peu profondes qui sont rechargées principalement par le drainage sous les sols des systèmes de cultures arables, la réduction du drainage causé par CIMS pourrait diminuer les réserves d'eaux souterraines, qui fournissent de l'eau aux villes et à l'irrigation, soutiennent le débit de base des rivières et la biodiversité aquatique.

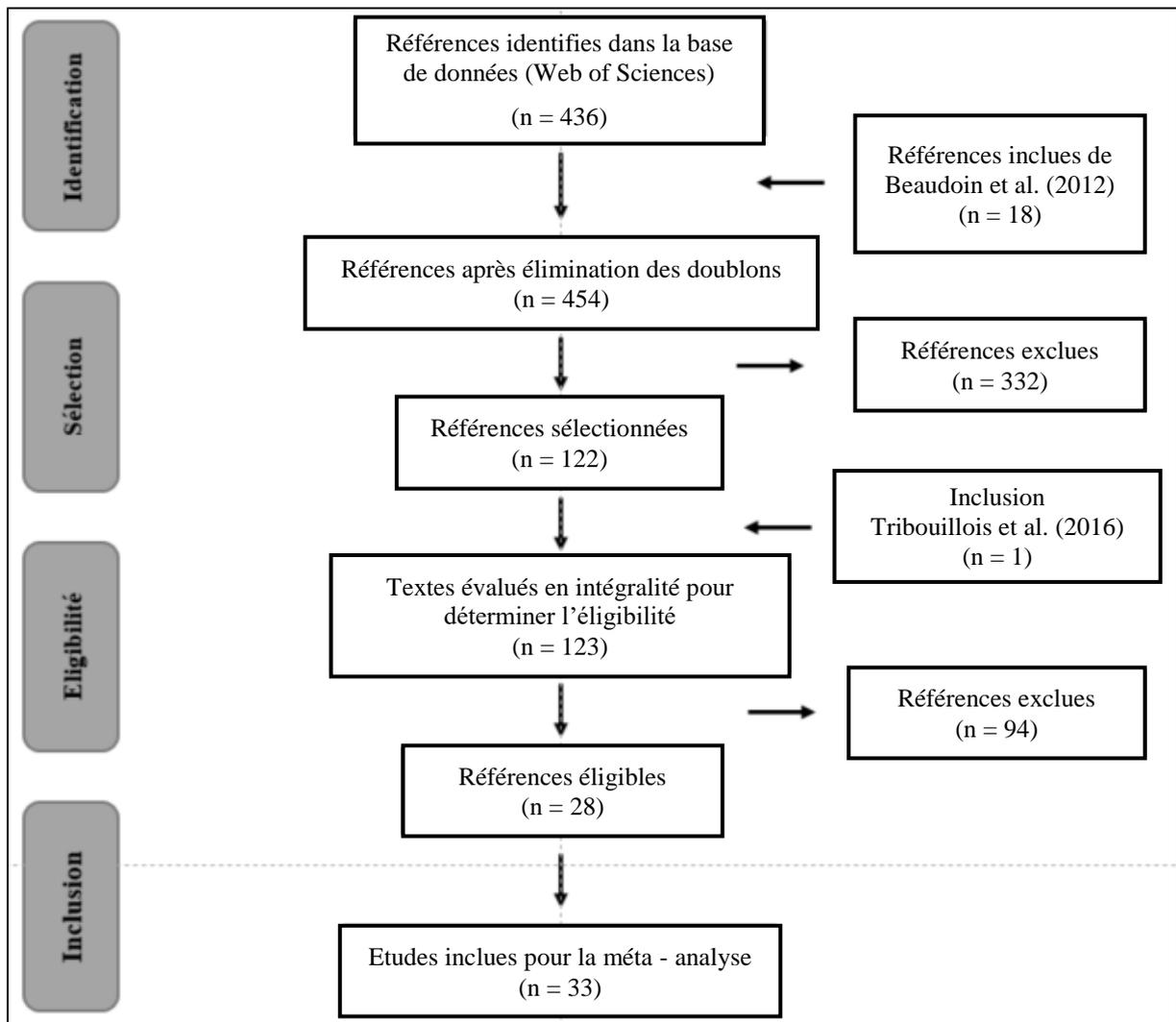


Figure 2.1. Diagramme PRISMA représentant les différentes étapes de sélection des références et des études pour la méta-analyse. Entre parenthèse le nombre de références sélectionnées à chaque étape (note : cinq références contenaient deux études).

2.2 Introduction

Cover crops are sown during the fallow period between two main cash crops and are grown for 2-8 months, depending on the crop rotation (fig. 2.2). When they are destroyed, their biomass is returned to the soil, being either incorporated or left at the soil surface as a mulch. Cover crops are a useful agroecological tool that can provide multiple ecosystem services. Cover crops protect and improve soil physical properties, such as reducing soil erosion (Ryder and Fares 2008), and provide several biological ecosystem services, such as controlling pests, diseases and weeds, and improving biodiversity (Haramoto and Gallandt 2005; Schipanski et al. 2014). When well-managed, they also reduce nitrate leaching and increase the green manure effect, which increases soil nitrogen content in cropping systems (Tosti et al. 2014; Tribouillois et al. 2015). Cover crops also increase the carbon content of soils (Poeplau and Don 2015; Tribouillois et al. 2018), which helps to mitigate effects of climate change, as highlighted in the international “4 per 1000” initiative (Demenois 2017). While government policies and climate change may therefore increase the use of cover crops, the IPCC reports that the future will have more droughts and greater variability in rainfall (IPCC 2013), which will increase water management challenges.

The impact of cover crops on water balance is not widely documented in the literature, and its net effect on annual drainage, i.e. water transfer to groundwater below the soil zone explored by crop roots, is debated. Cover crops reduce soil evaporation and increase plant cover transpiration, increasing evapotranspiration compared to that of bare soil (Qi et al. 2011a; Nielsen et al. 2015a). Cover crops also increase water infiltration and reduce runoff (Eshel et al. 2015; Yu et al. 2016). Although studies agree on these effects, the magnitude of effects depends greatly on the climate and soil context. Cover crop residues left as mulch after destruction can reduce evaporation, thus increasing soil water content (Alonso-Ayuso et al. 2014). The impact of cover crops on the factors influencing water balance makes it difficult to reach a consensus on their impact on water drainage. Several studies reported that cover crops reduce water drainage (Meisinger et al. 1991; Justes et al. 2012), while others reported no change (Qi et al., 2011a; Ward et al., 2012).

Several methods are available to measure water drainage, such as drained plots and lysimeters, but they are difficult to set up. Consequently, simulation modeling is frequently used (Gabriel et al. 2012; Constantin et al. 2015) to predict drainage in a variety of soil and climate contexts (Debaeke 2004).

Meta-analysis may better quantify the impact of cover crops on water drainage in a wide range of soil and climate contexts. This method is a quantitative systematic review that makes it possible to study global phenomenon over a wide range of experiments performed under a variety of circumstances (Glass, 1976). In agronomy, it facilitates analysis of the variable effects of agricultural practices (Doré et al., 2011; Philibert et al., 2012). However, meta-analyses carried out in agronomy rarely perform sensitivity analysis or estimate publication bias. Philibert et al. (2012) highlighted that only 8% and 16%

of them had done so, respectively. Since these analysis are needed to obtain a relevant and robust result, it is recommended to perform them both.

Meta-analysis has been used to examine impacts of cover crops on maize yields (Miguez and Bollero 2005), carbon sequestration (Poeplau and Don 2015) and nitrate leaching (Tonitto et al. 2006; Quemada et al. 2013; Valkama et al. 2015). However, meta-analysis of impacts of cover crops on water balance and drainage is lacking.

We used a meta-analysis approach to quantify the impact of cover crops on water drainage compared to that of fallow bare soil, i.e. without plants cover, under temperate climates, such as in Europe and North America.

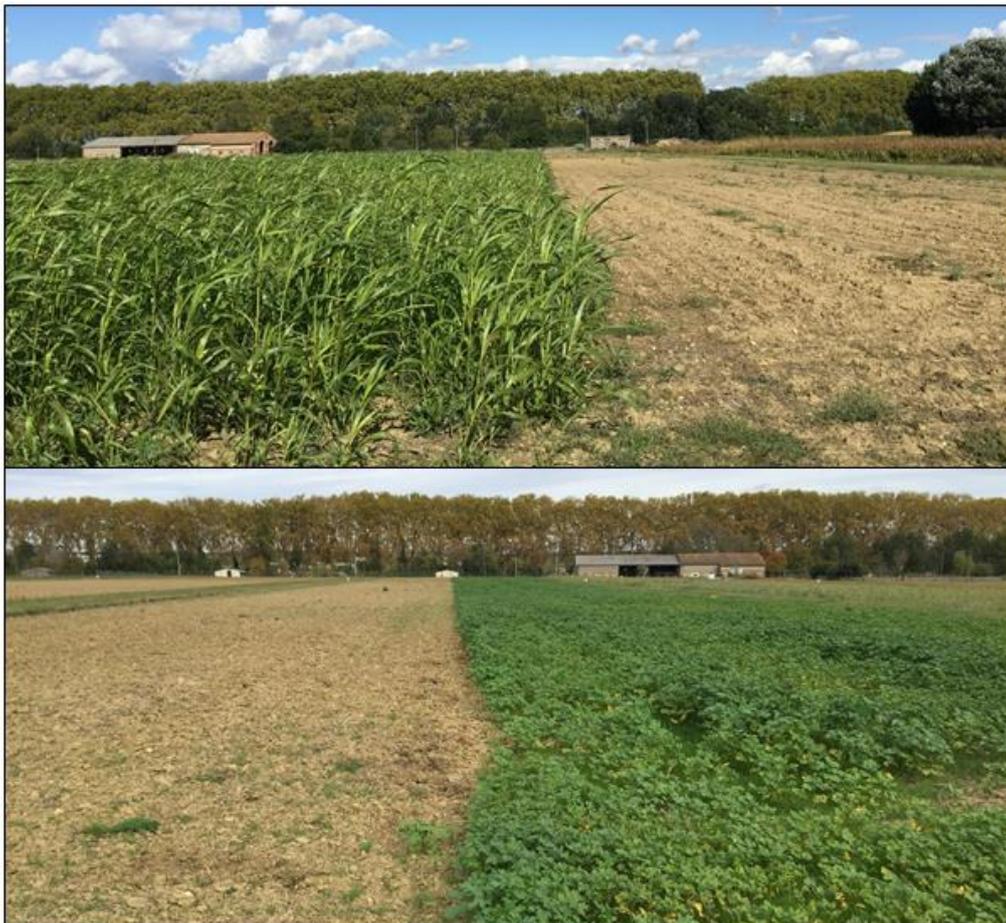


Figure 2.2. Comparison of cover crops treatment to that of bare soil. At the top, Sorghum and at the bottom, white mustard, 6 weeks after sowing.

2.3 Materials and methods

We followed five steps for a high-quality meta-analysis, as recommended and detailed in Philibert et al. (2012): (1) searching for papers in a scientific database, (2) extracting data from the papers' studies, (3) using weighting to calculate the mean effect size, (4) investigating publication bias and (5) performing a sensitivity analysis.

2.3.1 Database search

We searched the Web of Science database (27 Sep 2017) for papers written in English using the following query:

“Topic = ((cover crop* OR green manure OR catch crop*) AND (drain*) NOT vine* NOT orchard* NOT banana* NOT microbial* NOT rice NOT residu* NOT grape* NOT greenhouse NOT carbon NOT bacteri*))”

The search identified 436 papers. We then added 18 other papers from a review paper (Justes et al. 2012) and Tribouillois et al. 2016) not found in our query but with all the query markers of our study. These papers were not specifically focused on drainage and therefore not found by our query. Based on the title and abstract, we excluded papers that did not study cover crops and water drainage or water balance, leaving 122 papers to be screened by reading the full text.

To be included in the meta-analysis, papers had to fulfill all of the following criteria:

- (1) Contain data on water drainage, which we defined as water unavailable to plant roots and likely to recharge groundwater, i.e. measured at a depth of 90 cm or more;
- (2) Compare the impact of cover crops to that of fallow bare soil, without plant cover;
- (3) Cover crops sown in summer or autumn after the cash crop harvest and destroyed (soil tillage) or terminated (crushing or herbicide) before sowing the next cash crop;
- (4) Provide drained plot or lysimeter measurements or soil-crop model outputs;
- (5) Perform studies under climates of class B, C or D of the Köppen-Geiger classification (Peel et al. 2007) in order to represent temperate climates;
- (6) Studies performed at the field scale

We read the 123 papers retained for their potential interest based on key words, and selected only 28 based on their relevance for analyzing our question. Moreover, since four of them compared field measurements to values simulated using soil-crop modeling for the same field and experiment, we divided each of them into two separate cases, resulting in 32 studies.

2.3.2 Data extracted from studies

We extracted the variables available and potential factors explaining the results, from each study, as follow:

- (1) Method used to obtain drainage: (i) field measurements using lysimeters or drained plots or (ii) simulation model outputs;
- (2) Drainage (in mm) under the cover crop (X_{CC}) for each year or site depending on the study;
- (3) Drainage (in mm) under bare soil (X_{BS}) for each year or site depending on the study;
- (4) Geographic location and climate associated;
- (5) Soil textural class: silt, clay, sand or loam (Ditzler et al., 2017);
- (6) Cover crop biomass at destruction classified in two classes (< and > 1.5t.ha⁻¹);
- (7) Annual precipitation (in mm);
- (8) Season of cover crop sowing: summer or autumn.

All data were extracted from the papers' text, tables and figures using the web application WebPlotDigitizer (Table 2.1).

Table 2.1. Characteristics of the papers selected for the meta-analysis, indicating the country in which they were performed, the method used (field measurements or simulation model), soil texture, seasons of cover crop (CC) sowing, rain level (a: < 750 mm, b: > 750 mm) and CC biomass (Mg.h-1). USA = United States, UK = United Kingdom.

Paper	Country	Study method	Soil texture	CC sown	Rain level	CC biomass (Mg.h-1)
<i>Volk and Bell (1945)</i>	USA	Measurements	Loam	-	-	-
<i>Martinez and Guiraud (1990)</i>	France	Measurements	Loam	Summer	a	3.8
<i>Meisinger et al. (1991)</i>	USA	Model	-	Summer	-	-
<i>Davies et al. (1996)</i>	UK	Measurements	Loam	Summer	a	1.0
<i>Milburn et al. (1997)</i>	Canada	Measurements	Loam	Summer	a	-
<i>Justes et al. (1999)</i>	France	Measurements	Calcareous	Summer	a	1.4
<i>Shepherd and Webb (1999)</i>	UK	Measurements	Sand	Summer	a	1.5
<i>Logsdon et al. (2002)</i>	USA	Measurements	Silt	-	b	-
<i>Strock et al. (2004)</i>	USA	Measurements	Clay	Autumn	a	1.4
<i>Feyereisen et al. (2006)</i>	USA	Measurements	Clay	Autumn	a	1.4
	USA	Model	Clay	Autumn	a	1.3
<i>Kaspar et al. (2007)</i>	USA	Measurements	Silt	Autumn	b	1.7
<i>Tonitto et al. (2007)</i>	USA	Measurements	Clay	-	-	-
<i>Hooker et al. (2008)</i>	Ireland	Measurements	Loam	-	a	-
<i>Li et al. (2008)</i>	USA	Model	Silt	Autumn	b	1.9
<i>Constantin et al. (2010)</i>	France	Measurements	-	Summer	-	-
<i>Qi and Helmers (2010)</i>	USA	Measurements	Clay	Autumn	b	2.7
<i>Salmerón et al. (2010)</i>	Spain	Measurements	Silt	Autumn	b	5.2
<i>Qi et al. (2011a)</i>	USA	Measurements	Clay	Autumn	b	1.1
<i>Qi et al. (2011b)</i>	USA	Measurements	Clay	Autumn	b	0.9
	USA	Model	Clay	Autumn	b	1.0
<i>Gabriel et al. (2012)</i>	Spain	Model	Clay	Autumn	a	-
<i>Kaspar et al. (2012)</i>	USA	Measurements	Silt	-	b	1.0
<i>Daigh et al. (2014)</i>	USA	Measurements	Silt	Summer	b	-
<i>Malone et al. (2014)</i>	USA	Model	Silt	Autumn	b	2.2
<i>Tosti et al. (2014)</i>	Italy	Measurements	Clay	Summer	a	6.9
<i>Plaza-Bonilla et al. (2015)</i>	France	Model	Clay	Summer	a	1.8
<i>Martinez-Feria et al. (2016)</i>	USA	Measurements	Silt	Autumn	b	1.0
	USA	Model	Silt	Autumn	b	1.2
<i>Tribouillois et al. (2016)</i>	France	Model	-	Summer	-	-
<i>Malone et al. (2017)</i>	USA	Measurements	Silt	Autumn	b	1.7
	USA	Model	Silt	Autumn	b	2.1

2.3.3 Data analysis

2.3.3.1 Calculating the mean difference in drainage

In each study, for each year or site experiment, we calculated a difference in drainage (D) between the cover crops treatment (X_{CC}) and the bare soil treatment (X_{BS}):

$$D = X_{CC} - X_{BS} \quad (1)$$

We calculated individual effect size of each study (D_i), it is the mean difference between water drainage under the cover crop and that under bare soil.

$$D_i = \bar{D} \quad (2)$$

The number of replication of the experiment (n) is also extracted for the calculation of the standard deviation of the mean difference in drainage (σ_{D_i}).

2.3.3.2 Calculating standard deviations and confidence intervals

For each study that included several experimental year or site, we calculated standard deviations associated to the difference in drainage.

$$\sigma_{D_i} = \sqrt{\frac{\sum(D_i - \bar{D}_i)^2}{n}} \quad (3)$$

We then used this standard deviation to calculate a 95% confidence interval.

$$CI_{95\%} = [D_i - 1.96\sigma_D; D_i + 1.96\sigma_D] \quad (4)$$

Following Hossard et al. (2016), to avoid underestimating the variability, we assigned the maximum standard deviation of our dataset to studies without any.

2.3.3.3 Calculating mean effect size

Heterogeneity of D_i in the database was tested by computing the Q statistics (Hedges et al., 1999). We used a random-effects model to estimate the mean effect size (μ_{est}^{RE}). With this statistical model, we assumed that the true effect could vary among studies. We selected this approach because studies differed greatly in how they measured or simulated drainage, the duration of experiments/simulations, the precision/accuracy of measurements/predictions, the soil and climate context, and cover crop species. This method required considering two sources of variance: i) within-study variance (σ_i^2) and ii) between-study variance (σ_b^2) in the effect size, described by a probability distribution (Hedges et al., 1999). Studies were assigned weights (w_i) to minimize both sources:

$$w_i = \frac{1}{\sigma_i^2 + \sigma_b^2} \quad (5)$$

Finally, the weights of the studies analyzed (indicated as P in the equation) were used to calculate mean effect size:

$$\mu_{est}^{RE} = \frac{\sum_{i=1}^P w_i D_i}{\sum_{i=1}^P w_i} \quad (6)$$

We used the “metafor” package, “rma” function and “REML” method (Viechtbauer, 2010) of R software to perform the meta-analysis. Between-study variance was calculated using the maximum and restricted maximum likelihood methods. The standard deviation of mean effect size (σ_{μ}) equaled the reciprocal of the sum of the studies’ weights. The 95% confidence interval of the mean effect size was then calculated.

We conducted two separate meta-analysis to calculate the mean effect size: i) one for field experiment studies and ii) another for studies based on modeling.

2.3.4 Mean effect size by factor

In the final step, we estimated the mean effect size (Eq. 6) of studies grouped by factors leading to four independent analysis: i) soil texture, ii) sowing seasons of cover crops and, to test the effect of cumulative transpiration on water drainage, iii) biomass produced by cover crops (greater than or less than 1.5 Mg.h-1), and iv) precipitation level (greater than or less than 800 mm). We analyzed those factor effects only on field experiment studies since data with modelling were too few. Means were considered to be significantly different from one to another if their 95% CIs were non-overlapping.

2.3.5 Sensitivity analysis and publication bias

2.3.5.1 Sensitivity analysis

We performed a sensitivity analysis to test the robustness of the random-effects model. We estimated three other mean effect sizes (and their 95% confidence intervals) and then used the Akaike information criterion (AIC), which estimates the relative quality of model parametrization, to select the best statistical model. The model with the smallest AIC is considered best because it minimizes the risk of overparametrization and has the lowest calculation error.

We also evaluated the mean effect size using the mean standard deviation of other studies in the dataset (instead of the maximum) for studies that had not included a standard deviation or number of values. After calculating the between-study variance with the DerSimonian & Laird method, we compared the mean effect size estimated by a fixed-effect model to that of our previous random-effects model. A fixed effect model is used when it is assumed that all studies share the same mean effect size. We estimated the mean effect size by removing one after the other the ten studies with the biggest weight.

2.3.5.2 Publication bias

Publication bias can be an issue in meta-analysis since significant results are easier to publish than non-significant (Borenstein et al., 2009). We estimated publication bias by analyzing results graphically using a funnel plot, a common representation in meta-analysis (Light and Pillemer, 1984). The funnel

plot represents the inverse of the standard deviation of each study as a function of its individual effect size. It assumes that the more precise studies (at the top) will lie closer to the mean and that studies with less precision (at the bottom) will be spread around the mean effect size at the bottom. It should result in an inverted V-shape centered around the mean effect size.

2.4 Results and discussion

2.4.1 Cover crops have variable effects on water drainage

The difference in mean drainage under cover crops compared to that of bare soil varies greatly among the studies, varying from a maximum of 110 mm reduction to a 40 mm increase (fig 2). This variability on the effect is not unexpected since the studies cover a large range of soil, climate and cover crops management and development. Since cover crops increase evapotranspiration (Nielsen et al., 2015a) and can also improve infiltration and reduce runoff (Yu et al., 2016), the range of effect is not surprising. Nevertheless, the vast majority of studies described a reduction in drainage, and more than 50% of studies described a reduction in a narrow range of 10-40 mm. There is a larger variability in data issued of studies based on measurements than of those based on modeling. The lowest variability in modeling could be explained because all processes are not represented in models. For example, the reduction of runoff and the increase of infiltration due to cover crops is usually not taken into account. However their means are quite close (-30 mm and -33 mm, respectively for studies based on modeling and studies based on measurements) which indicates a robust estimation of the cover crop effect on the reduction of drainage, whatever the method used for its evaluation (fig 2.3).

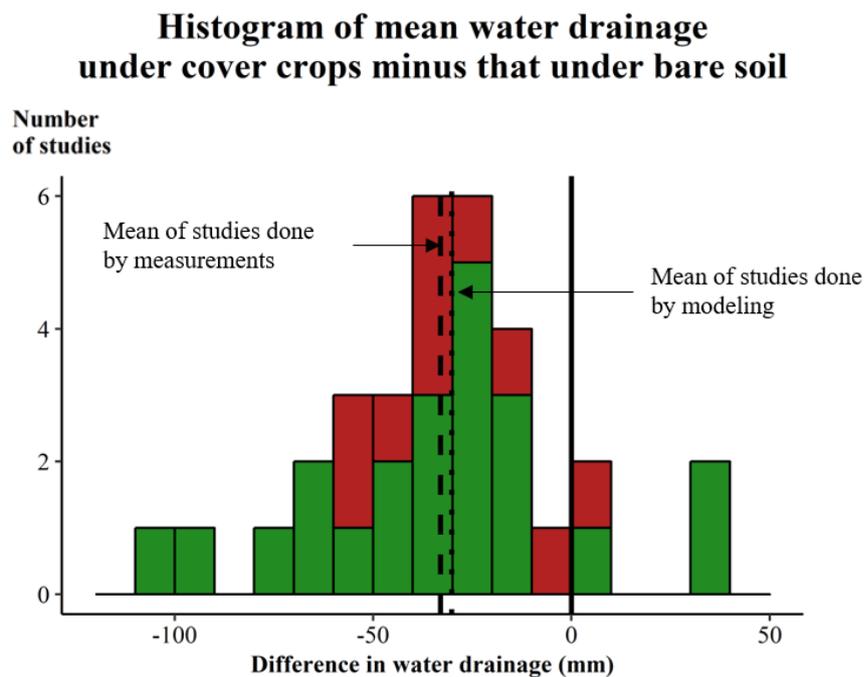


Figure 2.3. Histogram of mean water drainage under cover crops minus that under bare soil, grouped into 10 mm classes, among the 32 studies. In green, studies done by field measurements and in red, studies done by modeling.

2.4.2 Cover crops reduce drainage

Cover crops reduce drainage compared to that of bare soil: the mean effect size of the meta-analysis was -27 mm for studies based on measurements and -32 mm for studies based on modeling. The 95% confidence interval of the effect size was very close: 20-34 mm for studies based on measurements and

21-43 mm for studies based on modeling (fig. 2.4). It was larger for studies based on modeling because there is less studies to calculate the mean effect size (22 studies versus 10 studies).

Difference in water drainage for all groups

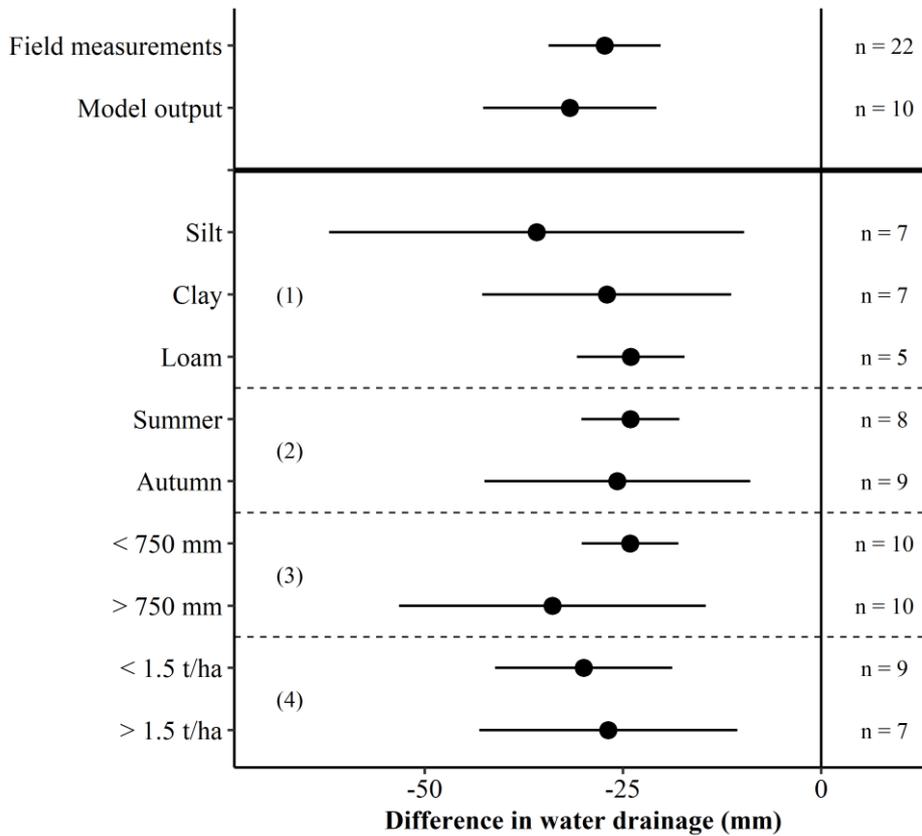


Figure 2.4. Mean effect size (circles) and 95% CI (horizontal lines) of the difference in mean drainage for data done by measurements or done by modeling (at the top) and as a function of certain factors (only for studies done by measurements): (1) soil texture, (2) sowing season, (3) precipitation level and (4) cover crop biomass. The letter “n” is the number of observations for each group within a factor category.

This result is in agreement with the review of Justes et al. (2012) based on field measurements and simulation results using the STICS soil-crop model (Brisson et al., 2003). They reported that cover crops reduce water drainage by 20-50 mm, which represents from less than 10% to 25% of annual drainage under cropping systems depending on the region of France. Water drainage under bare soil among the studies in our dataset varied greatly (0-600 mm) due to the influence of factors such as climate, irrigation, and soil hydraulic characteristics. As a result, the same reduction in mm could represent very different proportions on annual drainage and consequently impact on groundwater recharge. In rainy regions, 27 mm represents a small percentage of annual drainage. For example, in Iowa (USA), drainage could reach more than 500 mm in region where rainfall exceeds 800 mm per year (Kaspar et al., 2012; Logsdon et al., 2002). In contrast, in drier regions in temperate climate zones (e.g. southern France), such reduction in drainage could represent most or all of the annual drainage (Plaza-Bonilla et al., 2015). Simulations models tended to predict greater reduction in water drainage than that observed in field measurements

(lysimeters and drained plots) (Li et al., 2008; Malone et al., 2017; Qi et al., 2011c). Crop soil models can overestimate cover crop biomass when certain limiting factors are not accurately represented (e.g. water and nutrient limitations) or not represented at all (e.g. pests and diseases).

2.4.3 No significant effect of factors but some trends observed

The meta-analysis clearly highlighted that cover crops reduce water drainage. Conversely, it did not indicate a significant trend for the effects of factors that could explain the variability in reduced drainage. Because so few studies were available, it was difficult to find statistically significant difference. Nonetheless, we observed a few trends in the mean effect size of groups within certain factor categories. Although never significant, those differences in mean effect size between groups within the factor categories were sometimes large and have a clear functional explanation.

The expected relationship between biomass and drainage is not observable on the two levels of biomass. The reduction in drainage is a little bit greater when cover crops had less than 1.5 Mg.ha⁻¹ of biomass but not significant. This result is surprising because one can think that a bigger cover crops biomass lead to a greater evapotranspiration through an increase of cover transpiration, despite the reduction of soil evaporation. A hypothesis may be that cover crops increase evapotranspiration up to a certain level of biomass, and after this threshold, the reduction of soil evaporation due to the cover becomes predominant. In addition, root biomass is often correlated to aerial biomass, a greater aerial biomass leading to a more develop rooting system. Several authors indicates that cover crops roots may structure the soil, increased water infiltration and soil water availability (Basche et al., 2016; Chen et al., 2014; Yu et al., 2016). The effect of cover crops with high aerial biomass, on soil structure with an increase of soil water content may conduct to this result on water drainage compare to cover crops with lower biomass.

An observable trend is the influence of precipitation level on the reduction of water drainage. Indeed, there is a greater reduction in studies with more than 800 mm of precipitation per year than studies with low precipitation (around 10 mm) (fig. 2.4). In dry regions with low drainage, cover crops can cancel all drainage. If the drainage was more important maybe the reduction would be so. However, the confidence interval 95% of the group with high precipitation is too wide that it is not possible to be conclusive regarding this factor. It also seems to have a larger reduction in water drainage in silt and clay soils than in loam soils. However, their confidence intervals are quite wide and this trend is hard to understand if it is not just random. The season of sowing cover crops did not influence reduction in water drainage. This result is also surprising because, in summer, cover crop development and low rainfall may reduce soil water content and thus water drainage later in autumn and winter. In contrast, autumn rainfall can compensate for the water used for cover crop transpiration when they are sown at this season.

The lack of impact of these different factors suggested that there are probably confounding effects since the database did not cover all the possible combinations between soil type, climate characteristics, cover crops species, period of sowing and destruction. Indeed, the impact of cover crops on water drainage certainly results from the interaction of climate, soil and cover crops management (i.e. density and date of sowing and destruction). However the low numbers of references studying drainage does not allow to give a large-scale answer on the impact of cover crops on drainage compare to that of bare soil and particularly on the determining factors conditioning this effect.

2.4.4 Qualitative analysis of the meta-analysis: the result obtained is robust

The test of heterogeneity was significant and the AIC of the random-effect model was lower than other tested models, and then the homogeneity was not demonstrated. Varying the methods used to construct the random-effects model had little influence on the result. Mean effect size in the sensitivity analysis always indicates a reduction in water drainage, ranging from 32 to 26 mm, concluding to a robust estimate. The result of our meta-analysis does not change when removing the data with the highest weight from the database (fig. 2.5A). This figure shows that when removing the four more weighed studies the effect is approximately the same even if the standard deviation increase. Beyond that, the mean reduction of drainage tend to slightly increase until -42 mm when 10 studies are removed. Obtaining the same effect when removing studies proves that the results on drainage reduction is not dependent on one or two dominant studies which strengthen its robustness.

The funnel plot assessing publication bias shows studies distributed symmetrically on both sides of the mean effect size (fig. 2.5B). Studies with the lowest variability lay closest to the mean effect size (at the top of the graph). It is important to note that this observation is valid for data issued from studies based on measurements and on modeling.

The many tests of robustness and sensitivity analysis applied allow us to conclude that the effect of cover crops on drainage reduction obtain in this meta-analysis is robust. The reduction of approximately 30 mm of drainage is found throughout the different analysis, even if the main factors could not be identify.

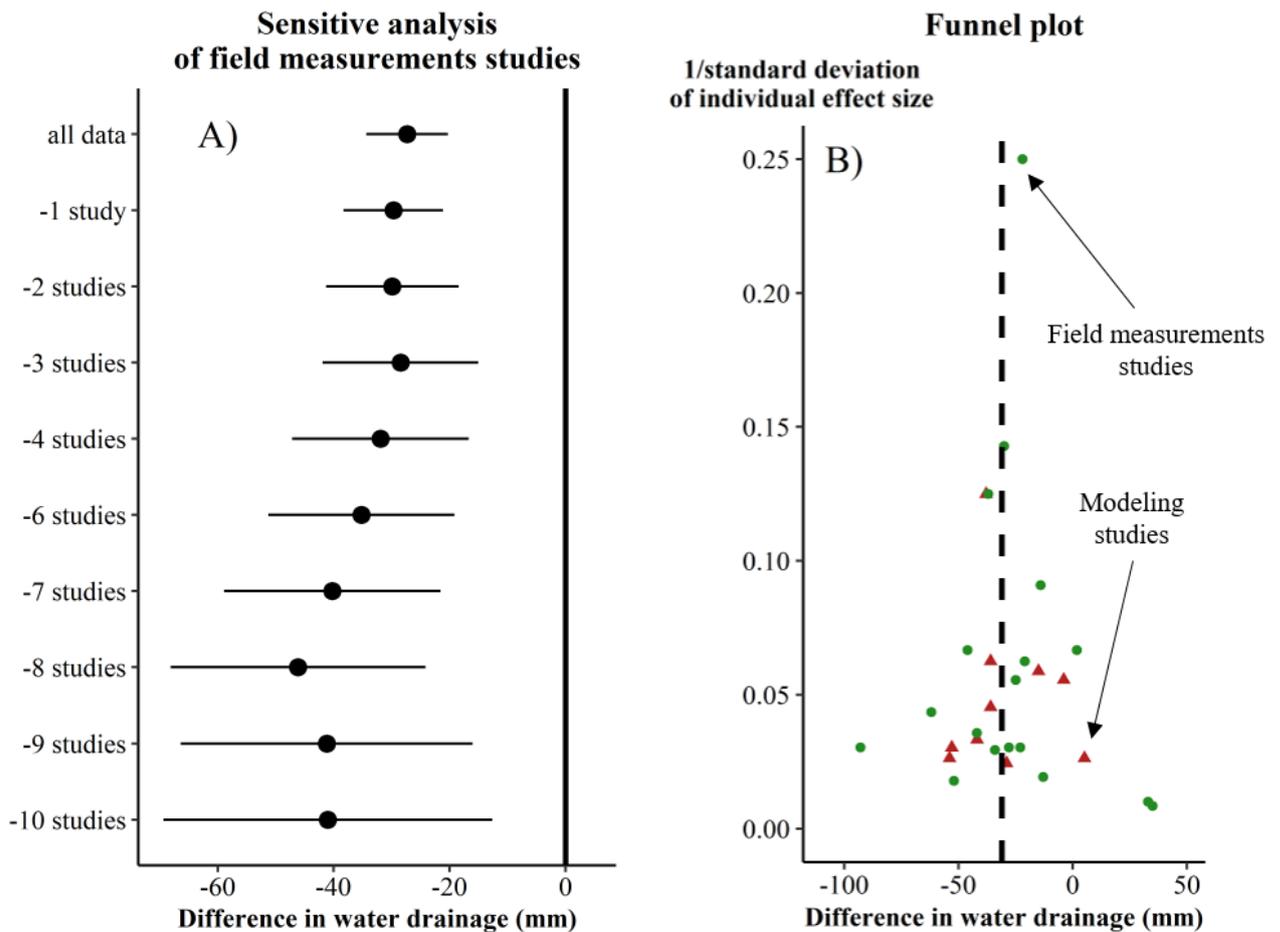


Figure 2.5. A) Sensitive analysis of data done by measurements. Abscise represent the reduction in water drainage and ordinate shows the number of studies removed of the calculation of the mean effect size according their standard deviation. The study with the lowest standard deviation is removed. B) Funnel plot representing the inverse of the standard deviation as a function of the study's individual effect size. Only studies reporting standard deviations were considered (28 differences in drainage out of 32). The dashed line represents the mean effect size of the meta-analysis.

2.4.5 The lack of available references on the relationship between cover crop management and water balance

Despite reducing annual water drainage cover crops are known to decrease efficiently nitrate leaching, providing an ecosystem service of nitrate capture or catching (catch crop function) that decreases water pollution (Tonitto et al., 2006). Cover crops also provide multiple services, such as protecting soil from erosion, green manure effect or carbon sequestration (Justes, 2017). However, and in addition to drainage reduction impacting groundwater resources, cover crops may also reduce soil water content at sowing of the subsequent cash crop, which may decrease its emergence rate and early growth, particularly if they are destroyed close to its sowing date (Mitchell et al., 2015; Nielsen et al., 2015a; Unger and Vigil, 1998). Irrigation can compensate for a lack of soil water but means higher costs for farmers and is not always available on farm. In addition, not all fields can be irrigated, and in certain regions in the world, more droughts and less water mean that irrigation is not a viable solution. If we were not able in this meta-analysis to point out the main factors driving the intensity of these negative

effects on water dynamics, it would be useful to study relationships between cover crop management and soil water balance in various pedoclimatic conditions, such as the effects of i) choice of species and cultivar, ii) sowing date, iii) destruction date and iv) method of destruction (tillage, frost, or herbicide) on biomass production and the associated evapotranspiration. It is highly likely that cover crop growth, cover crop duration, and water drainage interact. A better understanding of those relationships would allow to adapt cover crops' management to maximize positive effect (e.g. N and C balances) while limiting the negative ones on water, according to the pedoclimatic conditions.

If field experiments are useful to gather knowledge on those interactions, they are costly and time-consuming, and may experience large variability in weather over time. Also, it may not be possible to extrapolate results from one soil and climate context to another due to strong dynamic interactions between cropping and pedoclimatic conditions. Simulation modeling is another approach to understanding soil \times climate \times crop interactions and their impact on water balance (Basche et al., 2016; Meisinger et al., 1991). Modeling offers many opportunities to investigate selection and management of cover crops in cropping systems over several years with soil and climate variability (Malone et al., 2014; Qi et al., 2011c).

2.4.6 An impact on groundwater recharge to assess at a larger scale

To increase the use of cover crops to mitigate nitrate pollution in nitrate sensitive areas, recycle nitrogen in the system and provide other ecosystem services, cover crop management must optimize the compromise between services and disservices for water groundwater recharge. The meta-analysis indicates a mean reduction in groundwater recharge of 270 m³ per ha (i.e. 27 mm), which represents most of the groundwater recharge in certain regions in dry years (Constantin et al., 2010; Martinez-Feria et al., 2016; Plaza-Bonilla et al., 2015). Then, a wider use of cover crops could pose a problem at the watershed scale if groundwater is shallow. According to the IPCC (2013), which predicts more droughts, extreme events, and a greater variability in rainfall in certain temperate regions, this reduction could become a crucial issue, as Tribouillois et al. (2018) have shown. Consequently, for shallow groundwater that is recharged mainly by drainage under soils of arable cropping systems, the reduction in drainage caused by cover crops could decrease groundwater reserves, which provide water for cities and irrigation, sustain the base flow of rivers, and support aquatic biodiversity. Studies at the field scale are not sufficient to assess the effect of cover crop on hydrology at a watershed scale. Since watersheds have agricultural as well as non-agricultural lands, such as forests or grasslands, in various proportion, it is hard to predict the impact on hydrology based on field scale result. To do so, one would need to use agro-hydrological models to be able to quantify the impact of cover crops on water dynamics at this scale, such as the SWAT model or the MAELIA platform (Garg et al., 2012; Therond et al., 2014). It would also be useful to develop tools to find a compromise between cover crop targeted services (e.g., nitrate capture, green manure effect) and disservices (impact on soil water availability for the subsequent cash crop and groundwater recharge).

2.5 Conclusion

The impact of cover crops on annual water drainage varies according to the soil and climate context. Our meta-analysis indicated a reduction in drainage in 90% of the studies analyzed and a mean weighted reduction between 32 and 27 mm compared to that of bare soil. The sensitivity analysis and assessment of publication bias indicated that the meta-analysis is robust and insensitive to individual studies. However we were unable to determine the key factors that explained the variability in reduced drainage. This is mainly due to the low number of published studies usable for the analysis and also due to strong interactions between soil, climate, cover crop used and cropping system in relation to the dynamics of processes. More field experiments with cover crops and water balance measurements and simulation studies using validated dynamic soil-crop models are then needed. This may help assessing the impacts of various factors such as soil, climate, cover crop biomass, and management, and their interactions on water balance and drainage.

2.6 References

- Alonso-Ayuso M, Gabriel JL, Quemada M (2014) The kill date as a management tool for cover cropping success. *PLoS One* 9:. doi: 10.1371/journal.pone.0109587
- Basche AD, Archontoulis S V., Kaspar TC, et al (2016) Simulating long-term impacts of cover crops and climate change on crop production and environmental outcomes in the Midwestern United States. *Agric Ecosyst Environ* 218:95–106. doi: 10.1016/j.agee.2015.11.011
- Borenstein M, Hedges L V., Higgins JPT, Rothstein HR (2009) Introduction to Meta-Analysis. *Psychother Res J Soc Psychother Res* 19:421. doi: 10.1002/9780470743386
- Brisson N, Gary C, Justes E, et al (2003) An overview of the crop model STICS. *Eur J Agron* 18:309–332. doi: 10.1016/S1161-0301(02)00110-7
- Chen G, Weil RR, Hill RL (2014) Effects of compaction and cover crops on soil least limiting water range and air permeability. *Soil Tillage Res* 136:61–69. doi: 10.1016/j.still.2013.09.004
- Constantin J, Le Bas C, Justes E (2015) Large-scale assessment of optimal emergence and destruction dates for cover crops to reduce nitrate leaching in temperate conditions using the STICS soil–crop model. *Eur J Agron* 69:75–87. doi: 10.1016/j.eja.2015.06.002
- Constantin J, Mary B, Laurent F, et al (2010) Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments. *Agric Ecosyst Environ* 135:268–278. doi: 10.1016/j.agee.2009.10.005
- Debaeke P (2004) Scenario analysis for cereal management in water-limited conditions by the means of a crop simulation model (STICS). *Agronomie* 24:315–326. doi: 10.1051/agro
- Demenois J (2017) Mobiliser l'expertise scientifique au niveau international : l'exemple de l'initiative "4 pour 1000 : Les sols pour la sécurité alimentaire et le climat ". pp 4–5
- Ditzler C, Scheffe K, Monger HC (2017) Soil Science Division Staff. 2017. Soil survey manual, USDA. Washington, D.C.
- Doré T, Makowski D, Malézieux E, et al (2011) Facing up to the paradigm of ecological intensification in agronomy: Revisiting methods, concepts and knowledge. *Eur J Agron* 34:197–210. doi: 10.1016/j.eja.2011.02.006
- Eshel G, Egozi R, Goldwasser Y, et al (2015) Benefits of growing potatoes under cover crops in a Mediterranean climate. *Agric Ecosyst Environ* 211:1–9. doi: 10.1016/j.agee.2015.05.002
- Gabriel JL, Muñoz-Carpena R, Quemada M (2012) The role of cover crops in irrigated systems: Water balance, nitrate leaching and soil mineral nitrogen accumulation. *Agric Ecosyst Environ* 155:50–61. doi: 10.1016/j.agee.2012.03.021
- Garg KK, Bharati L, Gaur A, et al (2012) Spatial mapping of agricultural water productivity using the SWAT model in Upper Bhima Catchment, India. *Irrig Drain* 61:60–79. doi: 10.1002/ird.618
- Glass G V (1976) Primary, secondary, and meta-analysis of research. *Am Educ Res Assoc* 5:3–8. doi: 10.3102/0013189X005010003
- Haramoto ER, Gallandt ER (2005) Brassica cover cropping: I. Effects on weed and crop establishment. *Weed Sci* 53:695–701. doi: 10.1614/WS-04-162R.1
- Hedges L V, Gurevitch J, Curtis PS (1999) the Meta-Analysis of Response Ratios in Experimental Ecology. *Ecology* 80:1150–1156
- Hossard L, Archer DW, Bertrand M, et al (2016) A meta-analysis of maize and wheat yields in low-input vs. conventional and organic systems. *Agron J* 108:1155–1167. doi: 10.2134/agronj2015.0512

- IPCC (2013) *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Intergov Panel Clim Chang Work Gr I Contrib to IPCC Fifth Assess Rep (AR5)(Cambridge Univ Press New York) 1535. doi: 10.1029/2000JD000115
- Justes E., Beaudoin N., Bertuzzi P., Charles R., Constantin J., Dürr C., Hermon C., Joannon A., Le Bas C., Mary B., Mignolet C., Montfort F., Ruiz L., Sarthou J.P., Souchère V., Tournebize J., Savini I. RO (2012) Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires : conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques. Synthèse du rapport d'étude, INRA (France)
- Justes E (2017) *Cover crops for sustainable farming*
- Kaspar TC, Jaynes DB, Parkin TB, et al (2012) Effectiveness of oat and rye cover crops in reducing nitrate losses in drainage water. *Agric Water Manag* 110:25–33. doi: 10.1016/j.agwat.2012.03.010
- Li L, Malone RW, Ma L, et al (2008) Winter cover crop effects on nitrate leaching in subsurface drainage as simulated by RZWQM-DSSAT. *TransactionsoftheASABE* Vol 51:1575–1583. doi: 10.13031/2013.25314
- Light R, Pillemer D (1984) *Summing up: The science of reviewing research*.
- Logsdon SD, Kaspar TC, Meek DW, Prueger JH (2002) Nitrate leaching as influenced by cover crops in large soils monoliths. *Agron J* 94:807–814
- Malone RW, Jaynes DB, Kaspar TC, et al (2014) Cover crops in the upper midwestern United States: Simulated effect on nitrate leaching with artificial drainage. *J Soil Water Conserv* 69:292–305. doi: 10.2489/jswc.69.4.292
- Malone RW, Kersebaum KC, Kaspar TC, et al (2017) Winter rye as a cover crop reduces nitrate loss to subsurface drainage as simulated by HERMES. *Agric Water Manag* 184:156–169. doi: 10.1016/j.agwat.2017.01.016
- Martinez-Feria RA, Dietzel R, Liebman M, et al (2016) Rye cover crop effects on maize: A system-level analysis. *F Crop Res* 196:145–159. doi: 10.1016/j.fcr.2016.06.016
- Meisinger JJ, Hargrove WL, Mikkelsen RL, et al (1991) Effects of cover crops on groundwater quality. In: *Cover Crops for Clean Water*. Soil and Water Conservation Society. pp 57–68
- Miguez FE, Bollero GA (2005) Review of corn yield response under winter cover cropping systems using meta-analytic methods. *Crop Sci* 45:2318–2329. doi: 10.2135/cropsci2005.0014
- Mitchell JP, Shrestha A, Irmak S (2015) Trade-offs between winter cover crop production and soil water depletion in the San Joaquin Valley, California. *J Soil Water Conserv* 70:430–440. doi: 10.2489/jswc.70.6.430
- Nielsen DC, Lyon DJ, Hergert GW, et al (2015a) Cover crop biomass production and water use in the Central Great Plains. *Agron J* 107:2047–2058. doi: 10.2134/agronj15.0186
- Nielsen DC, Lyon DJ, Hergert GW, et al (2015b) Cover crop mixtures do not use water differently than single-species plantings. *Agron J* 107:1025–1038. doi: 10.2134/agronj14.0504
- Peel MC, Finlayson BL, McMahon TA (2007) Updated World Map of the Koppen-Geiger Climate Classification Updated world map of the Koppen-Geiger climate classification. *Hydrol Earth Syst Sci*. doi: 10.5194/hess-11-1633-2007
- Philibert A, Loyce C, Makowski D (2012) Assessment of the quality of meta-analysis in agronomy. *Agric Ecosyst Environ* 148:72–82. doi: 10.1016/j.agee.2011.12.003

- Plaza-Bonilla D, Nolot JM, Raffaillac D, Justes E (2015) Cover crops mitigate nitrate leaching in cropping systems including grain legumes: Field evidence and model simulations. *Agric Ecosyst Environ* 212:1–12. doi: 10.1016/j.agee.2015.06.014
- Poeplau C, Don A (2015) Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops - A meta-analysis. *Agric Ecosyst Environ* 200:33–41. doi: 10.1016/j.agee.2014.10.024
- Qi Z, Helmers MJ, Kaleita AL (2011a) Soil water dynamics under various agricultural land covers on a subsurface drained field in north-central Iowa, USA. *Agric Water Manag* 98:665–674. doi: 10.1016/j.agwat.2010.11.004
- Qi Z, Helmers MJ, Malone RW, Thorp KR (2011b) Simulating Long-Term Impacts of Winter Rye Cover Crop on Hydrologic Cycling and Nitrogen Dynamics for a Corn-Soybean Crop System. *Trans Asabe* 54:1575–1588
- Quemada M, Baranski M, Nobel-de Lange MNJ, et al (2013) Meta-analysis of strategies to control nitrate leaching in irrigated agricultural systems and their effects on crop yield. *Agric Ecosyst Environ* 174:1–10. doi: 10.1016/j.agee.2013.04.018
- Ryder MH, Fares A (2008) Evaluating cover crops (sudex, sunn hemp, oats) for use as vegetative filters to control sediment and nutrient loading from agricultural runoff in a Hawaiian watershed. *J Am Water Resour Assoc* 44:640–653. doi: 10.1111/j.1752-1688.2008.00189.x
- Schipanski ME, Barbercheck M, Douglas MR, et al (2014) A framework for evaluating ecosystem services provided by cover crops in agroecosystems. *Agric Syst* 125:12–22. doi: 10.1016/j.agry.2013.11.004
- Therond O, Sibertin-blanc C, Lardy R, et al (2014) Integrated modelling of social-ecological systems : The MAELIA high-resolution multi-agent platform to deal with water scarcity problems. 7th Intl Congr Env Model Software, San Diego, CA, USA 2014:8
- Tonitto C, David MB, Drinkwater LE (2006) Replacing bare fallows with cover crops in fertilizer-intensive cropping systems: A meta-analysis of crop yield and N dynamics. *Agric Ecosyst Environ* 112:58–72. doi: 10.1016/j.agee.2005.07.003
- Tosti G, Benincasa P, Farneselli M, et al (2014) Barley-hairy vetch mixture as cover crop for green manuring and the mitigation of N leaching risk. *Eur J Agron* 54:34–39. doi: 10.1016/j.eja.2013.11.012
- Tribouillois H, Cohan JP, Justes E (2016) Cover crop mixtures including legume produce ecosystem services of nitrate capture and green manuring: assessment combining experimentation and modelling. *Plant Soil* 401:347–364. doi: 10.1007/s11104-015-2734-8
- Tribouillois H, Constantin J, Justes E (2018) Cover crops mitigate greenhouse gases balance but reduce drainage under climate change scenarios in temperate climate with dry summers. *Glob Chang Biol* 1–17. doi: 10.1111/gcb.14091
- Tribouillois H, Cruz P, Cohan JP, Justes E (2015) Modelling agroecosystem nitrogen functions provided by cover crop species in bispecific mixtures using functional traits and environmental factors. *Agric Ecosyst Environ* 207:218–228. doi: 10.1016/j.agee.2015.04.016
- Unger PW, Vigil MF (1998) Cover crop effects on soil water relationships. *J. Soil Water Conserv.* 53:200–207
- Valkama E, Lemola R, Känkänen H, Turtola E (2015) Meta-analysis of the effects of undersown catch crops on nitrogen leaching loss and grain yields in the Nordic countries. *Agric Ecosyst Environ* 203:93–101. doi: 10.1016/j.agee.2015.01.023
- Viechtbauer W (2010) Conducting Meta-Analyses in R with the metafor Package. *J Stat Softw* 36:1–48. doi: 10.1103/PhysRevB.91.121108

Ward PR, Flower KC, Cordingley N, et al (2012) Soil water balance with cover crops and conservation agriculture in a Mediterranean climate. *F Crop Res* 132:33–39. doi: 10.1016/j.fcr.2011.10.017

Yu Y, Loiskandl W, Kaul HP, et al (2016) Estimation of runoff mitigation by morphologically different cover crop root systems. *J Hydrol* 538:667–676. doi: 10.1016/j.jhydrol.2016.04.060

References of the meta-analysis

Constantin, J., Mary, B., Laurent, F., Aubrion, G., Fontaine, A., Kerveillant, P., & Beaudoin, N. (2010). Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 135(4), 268–278. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.10.005>

Daigh, A. L., Helmers, M. J., Kladvko, E., Zhou, X., Goeken, R., Cavdini, J., ... Sawyer, J. (2014). Soil water during the drought of 2012 as affected by rye cover crops in fields in Iowa and Indiana. *Journal of Soil and Water Conservation*, 69(6), 564–573. <https://doi.org/10.2489/jswc.69.6.564>

Davies, D. . B., Garwoodf, T. W. D., Rochford, A. D. . D. H., Garwood, T. W. ., & Rochford, A. D. . D. H. (1996). Factors affecting nitrate leaching from a calcareous loam in East Anglia. *Journal of Agricultural Science*, 126(1), 75–86. <https://doi.org/10.1017/S0021859600088821>

Feyereisen, G. W., Wilson, B. N., Sands, G. R., Strock, J. S., & Porter, P. M. (2006). Potential for a rye cover crop to reduce nitrate loss in southwestern Minnesota. *Agronomy Journal*, 98(6), 1416–1426. <https://doi.org/10.2134/agronj2005.0134>

Gabriel, J. L., Muñoz-Carpena, R., & Quemada, M. (2012). The role of cover crops in irrigated systems: Water balance, nitrate leaching and soil mineral nitrogen accumulation. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 155, 50–61. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.03.021>

Hooker, K. V, Coxon, C. E., Hackett, R., Kirwan, L. E., O’Keeffe, E., & Richards, K. G. G. (2008). Evaluation of cover crop and reduced cultivation for reducing nitrate leaching in Ireland. *Journal of Environment Quality*, 37(1), 138–145. <https://doi.org/10.2134/jeq2006.0547>

Justes, E., Mary, B., & Nicolardot, B. (1999). Comparing the effectiveness of radish cover crop, oilseed rape volunteers and oilseed rape residues incorporation for reducing nitrate leaching. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 55(3), 207–220. <https://doi.org/10.1023/A:1009870401779>

Kaspar, T. C. C., Jaynes, D. B. B., Parkin, T. B. B., & Moorman, T. B. B. (2007). Rye Cover Crop and Gamagrass Strip Effects on NO Concentration and Load in Tile Drainage. *Journal of Environment Quality*, 36(5), 1503. <https://doi.org/10.2134/jeq2006.0468>

Kaspar, T. C., Jaynes, D. B., Parkin, T. B., Moorman, T. B., & Singer, J. W. (2012). Effectiveness of oat and rye cover crops in reducing nitrate losses in drainage water. *Agricultural Water Management*, 110(3), 25–33. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2012.03.010>

Li, L., Malone, R. W., Ma, L., Kaspar, T. C., Jaynes, D. B., Saseendran, S. A., ... Qiangyu. (2008). Winter cover crop effects on nitrate leaching in subsurface drainage as simulated by RZWQM-DSSAT. *TransactionsoftheASABEVol*, 51(5), 1575–1583. <https://doi.org/10.13031/2013.25314>

Logsdon, S. D., Kaspar, T. C., Meek, D. W., & Prueger, J. H. (2002). Nitrate leaching as influenced by cover crops in large soils monoliths. *Agronomy Journal*, 94(4), 807–814.

Malone, R. W., Jaynes, D. B., Kaspar, T. C., Thorp, K. R., Kladvko, E., Ma, L., ... Searchinger, T. (2014). Cover crops in the upper midwestern United States: Simulated effect on nitrate leaching with artificial drainage. *Journal of Soil and Water Conservation*, 69(4), 292–305. <https://doi.org/10.2489/jswc.69.4.292>

- Malone, R. W., Kersebaum, K. C., Kaspar, T. C., Ma, L., Jaynes, D. B., & Gillette, K. (2017). Winter rye as a cover crop reduces nitrate loss to subsurface drainage as simulated by HERMES. *Agricultural Water Management*, 184, 156–169. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2017.01.016>
- Martinez-Feria, R. A., Dietzel, R., Liebman, M., Helmers, M. J., & Archontoulis, S. V. (2016). Rye cover crop effects on maize: A system-level analysis. *Field Crops Research*, 196, 145–159. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2016.06.016>
- Martinez, J., & Guiraud, G. (1990). Alysimeter study of the effects of a ryegrass catch crop, during a winter wheat/maize rotation, on nitrate leaching and on the following crop. *Journal of Soil Science*, 41(1), 5–16. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1990.tb00040.x>
- Meisinger, J. J., Hargrove, W. L., Mikkelsen, R. L., Williams, J. R., & Benson, V. W. (1991). Effects of cover crops on groundwater quality. In *Cover Crops for Clean Water*. Soil and Water Conservation Society (pp. 57–68).
- Milburn, P., MacLeod, J. A., & Sanderson, B. (1997). Control of fall nitrate leaching from harvested potatoes on Prince Edward Island. *Canadian Agricultural Engineering*, 39(2), 263–271.
- Plaza-Bonilla, D., Nolot, J. M., Raffaillac, D., & Justes, E. (2015). Cover crops mitigate nitrate leaching in cropping systems including grain legumes: Field evidence and model simulations. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 212, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.06.014>
- Qi, Z., & Helmers, M. J. (2010). Soil Water dynamics under winter rye cover crop in central Iowa. *Vadose Zone Journal*, 9(1), 53–60. <https://doi.org/10.2136/vzj2008.0163>
- Qi, Z., Helmers, M. J., & Kaleita, A. L. (2011). Soil water dynamics under various agricultural land covers on a subsurface drained field in north-central Iowa, USA. *Agricultural Water Management*, 98(4), 665–674. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2010.11.004>
- Qi, Z., Helmers, M. J., Malone, R. W., & Thorp, K. R. (2011). Simulating Long-Term Impacts of Winter Rye Cover Crop on Hydrologic Cycling and Nitrogen Dynamics for a Corn-Soybean Crop System. *Transactions of the Asabe*, 54(5), 1575–1588. Retrieved from http://lib.dr.iastate.edu/abe_eng_pubs
- Salmerón, M., Caveró, J., Quílez, D., & Isla, R. (2010). Winter cover crops affect monoculture maize yield and nitrogen leaching under irrigated Mediterranean conditions. *Agronomy Journal*, 102(6), 1700–1709. <https://doi.org/10.2134/agronj2010.0180>
- Shepherd, M. A., & Webb, J. (1999). Effects of overwinter cover on nitrate loss and drainage from a sandy soil: consequences for water management? *Soil Use and Management*, 15, 1. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1999.tb00073.x>
- Strock, J. S., Porter, P. M., Russelle, M. P., Strock, S. J., Porter, P. M., & Russelle, M. P. (2004). Cover cropping to reduce nitrate loss through subsurface drainage in the northern U.S. corn belt. *Journal of Environment Quality*, 33(3), 1010. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.1010>
- Tonitto, C., David, M. B., Drinkwater, L. E., & Li, C. (2007). Application of the DNDC model to tile-drained Illinois agroecosystems: Model calibration, validation, and uncertainty analysis. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 78(1), 51–63. <https://doi.org/10.1007/s10705-006-9076-0>
- Tosti, G., Benincasa, P., Farneselli, M., Tei, F., & Guiducci, M. (2014). Barley-hairy vetch mixture as cover crop for green manuring and the mitigation of N leaching risk. *European Journal of Agronomy*, 54, 34–39. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.11.012>
- Tribouillois, H., Cohan, J. P., & Justes, E. (2016). Cover crop mixtures including legume produce ecosystem services of nitrate capture and green manuring: assessment combining experimentation and modelling. *Plant and Soil*, 401(1–2), 347–364. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2734-8>

Volk, G. M. (Gaylord M. ., & Bell, C. E. (Charles E. (1945). Some major factors in the leaching of calcium, potassium, sulfur and nitrogen from sandy soils. University of Florida Agricultural Experiment Station. Retrieved from <http://agris.fao.org/agrissearch/search.do?recordID=US201300455046>

Chapitre 3 - Cover crops reduce drainage but not always soil water content due to interactions between rainfall distribution and management

Accepted with major revisions in Agricultural Water Management.

Nicolas Meyer¹ & Jacques-Eric Bergez¹ & Julie Constantin¹ & Paul Belleville¹ & Eric Justes^{1,2}

¹ AGIR, Université de Toulouse, INRA, Castanet-Tolosan, France

² CIRAD, Département PERSYT, Montpellier, France

3.1 Résumé en français

Il n'existe pas de consensus sur l'impact des CIMS sur le bilan hydrique. Il est difficile d'émettre un constat général, car les différentes études sur les CIMS sont conduites dans des conditions très variables de pédoclimats, d'itinéraires techniques et d'intercultures. Dans certaines études, les CIMS sont détruites à la fin de l'hiver ou au début du printemps, tandis que dans d'autres, elles sont détruites la veille du semis de la culture commerciale suivante. Ces différences sont cruciales pour comprendre les impacts des CIMS, puisque de multiples processus, d'intensités variables, interagissent dans cette dynamique. Ainsi, les pluies printanières peuvent recharger le sol et masquer les différences de stock en eau en surface (lit de semence de la prochaine culture commerciale), même si les flux d'eau (p. ex. drainage, évapotranspiration) circulent simultanément. L'objectif de notre étude est de comprendre et de quantifier les différents impacts des CIMS et de leurs gestions sur le bilan hydrique et la dynamique des flux d'eau. Nous avons combiné une expérimentation au champ avec des simulations. L'expérimentation nous permettait de mesurer régulièrement le stock d'eau et la répartition de l'eau dans le profil de sol ainsi que la biomasse des CIMS. Les simulations ont été réalisées dans le but d'obtenir des flux tels que le drainage ou l'évapotranspiration non mesurés au champs.

Afin de déterminer les différents impacts de la gestion des CIMS sur le bilan hydrique durant l'interculture et sur la culture marchande suivante, nous avons suivis la méthodologie suivante :

- Nous avons mené une expérimentation au champs sur deux ans (juillet 2017 – mars 2018 & août 2018 – avril 2019 ; respectivement nommée 2017 et 2018). Nous avons testé trois différentes gestions des CIMS et nous avons un sol nu comme témoin. Les trois modalités étaient les suivantes : (i) les CIMS étaient broyées en automne et les résidus laissés en mulch à la surface du sol (CC_M) (une repousse du trèfle, non désirée après le broyage a été observée), (ii) les CIMS étaient broyées en automne et les résidus retournés par le labour (CC_P) et (iii) les CIMS étaient détruites au printemps (CC_L). Nous avons semé un mélange de moutarde d'Abyssinie (*Brassica carinata*) et de trèfle incarnat (*Trifolium incarnatum*). La biomasse aérienne du mélange bi-spécifique a été mesurée lors de la destruction en automne et au printemps. Une fois par mois, des prélèvements de sol nous ont permis de suivre le stock d'eau ainsi que la répartition sur le profil entre 0 et 120 cm de profondeur.
- Nous avons ensuite utilisé les mesures d'eau dans le sol et de biomasse aérienne pour calibrer et évaluer le modèle de cultures STICS avec le mélange de culture que nous avons semé. L'objectif était de simuler suffisamment bien les dynamiques du sol et de la plante pour obtenir des simulations de flux d'eau avec précision.
- Puis, après avoir vérifié que les stocks d'eau et la biomasse ont été bien simulés nous avons pu considérer que les flux d'eau étaient eux aussi bien simulés. STICS a donc été utilisé afin de

prédire l'évaporation du sol, la transpiration des plantes et le drainage pour obtenir un bilan hydrique complet pour les deux années expérimentales.

- Enfin et dans le but de situer nos deux années expérimentales au sein de la variabilité climatique du site d'étude, nous avons utilisé STICS pour simuler une série climatique de 20 ans (1999 – 2018). Les itinéraires techniques des deux années ont été simulés. L'objectif étant de mieux comprendre l'impact de la gestion des CIMS sur les flux d'eau et le bilan hydrique.

Sur le terrain, nous avons observé des niveaux de biomasse élevés pour les deux années. À l'automne, le mélange avait atteint 4.2 Mg.h^{-1} de biomasse en 2017 et 3.5 Mg.h^{-1} de biomasse en 2018. Sur la modalité détruite à l'automne et laissée en mulch, la repousse du trèfle a dépassé les 3 Mg.h^{-1} de biomasse au printemps les deux années. Au printemps, le mélange bi-spécifique avait atteint 7.5 Mg.h^{-1} de biomasse en 2017 et 8.9 Mg.h^{-1} de biomasse en 2018. Pour la dynamique hydrique par contre les deux années furent sensiblement différentes. En 2017, de juillet à décembre, nous avons observé significativement moins d'eau sous les CIMS que sous le sol nu mais nous n'avons observé aucune différence en 2018. Durant l'hiver, et due aux précipitations, nous n'avons pas ou peu observés de différence entre les modalités. Entre février et avril, nous avons observé des différences significatives des stocks d'eau entre d'une part les modalités CC_L et CC_M et d'autre part les modalités CC_P et le sol nu entre 20 et 60 cm de profondeur. Ces observations peuvent s'expliquer par les dynamiques des pluies qui furent différentes les deux années. En effet par exemple, en 2017, l'été et l'automne furent plutôt secs (mois de 50 mm de pluie) à l'inverse de 2018 où les pluies étaient récurrentes durant cette période.

Les simulations des flux de nos deux années expérimentales mettent en évidence une augmentation de l'évapotranspiration due à la présence des CIMS. En 2017, il y a une augmentation de 70 mm pour les trois modalités de CIMS. En 2018, l'augmentation de l'évapotranspiration dépend de la modalité de CIMS et est respectivement de 36, 93 et 111 mm supérieurs pour CC_P , CC_M et CC_L par rapport au sol nu. Comme attendu, on observe une réduction du drainage. Cette réduction est identique pour toutes les modalités de CIMS. Comparées au sol nu, les CIMS réduisent le drainage de 60 mm en 2017 et de 15 mm en 2018. Le drainage démarre aussi plus tard sous les CIMS avec un décalage de 14 jours en 2017 et 10 jours en 2018 mettant en évidence une recharge du stock d'eau plus lente due à l'évapotranspiration plus importante.

Les simulations sur 20 ans nous montrent que les CIMS ont un impact significatif sur le stock d'eau disponible pour la culture suivante. Les modalités CC_L et CC_M réduisent le stock en moyenne de 60 et 50 mm comparées au sol nu. Il n'y a cependant pas de différence notable entre les modalités CC_P et le sol nu. Une année sur quatre, les CIMS réduisent le stock disponible de plus de moitié. Les CIMS n'ont pas eu d'impact sur le stock en eau seulement sur trois années. Ces années étaient particulièrement pluvieuses à la fin de l'hiver et au printemps ce qui a permis un remplissage du sol pour toutes les modalités. Nous n'avons pas noté de différence d'humidité sur l'horizon de surface (0-10 cm) entre les modalités sur les 20 ans. Concernant le drainage, il varie entre 0 et 235 mm. Il n'y a pas eu de drainage

pendant trois années, aussi bien sous le sol nu que sous les CIMS. Il y a eu quatre années durant lesquelles nous n'avons pas observé de drainage sous les CIMS alors qu'il y en a eu sous le sol nu. En simulant avec l'itinéraire technique de 2017, la réduction du drainage était de 45 mm en moyenne. Pour l'itinéraire technique de 2018, la réduction du drainage simulé était de 20 mm en moyenne. Généralement, le drainage débute deux semaines plus tard sous les CIMS que sous le sol nu, cependant la gamme de variation est grande, allant de 1 à plus de 90 jours.

L'impact des CIMS sur l'eau disponible pour la culture marchande suivante dépend de la date de destruction de ces dernières. En effet, si les deux années, les biomasses du mélange furent similaires, les impacts sur le profil d'humidité étaient très dépendants de la dynamique des pluies. Une destruction tardive des CIMS impact fortement le stock d'eau disponible pour la culture suivante, surtout dans le cas d'une reprise de la croissance au printemps. Une destruction plus précoce des CIMS pourrait être un bon compromis pour minimiser l'impact négatif sur le bilan hydrique tout en profitant des nombreux services produits dans des régions sèches où les pluies printanières à compenser l'augmentation de l'évapotranspiration.

La date de semis des CIMS pourrait être une clé pour minimiser la réduction du drainage. Les simulations nous ont permis de mettre en évidence qu'il n'y a pas de différence de drainage entre les modalités d'une même année expérimentale. Sur 20 ans, la réduction du drainage étant comprise entre 0 et 80 mm, cela peut représenter une réduction allant jusqu'à 50 %. Nos travaux mettent en évidence l'importance de la date de semis, puisque l'itinéraire technique de 2018 permet de diviser la réduction du drainage par trois comparé à l'itinéraire technique de 2017.

L'objectif de notre étude était d'avoir une modalité de CIMS avec un mulch durant plusieurs mois cependant la repousse du trèfle ne nous a pas permis d'observer ce traitement. Une destruction au début de l'hiver et le potentiel du mulch de CIMS à réduire l'évaporation du sol avant le semis de la culture marchande suivante permettrait de réduire les effets négatifs sur le bilan hydrique tout en maximisant les services écosystémiques. Des études combinant des expériences sur le terrain et la modélisation par simulation sont cependant nécessaires pour évaluer cette pratique de gestion pour d'autres conditions pédoclimatiques, puisque la question est également propre au site en raison des interactions entre le type et la profondeur du sol, ainsi que la quantité et la distribution des précipitations.

3.2 Introduction

Intensive agriculture has reached a critical point, particularly in Europe and temperate climate zones. Conventional agriculture is increasingly shown to be responsible for multiple problems, such as stagnating yields, a decrease in soil fertility, pollution of groundwater and rivers, and soil erosion. Agriculture must adapt in response to climate change, which is causing more droughts, less water availability, and more extreme climatic events (IPCC 2013). Therefore, scientists, farmers and policy makers urgently need to find more sustainable and resilient cropping and farming systems. The use of cover crops could help cropping systems become more agroecological and diversified. Cover crops are sown after one cash crop is harvested and destroyed before the next one is sown. Their residues are retained as a mulch or incorporated into the soil by plowing or shallow tillage, such as disking. Cover crops provide a wide range of ecosystem services, including reducing nitrate leaching (Tonitto et al. 2006); providing a “green manure” effect (Tosti et al. 2014; Tribouillois et al., 2015); improving physical properties of soil that reduce erosion or compaction (Ryder and Fares 2008; Chen and Weil 2010); decreasing greenhouse gas emissions; increasing carbon (C) storage in the soil (Poeplau et al. 2015; Tribouillois et al. 2018); and controlling pests, diseases, and weeds (Haramoto and Gallandt 2005; Schipanski et al. 2014). Using cover crops could also help mitigate and adapt to climate change (Kaye and Quemada 2017). Tribouillois et al. (2018) demonstrated the effective mitigating influence of cover crops and highlighted the challenge of finding a good compromise between certain ecosystem services they provide and the decrease in groundwater recharge they cause by increasing evapotranspiration of cropping systems.

Cover crops influence the soil water balance and water fluxes. They reduce water drainage in temperate climates (Meyer et al. 2019) and increase transpiration by increasing leaf cover transpiration and decreasing soil evaporation (Qi et al. 2011; Nielsen et al. 2015a). When well established, they can also increase water infiltration and reduce runoff (Eshel et al. 2015; Yu et al. 2016). However, the importance of these processes depends on cover crop management, climate, and soil type. No consensus exists about the impact of cover crops on soil water availability for the next cash crop. Corak et al. (1991) and Restovich et al. (2012) reported less water available with cover crops compared to that with bare soil, while Chen et al. (2014) and Daigh et al. (2014) found no significant differences between these two treatments at sowing of the next crop. Several studies reported more water in the topsoil (0-20 cm depth) (Blanco-Canqui et al., 2011; Wells et al., 2014). Likewise, no consensus exists about the impact of management of cover crop residues after cover crops are destroyed. Several studies reported an increase in soil water content (SWC) up to 20 cm deep (Moschler et al. 1967; Stipešević and Kladvko 2005; Alliaume et al. 2014). Williams and Weil (2004) observed no differences in soil moisture 20-50 cm deep between cover crop mulch and bare soil. Pedrosa De Azevedo et al. (1999) observed no significant difference in soil moisture between keeping cover crops alive during the fallow period and crushing

them and leaving their residues as mulch. Kornecki et al. (2013) observed a small difference between these two treatments, with more soil moisture under the mulched cover crop.

It is also difficult to generalize the impact of cover crops on water balance because studies are performed in different contexts of fallow periods (e.g. August-November vs. October-April), climate conditions, and cover crop management. In some studies, cover crops are destroyed in late winter or early spring, while in others they are destroyed the day before sowing the next cash crop, especially when herbicide termination is used. These differences are crucial to understanding cover crop impacts, since multiple processes, of variable intensity, interact in these dynamics. Thus, spring rainfall can recharge the soil and mask differences in SWC and in the topsoil (seedbed of the next cash crop), even though water fluxes (e.g. drainage, evapotranspiration) flow simultaneously. Dynamic soil-crop models can be useful tools to estimate water fluxes that are difficult to measure in field experiments, such as drainage, evaporation, and transpiration, and can do so accurately over long periods. These models also can simulate a wide range of cover crop management practices under several soil and climate conditions and extrapolate results of field experiments that are expensive, time consuming, and rare (Bergez et al., 2010).

The goal of our study was to understand and quantify impacts of cover crops and their management on water flux dynamics (e.g. soil evaporation, plant transpiration, drainage) and balance at the crop rotation scale. Two components of the water balance were a particular focus of analysis: (1) drainage, which governs groundwater recharge, and (2) water availability for the next cash crop, which determines the risk of water deficit for crop emergence and early growth. We combined a two-year field experiment with simulation modeling to address this issue. The field experiment was performed to analyze impacts of cover crop management on dynamics of SWC and cover crop biomass. This field experiment was supplemented with a modeling approach using the STICS soil-crop model to understand and quantify the water flux dynamics (drainage, evaporation, and transpiration) not measured during the experiment.

3.3 Materials and Methods

3.3.1 Methodological approach

To determine the impact of various cover crop management practices on soil water balance during the fallow period and soil water availability for the next spring/summer cash crop, the following methodological approach was used:

1. A two-year field experiment was performed to quantify the impact of three cover crop management practices on SWC in multiple soil layers during the fallow period compared to the SWC under bare soil, used as a control.
2. The dynamics of SWC and cover crop biomass measured in the experiment were used to calibrate the STICS soil-crop model for the mixed cover crop sown in the experiment and evaluate the model's ability to predict the experiment. The objective was to simulate soil and plant dynamics sufficiently well to obtain accurate simulations of water fluxes.
3. We assumed that if dynamics of SWC and crop biomass were simulated accurately, then those of water fluxes would also be simulated accurately. After verifying satisfactory agreement between model predictions and experimental observations, STICS was used to predict dynamics of soil evaporation, plant transpiration, and water drainage (processes not measured in the field) and the complete water balance for the two experimental years.
4. To place the weather during the two experimental years in the study site's interannual variability in climate, we used the calibrated STICS to simulate a 20-year climate series to better understand and generalize the impact of cover crop management on water fluxes and the complete water balance.

3.3.2 Case study site

3.3.2.1 Climate characteristics

A two-year experiment was performed from 2017-2018 and 2018-2019 (hereafter, "2017" and "2018", respectively) in southwestern France near Toulouse (43°31' N, 1°30' E). The site has a temperate climate corresponding to Cfb in the Köppen climate classification. Over the past two decades (1998-2018), the site's mean (± 1 standard deviation (SD)) annual temperature was $13.8 \pm 0.5^\circ\text{C}$, annual potential evapotranspiration (PET) (Penman equation) was 962 ± 51 mm, and annual rainfall was 655 ± 105 mm. The weather conditions from cover crop sowing in July-August to destruction in March-April differed during the two years of the experiment (fig. 3.1). For 2017 and 2018, cumulative rainfall was 504 mm and 343 mm, and cumulative PET was 437 mm and 334 mm, respectively. In 2017, autumn was dry and winter and spring were rainy, with a high PET in the three months following the sowing of

cover crops. Conversely, in 2018, autumn and early winter were rainy, with a low PET, and late winter and spring were dry. Cumulative temperature (calculated with base 0) from the day of cover crop sowing (31 July in 2017 and 28 August in 2018) until 9 April was 2920°C in 2017 and 2490°C in 2018.

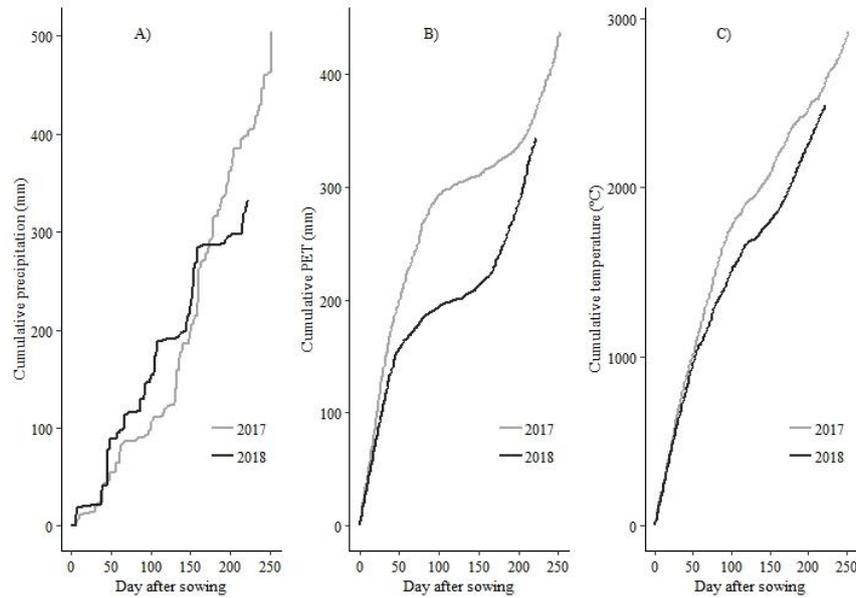


Figure 3.1. Cumulative (A) rainfall, (B) potential evapotranspiration (PET), and (C) temperature of the study site after sowing cover crops during the 2017 and 2018 experimental years.

3.3.2.2 Soil characteristics

The two-year experiment was performed at an INRA experimental station on two field plots with similar soil characteristics: clay loam in 2017 and loam in 2018 (Table 3.1). Soil moisture at field capacity (FC) corresponded to the maximum observed during the experiment. Soil moisture at wilting point (WP) and bulk density (BD) were estimated based on soil texture classification and measurements at the experimental station (Jamagne et al. 1977; Tribouillois et al., 2016). Total available water capacity for plants (TAWC, SWC between FC and WP) was calculated down to 120 cm deep (the maximum root depth observed at this site; Tribouillois et al., 2016). TAWC was nearly the same for the two plots: 152 and 164 mm in 2017 and 2018, respectively. The SWC at FC was 347 and 328 mm in 2017 and 2018, respectively.

Table 3.1. Mean soil texture and physical properties by soil layer at the study site in 2017 and 2018.

Experiment	Depth (cm)	Clay (%)	Loam (%)	Sand (%)	Bulk density (g cm ⁻³)	Field capacity (cg g ⁻¹)	Wilting point (cg g ⁻¹)
2017	0 – 20	25.8	30.7	43.5	1.50	17.8	8.9
	20 – 40	24.8	30.0	45.2	1.50	17.5	8.8
	40 – 60	28.2	30.1	41.7	1.50	17.1	8.5
	60 – 80	38.9	33.5	27.6	1.45	20.0	13.5
	80 – 100	38.6	40.0	21.4	1.40	23.6	13.9
	100 – 120	31.3	47.4	21.3	1.40	23.6	11.8
2018	0 – 20	24.7	31.4	43.8	1.45	20.0	10.0
	20 – 40	23.3	31.0	45.7	1.45	20.0	10.0
	40 – 60	22.1	32.0	45.9	1.45	17.5	8.7
	60 – 80	21.2	29.7	49.1	1.50	18.0	9.0
	80 – 100	20.3	26.6	53.1	1.50	17.8	8.9
	100 – 120	20.8	28.5	50.7	1.5	17.8	8.9

3.3.3 Field experiment

3.3.3.1 Experimental design

The experimental design was the same for both years: a split plot with four treatments and four replicates per treatment. The treatments were (1) bare soil (BS) as a control without plant transpiration; (2) cover crops mechanically terminated by crushing in autumn and left as mulch on the soil surface (CC_M) until spring; (3) cover crops mechanically terminated by crushing in autumn and buried by plowing (CC_P) during winter when soil conditions were suitable (to avoid compaction); and (4) cover crops mechanically terminated by crushing in April (CC_L) immediately before sowing the next spring/summer cash crop. The surface area of an elementary plot was 44 and 70 m² in 2017 and 2018, respectively. The preceding cash crop for both years was durum wheat harvested in late June/early July.

Cover crop species were selected for their ability to grow rapidly during the summer and their tolerance to freezing temperatures. They were also selected to favor complementary abiotic resource acquisition, based on previous studies performed under the same climatic conditions (Tribouillois et al. 2016; Couëdel et al. 2018) and to cover the soil during the entire fallow period due to complementary development. A bispecific mixture was chosen: one crucifer, Ethiopian mustard (*Brassica carinata*), and one legume, crimson clover (*Trifolium incarnatum*). The crucifer grew rapidly after sowing and during autumn. The legume was able to grow during winter under the mustard and could grow more rapidly in early spring, maintaining soil cover and plant transpiration until April.

Table 3.1. Cover crop management at the study site in 2017 and 2018 for the four treatments: bare soil (BS), cover crop crushed in autumn and left as mulch on the soil surface (CCM), cover crop crushed in autumn and buried by plowing (CCP), and cover crop destroyed in April (CCL).

Characteristic	2017				2018			
Previous crop	Durum wheat				Durum wheat			
Treatment*	BS	CC _M	CC _P	CC _L	BS	CC _M	CC _P	CC _L
Sowing date	-	31 July			-	28 Aug		
Destruction date	-	15 Nov	15 Nov	11 Apr	-	07 Jan	07 Jan	09 Apr
Plowing date	13 Dec	-	13 Dec	-	08 Jan	-	08 Jan	-

Seeds were sown respectively at 3 kg.ha⁻¹ and 7.5 kg.ha⁻¹ of seeds. Shallow tillage was performed in both years before sowing. In both years, 70 mm of irrigation was applied twice after sowing to ensure homogenous emergence and establishment of cover crops to guarantee spatial homogeneity of the soil-crop system. Weeds were controlled on BS using a herbicidal spray in October of both years.

3.3.3.2 Cover crop biomass and soil water content measurements

Aerial biomass (Mg.ha⁻¹) was sampled from a 0.5 m² area in each replicate plot of the cover crop treatments on each termination date (autumn and spring). Mustard and clover biomass was separated and measured. When present, weed biomass was also measured in the cover crop treatments, but it was always low. Dry matter was weighed after 48 h in an 80°C oven.

SWC (mm) was measured once per month for 8-9 months from cover crop sowing to the following April. The soil profile was sampled from 0-120 cm deep in layers 20 cm thick. Five samples were collected per replicate plot and then pooled by layer for each plot. Measurements in each of the four replicates were taken independently. Soil samples were weighed before and after 48 h in a 105°C oven to measure gravimetric soil moisture (cg water g⁻¹ soil).

3.3.4 Simulation approach

3.3.4.1 Model overview

We used the soil-crop model STICS (Brisson et al., 2003), which simulates daily crop growth, light, water, C and nitrogen (N) balances based on soil, climate, crop species, and agricultural management. A tipping-bucket approach is used to model the soil, which is divided into five layers with specific characteristics, such as BD, as well as SWC at FC and WP. The water balance was simulated daily by adding soil water supply and subtracting plant transpiration and soil evaporation (Brisson et al., 2009). STICS was evaluated as accurate for a wide range of agro-environmental contexts in France for plant, water, and N outputs for bare soil and many types of cash crops (Brisson et al., 2003; 2009). STICS was

also used to simulate cover crops and analyze water, C and N balances and the associated ecosystem services (Tribouillois et al., 2018b). STICS was also successfully evaluated for water drainage (Beaudoin et al., 2008; Constantin et al., 2012)

3.3.4.2 Model initialization and calibration on-site

3.3.4.2.1 Soil parameterization and initialization

There was no calibration done on bare soil. Two soils were parameterized separately to simulate each year of the field experiment. For model evaluation, the SWC measured at the beginning of the experiment for each treatment was used, and the soil moisture at FC of each layer was adjusted for each treatment to correspond as closely as possible to field observations. To initialize each soil layer in the model for simulations, the mean SWC and soil mineral N measured in the four treatments at the beginning of the experiment was used for each treatment (table 3.1).

3.3.4.2.2 Crop calibration

STICS has been calibrated for a wide range of species used as cover crops, such as mustard, rapeseed, radish, ryegrass, oat, pea, vetch, and clover (Constantin et al., 2012; Tribouillois et al., 2018b); however, no parameterization for a mixture of species was available. To simulate the field experiment accurately, we parameterized STICS for the mustard-clover cover crop mixture. The objective was to simulate, as accurately as possible, the main processes governing water balance dynamics, such as cover crop development, biomass growth, changes in soil moisture over time in each soil layer, and total SWC. Starting with parameters already calibrated for rapeseed (the crop most similar to Ethiopian mustard) and crimson clover, we optimized three parameters for cover crop development, N₂ fixation (for clover), and cover crop water requirements to generate the most accurate joint predictions of the dynamics of biomass and SWC in each layer and in total for both experimental years. Mathematical optimization was based on the method developed by Wallach et al. (2011) using the Simplex algorithm, which is available with the STICS model software (Java interface; https://www6.paca.inra.fr/stics_eng).

3.3.4.3 Water flux simulations of the field experiment

After calibration, model predictions of water drainage, soil evaporation, and plant transpiration were available for each of the four treatments for each year of the field experiment (Table 3.2); they were used to calculate total water balance and quantify the fluxes. For the 2017 experimental year, simulations began 28 July and ended 28 March. For the 2018 experimental year, simulations began on 1 August and ended on 5 April. Since crimson clover was observed to regrow in both years after being crushed in the CC_M treatment, the model was calibrated to simulate this regrowth as well, using only crimson clover parameters as the crop in a second simulation step.

3.3.4.4 Simulation of water fluxes over 20 years

To evaluate the impact of cover crops on soil water variables over a long time series, a 20-year simulation was performed using a climate series from 1999-2018, from an INRA weather station installed at the study site. The soil was parameterized and initialized for 2017 and then run twice, once with 2017 crop management for all 20 years and once with 2018 crop management for all 20 years, since each year had different field-operation dates. The simulations started on 1 August and finished on 1 April for each year of the 20-year simulation. Predicted SWC and cumulative water drainage on 1 April were also recorded. As in the two-year experiment, potential regrowth of crimson clover after being crushed in the CC_M treatment was simulated.

3.3.5 Statistical analysis

All statistical analyses were performed using R software (R core Team 2019).

3.3.5.1 STICS evaluation and prediction

3.3.5.1.1 Model evaluation criteria

Simulations were performed using the model calibrated for the six cover crop treatments (3 treatments × 2 experimental years). Three statistical criteria were used to evaluate the quality of agreement between observed and simulated variables after calibrating STICS for the cover crop mixture – mean deviation (MD), relative root mean square error (rRMSE), model efficiency (EF) – calculated as follows:

$$MD = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (S_i - O_i)$$

$$rRMSE = 100 \frac{RMSE}{\bar{o}} \quad \text{with } RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (S_i - O_i)^2}$$

$$EF = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2 - \sum_{i=1}^n (S_i - O_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2}$$

where n is the number of observations; S_i and O_i are the simulated and observed values, respectively, and \bar{O} is the mean value of the observed data.

The three criteria provide a good overview of model performance. MD and rRMSE indicate systematic bias and the dispersal of model simulations compared to observations, respectively. The lower their value, the better is the model prediction. EF, which measures agreement between simulations and observations, varies from 1 (perfect prediction) to $-\infty$. A negative value indicates that the mean of observations is a better predictor than the model.

3.3.5.1.2 STICS prediction quality

To assess the ability of STICS to simulate biomass, each soil layer's moisture, and total SWC, the relative root mean square error of prediction (rRMSEP) was calculated using cross-validation and a leave-one-out method (Wallach, 2014). The six cover crop treatments were separated into two subsamples: one containing five treatments, to estimate crop parameters, and the other containing the sixth treatment to evaluate the prediction quality of STICS compared to observed data. This procedure was applied six times to assess the prediction quality of STICS for the six treatments by calculating individual RMSE_p for each treatment.

$$RMSEp = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (P_i - O_i)^2}$$

$$rRMSEp = 100 \frac{RMSEP}{\bar{o}}$$

$$RMSEP = \overline{RMSEp}$$

where P_i are the predicted values.

3.3.5.2 Field experiment and 20-year simulations

3.3.5.2.1 Field experiment

Statistical analyses of SWC and soil moisture for each layer in the experiment were performed. Based on the dataset, and after testing the homogeneity of the variables, a non-parametric Kruskal-Wallis test was used to test the impact of the cover crop management practices on the experimental data. A non-parametric Wilcoxon test was used to compare each pair of cover crop treatments. For all analyses, differences among treatments were considered significant at $P < 0.05$.

3.3.5.2.2 Twenty-year simulations

Statistical analyses of SWC (total and in the 0-10 cm layer) and the difference in drainage predicted in the 20-year simulations were performed. A non-parametric Kruskal-Wallis test was used to test the impact of the cover crop management practices on the simulated data. A non-parametric Wilcoxon test was used to compare each pair of cover crop treatments. For all analyses, differences among treatments were considered significant at $P < 0.05$.

3.4 Results

3.4.1 Field experiment

3.4.1.1 Aerial biomass of cover crop mixtures

On the date of autumn destruction for CC_M and CC_P , cover crops reached a mean aerial biomass of $4.2 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (76% mustard, 24% clover) in 2017 and $3.5 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (83% mustard, 17% clover) in 2018 (fig. 3.2). Afterwards, the clover regrew in CC_M , reaching a biomass of 3.6 and $3.1 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ at the end of the 2017 and 2018 experimental years (early spring), respectively. In contrast, for CC_L at the end of the experimental years, aerial biomass was $7.5 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (35% mustard, 65% clover) in 2017 and $8.9 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (88% mustard, 12% clover) in 2018. These results illustrate the temporal complementarity of the two species' growth, which covered the soil throughout the fallow period. Ethiopian mustard develops very quickly in late summer and autumn, while clover growth is particularly important in winter and spring.

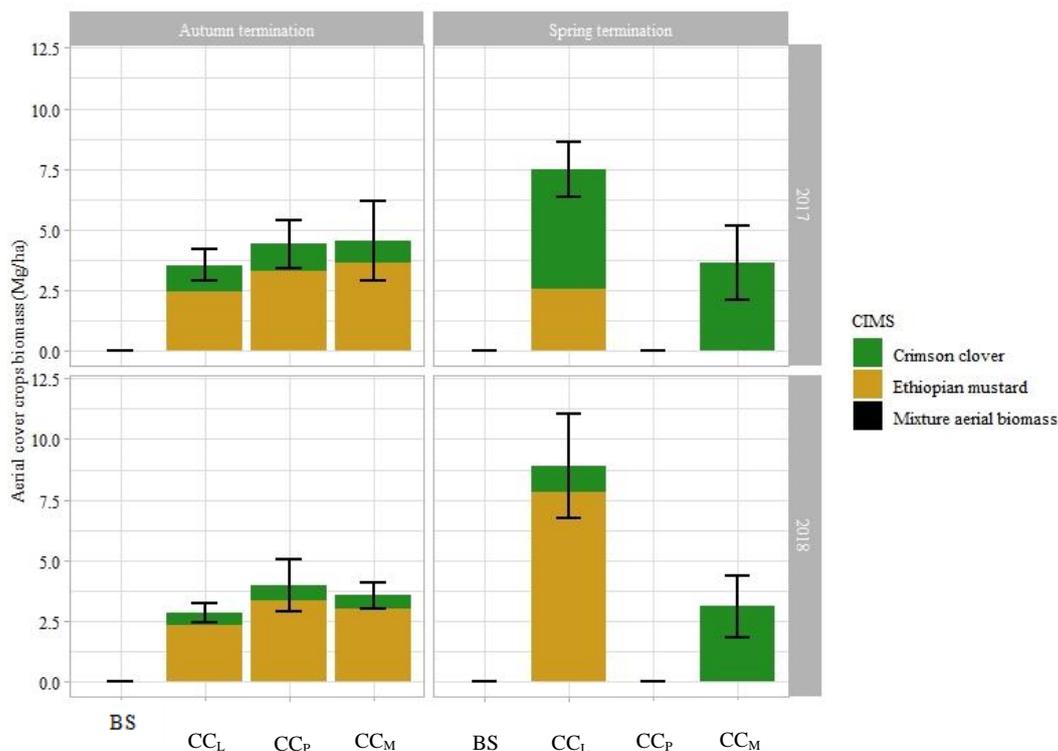


Figure 3.2. Cover crop biomass at (left) autumn or (right) spring destruction in the (top) 2017 and (bottom) 2018 experimental years for the four treatments: bare soil (BS), cover crop crushed in autumn and left as mulch on the soil surface (CC_M), cover crop crushed in autumn and buried by plowing (CC_P), and cover crop terminated in April (CC_L). Error bars represent ± 1 standard deviation.

3.4.1.2 Soil water measurements during the fallow period

Soil water profiles during the fallow period varied by treatment in both years of the experiment, showing no similar trends or results (figs. 3.3a & b). From July-August to November-December, cover crops had significantly less water under them in the soil profile in 2017 than BS did, but they showed no difference compared to BS in 2018. For both years of the experiment, cover crops and BS showed no difference in

SWC during winter. From February to March-April, SWC differed significantly between CC_L or CC_M and BS or CC_P in the layers 20-60 cm deep in 2017 and 2018 (figs. 3.3a & b).

The change in SWC depended on the yearly rainfall distribution (fig. 3.4). In 2017, October and November were dry, each receiving less than 50 mm of rainfall. During these months, measured SWC differed significantly between BS and the cover crop treatments. In December, the difference was ca. 50 mm, due to cover crops having higher actual evapotranspiration (AET) than BS. December and January each received ca. 200 mm of rainfall, which caused soils of all treatments to reach FC. With lower rainfall in March, a significant difference in SWC was observed between BS and CC_P , which had no vegetation, and CC_L and CC_M , which did (fig. 3.4a). In 2018, rainfall distribution was more regular than that in 2017. From August-February, 50-100 mm of rain fell each month, which explains the lack of a significant difference among the four treatments during this period. February and March were dry, but resulted in non-significant differences in SWC in the upper layers among the four treatments (fig. 3.4b).

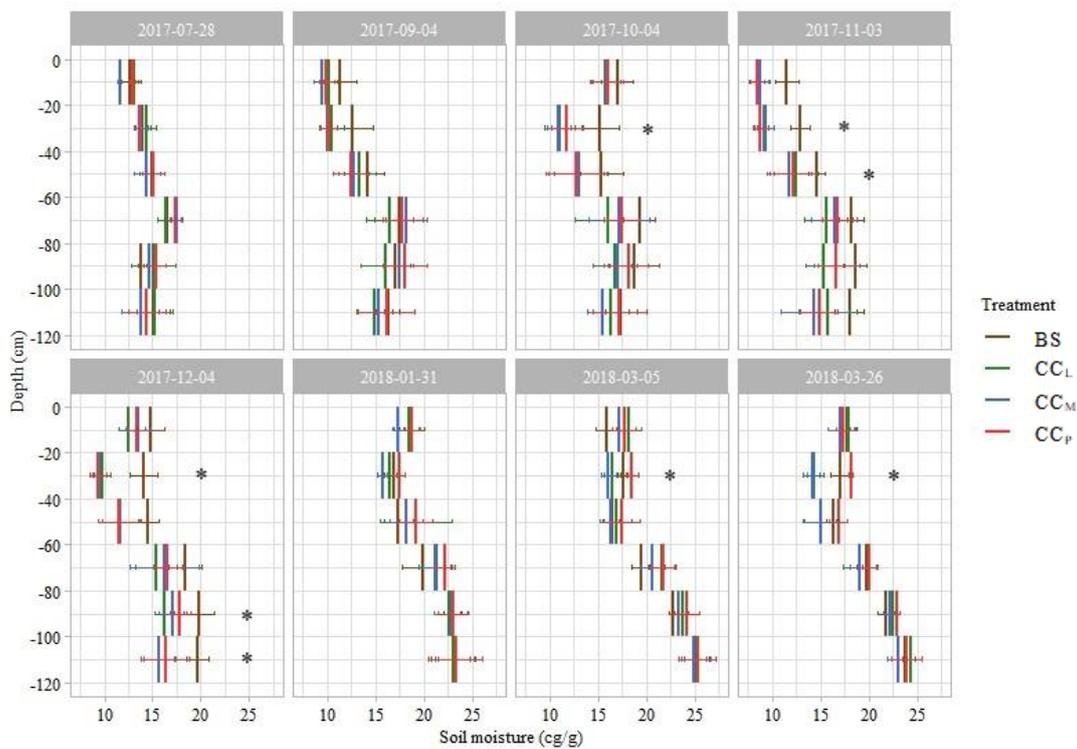


Figure 3.3a. Mean soil moisture ($cg\ g^{-1}$ soil) in each 20 cm layer in the 2017 experiment for the four treatments: bare soil (BS), cover crop crushed in autumn and left as mulch on the soil surface (CC_M), cover crop crushed in autumn and buried by plowing (CC_P), and cover crop terminated in April (CC_L). Horizontal error bars represent ± 1 standard deviation. Asterisks indicate a significant ($P < 0.05$) difference according to the Kruskal-Wallis test.

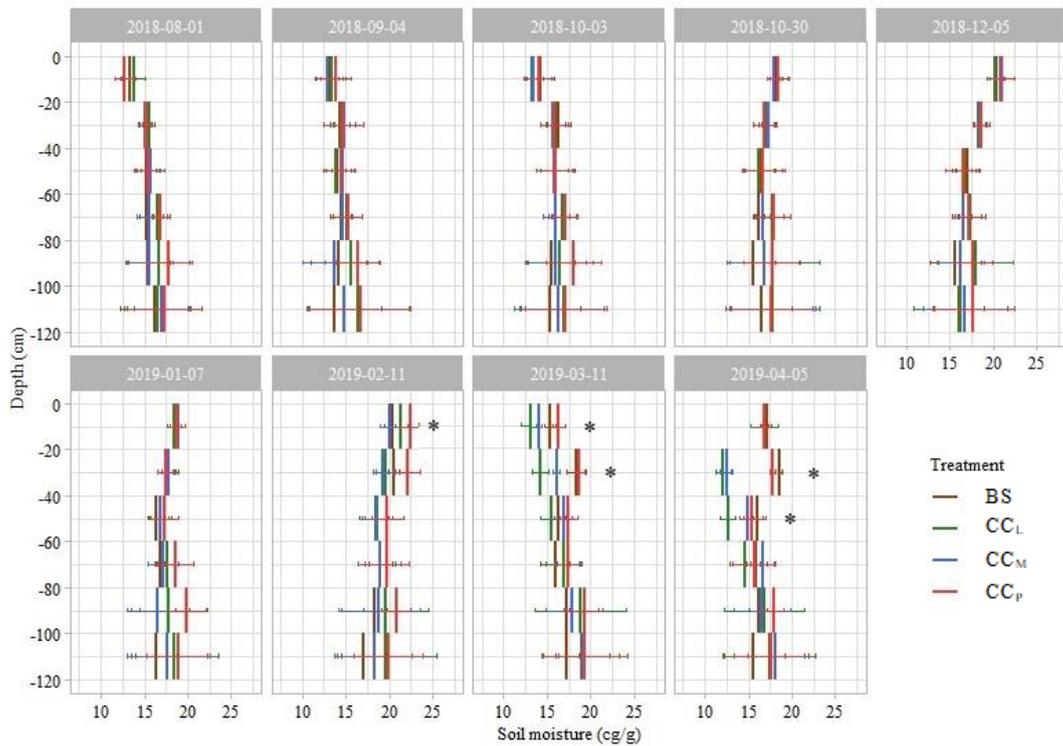


Figure 3.3b. Mean soil moisture (cg g^{-1} soil) in each 20 cm layer in the 2018 experiment for the four treatments: bare soil (BS), cover crop crushed in autumn and left as mulch on the soil surface (CC_M), cover crop crushed in autumn and buried by plowing (CC_P), and cover crop terminated in April (CC_L). Horizontal segments represent ± 1 standard deviation. Asterisks indicate a significant ($P < 0.05$) difference according to the Kruskal-Wallis test.

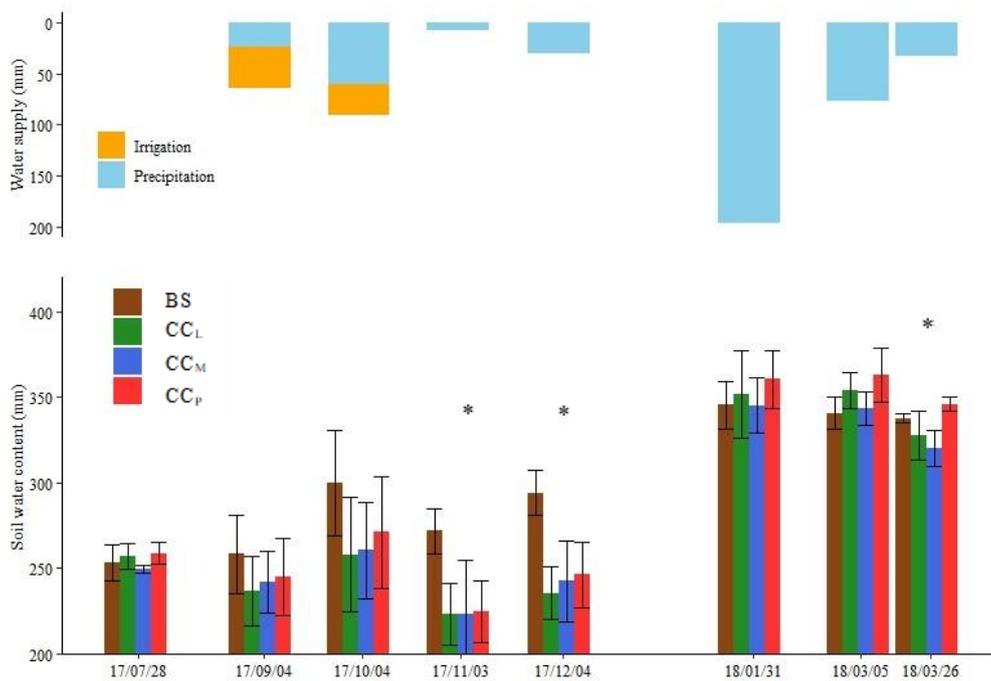


Figure 3.4a. (top) Water supply (irrigation + rainfall) and (bottom) soil water content between each gravimetric measurement in the 2017 experiment for the four treatments: bare soil (BS), cover crop crushed in autumn and left as mulch on the soil surface (CC_M), cover crop crushed in autumn and buried by plowing (CC_P), and cover crop terminated in April (CC_L). Error bars represent ± 1 standard deviation. Asterisks indicate a significant ($P < 0.05$) difference according to the Kruskal-Wallis test.

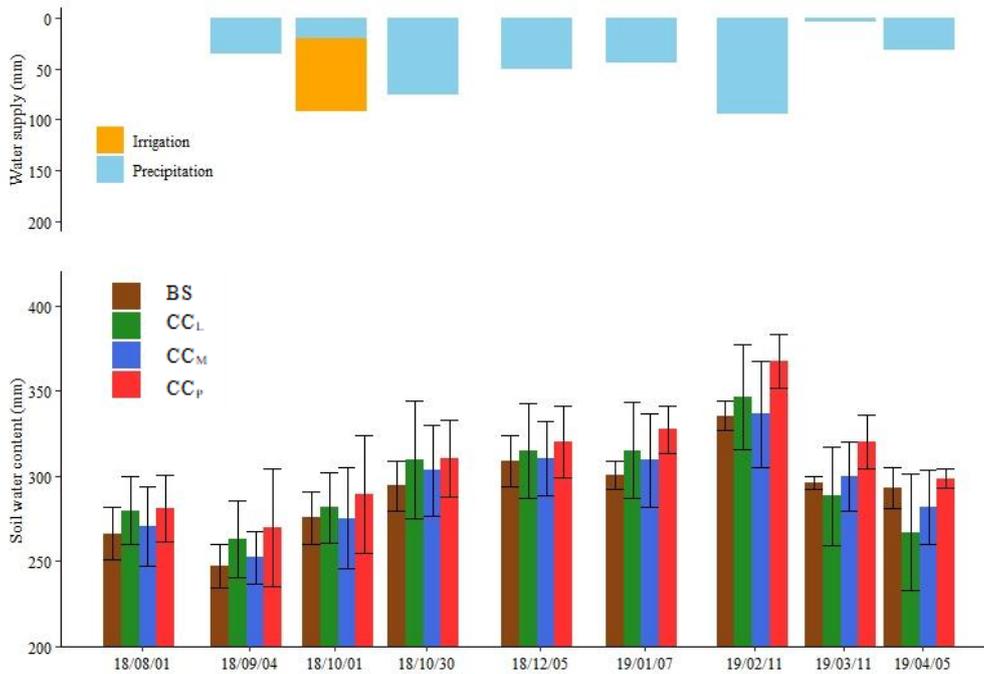


Figure 3.4b. (top) Water supply (irrigation + rainfall) and (bottom) soil water content between each gravimetric measurement in the 2018 experiment for the four treatments: bare soil (BS), cover crop crushed in autumn and left as mulch on the soil surface (CC_M), cover crop crushed in autumn and buried by plowing (CC_P), and cover crop terminated in April (CC_L). Error bars represent ± 1 standard deviation.

3.4.2 STICS calibration and evaluation

3.4.2.1 Calibration of the cover crop mixture and quality of calibration of STICS for the two years of the experiment

STICS simulated aerial cover crop biomass well: EF was high (0.82) with a non-significant low MD of 0.2 Mg.ha⁻¹ of biomass, and rRMSE was only 18.2%. STICS also predicted SWC well, with a high EF (0.87), no significant MD (1 mm of water), and a low rRMSE (4.7%) (fig. 3.5) (Supplementary Materials, Figs. S1-S8). STICS predicted water distribution in the soil well, with MD less than 1 cg.g⁻¹ and EF always greater than 0.4 for the five soil layers. Dynamics of the upper layers subject to soil evaporation and root uptake of water were simulated accurately, as indicated by an rRMSE of 13.8% and 9.1% for the 0-20 and 20-40 cm layers, respectively. The rRMSE for the three deepest layers was low (< 9%). The dynamics of SWC and the soil water profile were satisfactory (Supplementary Materials, Figs. S1-S8). SWC differed between BS and cover crops somewhat more in the simulations than in the experiment. However, simulation results lay within 1 SD of the observations, indicating that model error was in the same range as the variability in the field measurements.

3.4.2.2 Evaluation of the predictive quality

Using cross-validation to assess the predictive quality of STICS for simulating biomass, soil moisture in each layer, and SWC using cross-validation provided satisfactory results, indicating an acceptable accuracy of the simulations. The rRMSEP of soil moisture were ca. 15% for soil layers 0-40 cm deep

and less than 10% for the deeper layers. The rRMSEP of cover crop biomass were less than 10%, and those of SWC were ca. 5% (Table 3.3).

Table 3.2. Relative root mean square error of predictions (rRMSEP) of interest of the STICS model

	Soil moisture (cg g ⁻¹)						Cover crop biomass (Mg.ha ⁻¹)
	0-20 cm	20-40 cm	40-60 cm	60-80 cm	80-120 cm	0-120 cm	
rRMSEP (%)	15.2	13.0	8.1	5.9	8.5	5.6	9.2

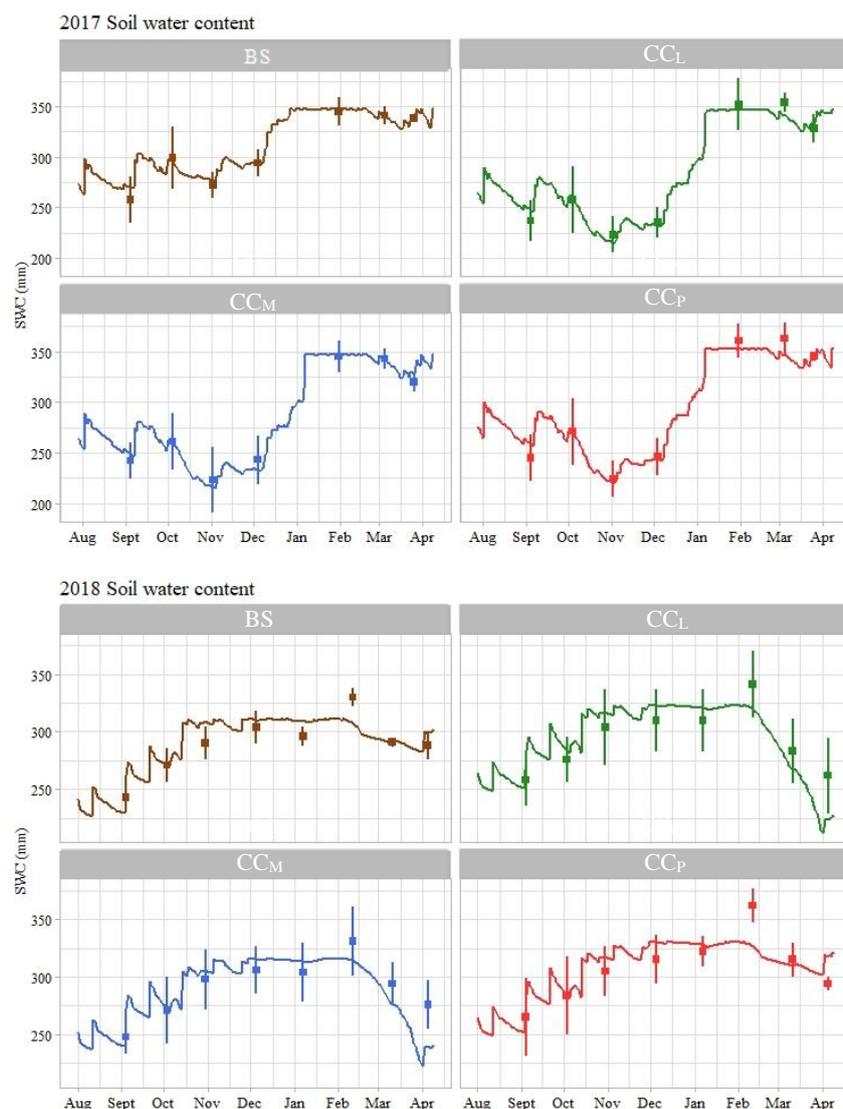


Figure 3.5. Predicted dynamics of soil water content (SWC) during the (top) 2017 and (bottom) 2018 experimental years for the four treatments: bare soil (BS), cover crop crushed in autumn and left as mulch on the soil surface (CC_M), cover crop crushed in autumn and buried by plowing (CC_P), and cover crop terminated April (CC_L). Squares represent observed mean soil water contents, and error bars represent ± 1 SD.

3.4.3 Simulated water fluxes

Like the measurements, predicted SWC was lower for the three cover crop treatments than for BS from late August until the date when FC was reached after winter rainfall (fig. 3.6). In 2018, the SWC of

cover crops treatments was no more than 15 mm less than that of BS. SWC was 60 mm lower from 50 days after sowing (DAS) to 150 DAS in 2017, while it was 10 mm lower from 20-50 DAS in 2018.

Differences in SWC among the three cover crop treatments depended on the field experiment. No difference in SWC was observed between the three cover crop treatments in 2017, while several differences were measured and simulated in 2018 from 150 DAS. Difference in SWC between CC_M and CC_L first appeared at 150 DAS, resulting in SWC 18 mm higher for CC_M than CC_L in late March. At the same time in March, the SWC for CC_P was the same as that for BS and 70 mm higher than that for CC_M (Table 3.3). From 170 DAS to the end of the experiment, the difference in simulated SWC increased between BS and CC_P and between CC_L and CC_M , which was similar to the measurements. Simulated SWC decreased more for CC_L and CC_M than for BS and CC_P . The maximum difference in simulated SWC at the end of experiment was 89 mm, which was similar to the difference measured between CC_L and BS (fig. 3.6). Simulated cumulative water fluxes for the entire experiment are summarized in Table 4.

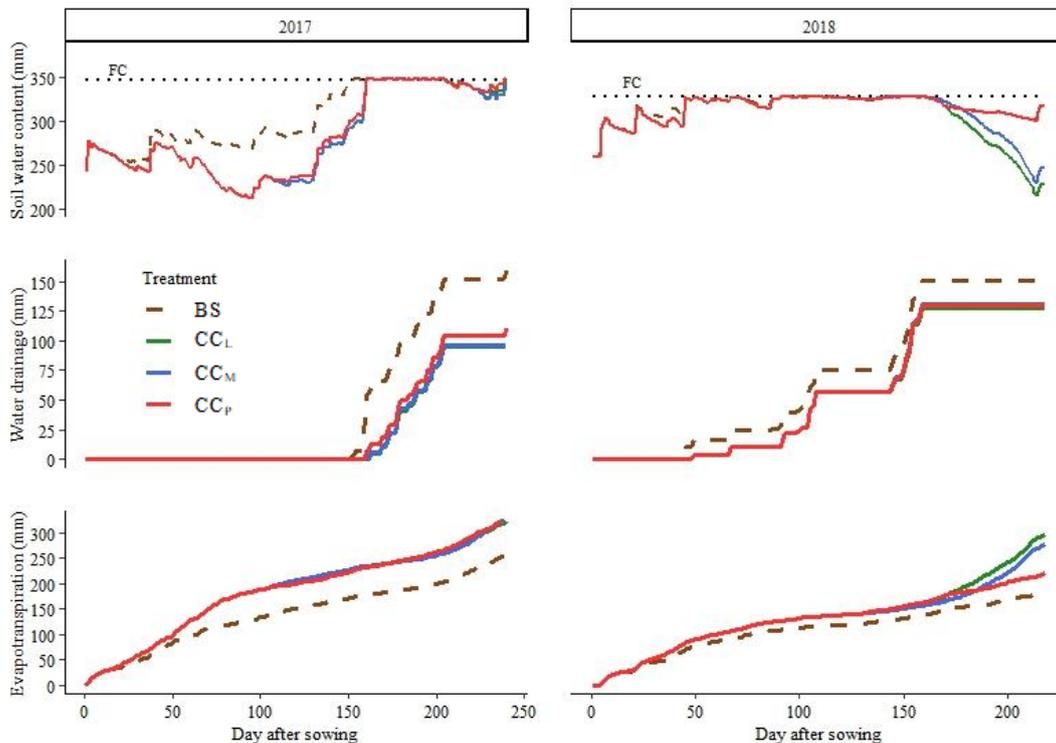


Figure 3.6. (top) Soil water content, (middle) water drainage, and (bottom) evapotranspiration after sowing cover crops during the (left) 2017 and (right) 2018 experimental years for (dashed lines) bare soil (BS) and (solid lines) the three cover crop treatments: cover crop crushed in autumn and left as mulch on the soil surface (CC_M), cover crop crushed in autumn and buried by plowing (CC_P), and cover crop terminated in April (CC_L). Dotted lines represent field capacity (FC).

For both years of the experiment, higher AET was simulated for all cover crop treatments than for BS, due to an increase in leaf transpiration and a concomitant decrease in soil evaporation due to plant cover. In 2017, the three cover crop treatments had similar simulated evapotranspiration, which was 70 mm higher than BS evaporation. The relative amounts of soil evaporation and plant transpiration differed among the cover crop treatments. CC_P had 77 mm less simulated transpiration than CC_M and 87 mm

less than CC_L , which followed the trends for dynamics and amount of aerial biomass. The difference in soil evaporation was inversely proportional to transpiration. In 2018, BS had simulated evapotranspiration 36, 93 and 111 mm lower than those for CC_P , CC_M and CC_L , respectively. The relative amounts of simulated evaporation and transpiration were similar in both years of the experiment for a given treatment (Table 3.4).

Table 3.3. Simulated soil water cycle variables for 2017 and 2018 (all in mm) in the four treatments: bare soil (BS), cover crop crushed in autumn and left as mulch on the soil surface (CC_M), cover crop crushed in autumn and buried by plowing (CC_P), and cover crop terminated in April (CC_L). SWC = soil water content.

Experiment	Treatment	Initial SWC	Evaporation	Transpiration	AET	Drainage	Final SWC
2017	BS	254	269	0	269	158	347
	CC_P	254	229	111	341	110	347
	CC_M	254	151	188	340	97	343
	CC_L	254	136	198	335	95	347
2018	BS	275	236	0	236	150	317
	CC_P	275	201	71	272	130	316
	CC_M	275	149	180	329	131	246
	CC_L	275	134	213	347	127	228

Consequently, cover crops reduced predicted water drainage by the same degree, regardless of their management in a given year. Compared to BS, reductions of ca. 60 and 15 mm were predicted in 2017 and 2018, respectively. Water drained 14 and 10 days later under cover crop treatments than under BS in 2017 and 2018, respectively, indicating a delay in filling in the soil water reserve due to higher AET.

3.4.4 Water balance in the 20-year simulations

For the two 20-year simulations, cover crop biomass simulated for CC_L ranged from 1.9-8.0 ha^{-1} (mean = 5.0 $Mg.ha^{-1}$), indicating that the biomass measured during the experiment corresponded to the largest range of biomass that could be expected at this site. Simulated cover crop biomass for CC_M and CC_P at autumn termination ranged from 2.2-6.6 $Mg.ha^{-1}$ (mean = 4.1 $Mg.ha^{-1}$), indicating that the biomass measured during the experiment lay around the mean biomass that could be expected at this site. The clover regrowth simulated for CC_M ranged from 1.0-3.5 $Mg.ha^{-1}$ (mean = 2.0 $Mg.ha^{-1}$), indicating that its regrowth measured during the experiment corresponded to the largest range of regrowth that could be expected at this site.

Over 20 years, the SWC simulated on 1 April for CC_L and CC_M differed significantly from that for BS (fig. 3.7), confirming the potential impact of cover crops on the water supply of the next cash crop in certain years. Simulated mean SWC was 50 mm between CC_L and BS (significantly different) and 60

mm between CC_M and BS, corresponding to the range simulated for the experiment. Simulated mean SWC of CC_P did not differ significantly from that of BS over the 20 years, regardless the management year used (2017 or 2018), and was often near FC.

For the 2017 management, mean SWC of CC_L differed significantly from those of CC_P and BS. The impact of CC_M depended greatly on the climate year, with high variability and a mean reduction compared to BS of ca. 60 mm. For the 2018 management, the difference in SWC between BS and CC_M was ca. 20 mm. Differences in simulated SWC were compared for 1 April. BS and CC_P reached FC (or nearly so), with little variability among climate years. Simulated SWC varied greatly for CC_L and CC_M : for 25% of climate years, it was less than 55% of TAWC. Only three of the 20 simulated years showed no difference in SWC between treatments. These years were particularly rainy in winter and spring, which frequently increased SWC to FC. The influence of sowing and destruction dates was large, with the difference between SWC for CC_L and CC_M inverted depending on the year of cover crop management simulated: median SWC for CC_M was ca. 25 mm higher and ca. 15 mm lower than that for CC_L for 2017 and 2018 management, respectively. However, these differences were not statistically significant over the 20 simulated years. Differences in simulated SWC were not due to differences in soil moisture of the 0-20 cm layer, which did not differ significantly on 1 April among the BS, CC_P , CC_M , and CC_L treatments (14.8, 14.8, 15.4, and 15.0 $cg.g^{-1}$, respectively). SWC simulated over the 20 years differed from that measured in 2017, during which all treatments reached FC, and in 2018, during which cover crops reduced SWC in spring to a degree found at the higher end of the range simulated over the 20 years.

Water drainage for BS ranged from 0-235 mm for the 20 simulated years. Three years had no drainage for both the 2017 and 2018 management years. Mean and median simulated drainage was 67 mm and 48 mm, respectively, which correspond to low drainage at that site. This indicates that the drainage observed during the experiment was among the highest 25% in 20 years, due to the high winter rainfall. The mean difference in drainage of the cover crop treatments compared to BS was 45 mm and 20 mm for the 2017 and 2018 management years, respectively (fig. 3.7). These differences represented a reduction in total drainage of ca. 50% and 25% for 2017 and 2018, respectively. For 25% of the 20 years, no drainage was simulated for the three cover crop treatments, unlike under BS, regardless of the management year used. Over 20 years with the 2018 management, CC_M had three years with the same or slightly higher drainage than BS (mean difference = +4 mm). Drainage under cover crops treatments had greater variability than that under BS: in some years, simulated drainage started on the same date under the cover crops and BS, due to a rainy autumn, while in others, drainage started up to 3 months later under cover crops than under BS, especially after a dry autumn. However, the median difference for the beginning of drainage between BS and the cover crop treatments was 14 days, which corresponds roughly to that observed in the experiment.

Like in the experiment, BS had significantly lower simulated AET over the 20 years than the cover crop treatments due to the lack of transpiration. The difference in AET between the three cover crop treatments was small but significant for 2017 management, but not significant for 2018 management. Compared to the other fluxes, AET varied the least over the 20 years.

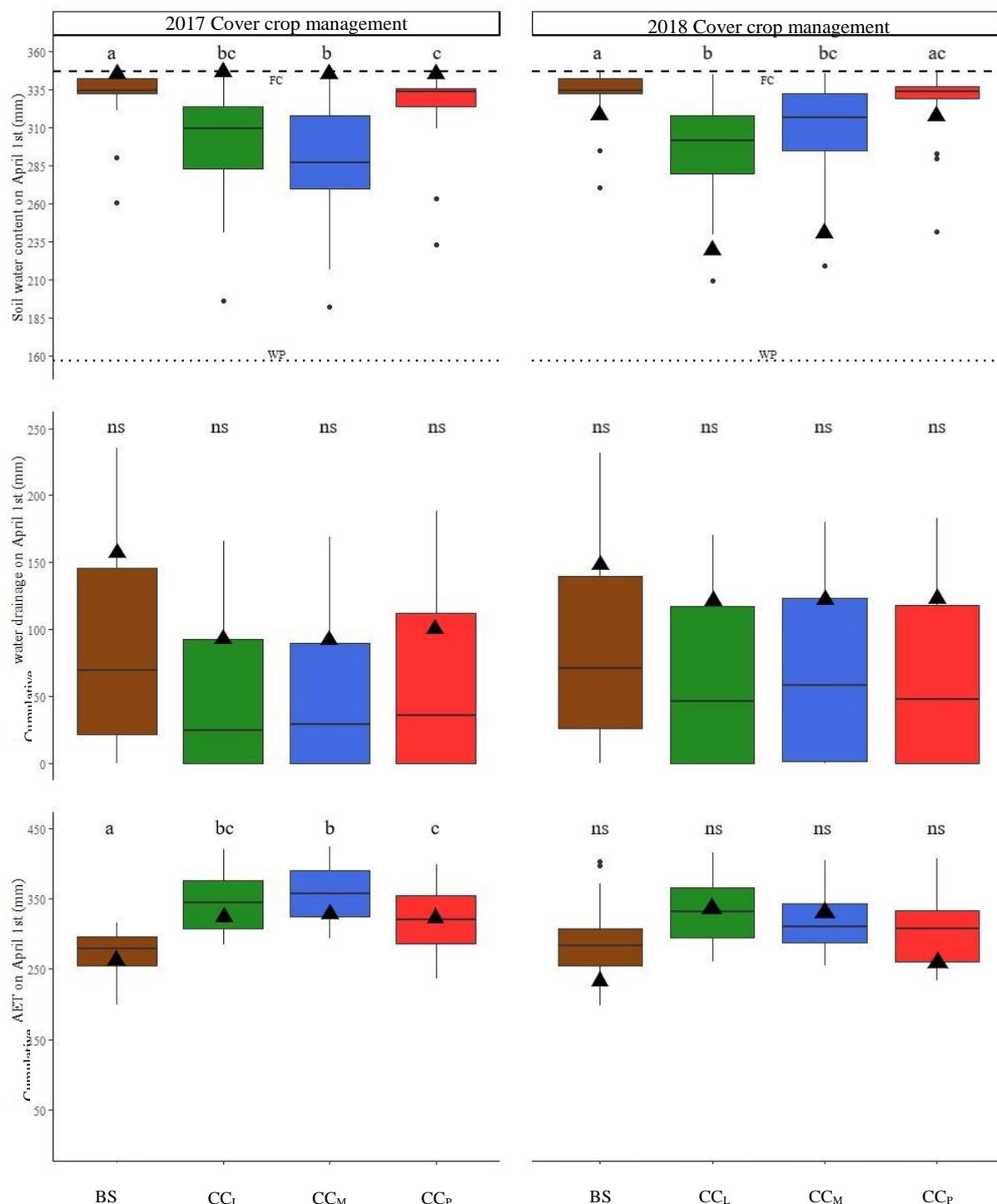


Figure 3.7. Boxplots of (top) soil water content (0-120 cm), (middle) cumulative drainage, and (bottom) cumulative AET on 1 April in the (left) 2017 and (right) 2018 experimental years according to the four treatments: bare soil (BS), cover crop crushed in autumn and left as mulch on the soil surface (CC_M), cover crop crushed in autumn and buried by plowing (CC_P), and cover crop destroyed in April (CC_L). Dashed lines represent field capacity, while dotted lines represent wilting point. triangles represent the fluxes simulated for the 2017 and 2018 experimental years. Different letters indicate a significant difference ($P < 0.05$) between treatments. ns: no significant difference. Each experimental year was analyzed separately.

3.5 Discussion

3.5.1 Influence of cover crops on soil water content for the next cash crop depends on their destruction date

Although the two years of the field experiment had similar cover crop biomass, impact of biomass on the soil water profile differed over time. From sowing to autumn destruction in 2017, water depletion was observed along the profile, while in 2018, no difference in the water profile was observed among the treatments. Differences in rainfall dynamics explain why the four treatments showed no differences in the water profile in 2017's spring, while in 2018, there was less water in the soil layers 20-60 cm deep under CC_L and CC_M.

Some studies indicated that cover crops did not influence SWC in spring, as in 2017 in our field experiment (Daigh et al., 2014), while others reported a decrease in SWC due to low rainfall in spring, as in 2018 in our field experiment (Corak et al., 1991; Restovich et al., 2012). Blanco-Canqui et al. (2011) suggested that soil moisture increases from 0-20 cm deep, but we found no difference among the treatments over the experiments or the 20-year simulations. Little rainfall before the last sampling date could have removed differences in soil moisture from 0-20 cm, which could explain why a difference was observed only from 20-60 cm.

The impact of cover crops on the yield of the following cash crop differs in the literature: some studies reported a decrease in yield (Nielsen et al., 2015b), while others reported no negative impacts (Eshel et al., 2015). In some cases, yield can increase after a cover crop, especially when legumes are used (Tonitto et al. 2006). However, these studies did not always identify why yield differed. Yield may decrease due to water stress at the beginning of the cash crop, but it can also be caused by allelopathic effects (Kessavalou and Walters, 1997) or a decrease in soil N content compared to that of bare soil (Tonitto et al., 2006). In both years of the experiment, CC_L and CC_M had lower SWC in soil layers 20-60 cm deep than BS and CC_P at the end of the experiment, which suggests that late destruction of a cover crop decreases SWC due to spring transpiration. If spring rainfall is too low to make up for this difference, growth of the next cash crop could decrease. Krueger et al. (2011) highlighted the importance of the termination date on reducing the negative impact of cover crops on yields.

The 20-year simulations showed that cover crops reduced both mean and median SWC simulated on 1 April and that spring rainfall was not sufficient to make up for the cover crops' lower SWC compared to that of BS. Indeed, the effective rainfall: which can indicate refilling of soil water, was positive for only five of the 20 years, and of these five, the soil was refilled up to FC in only two of them. SWC of CC_P did not differ significantly from that of BS, which indicates that sufficient rain fell from termination to early spring to compensate for cover crop transpiration. This indicates that early cover crop destruction avoids large differences in SWC in spring between cover crops and bare soil in temperate

and Mediterranean climates, as suggested by Alonso-Ayuso et al. (2014). Early termination could be a good way to avoid negative impact, such as pre-emptive competition for water, on the next crop. Termination dates between November and April could be a good compromise to avoid a negative impact on SWC and also could reduce nitrate leaching and soil erosion better and maximize soil C storage. Terminate cover crops before winter could be the best solution in dry regions where water is scarce. Since we tested only two destruction dates per year, however, we could not determine an optimal termination date. This should be investigated in the future, such as in a site-specific simulation study.

3.5.2 Sowing date of cover crops is key to minimizing reduction in drainage

In a recent meta-analysis, Meyer et al. (2019) reported that cover crops reduce water drainage by a mean of 27 mm compared to that under bare soil, but the reduction varies widely among studies. Depending on the year and regardless of the cover crop management, our field experiment indicated that cover crops reduce drainage by 20-60 mm, which lies in the range found in the meta-analysis. Early cover crop termination in autumn or early winter did not influence the reduction greatly, since the same drainage reduction was observed regardless of the termination date or residue management in the two years of the experiment. The 20-year simulations confirmed results of the experiment, showing no difference in drainage reduction among the cover crop treatments for a given sowing date and year. The range of annual reduction in predicted drainage over the 20 years (0-80 mm) was consistent with the variability in results reported in the literature and can explain this variability, since the impact on drainage depends on the interaction between weather conditions and cover crop management. These differences can represent a reduction of nearly 50% in years with high drainage and a complete lack of drainage in drier years. In our experiment, the decrease in drainage due to cover crops was one-third the amount with later sowing (late August) than early sowing (late July). This indicates that sowing date could be a key point to consider when analyzing the impact of cover crops on drainage, as demonstrated by Justes et al. (2017).

3.5.3 No direct relationship observed between cover crop biomass and impact on water fluxes above a certain level

Compared to bare soil, cover crops increase evapotranspiration by increasing transpiration even though their cover decreases soil evaporation. In the experiment, cover crops increased evapotranspiration by a mean of 30%. This result agrees with the literature (Nielsen et al., 2015a; Qi and Helmers, 2010), in which several studies mention the relationship between biomass and transpiration (Suyker and Verma, 2009; Tolck and Howell, 2009). However, no significant relationship was observed between cover crop biomass and evapotranspiration or drainage in either year of the experiment. Tribouillois et al. (2018) reported a correlation between cover crop biomass and an evapotranspiration. They assessed cover crops with lower biomass ($0.5\text{-}2.5 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) than we did ($> 8 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$). Crops transpiration is linked with the biomass through the leaf area index (LAI) and it is assumed that above a certain level of LAI,

transpiration does not increase in proportion, and remains constant from a certain level (Kang et al., 2003; Kristensen, 1974). This could explain why we did not observe any correlation between cover crop biomass and evapotranspiration or drainage. Tribouillois et al. (2018) also reported a strong negative correlation between the mean decrease in annual drainage and the mean increase in annual evapotranspiration due to cover crops. This latter result was found in the 2017 experimental year. However, in 2018, no significant correlation was observed between the difference in drainage and evapotranspiration. The increase in evapotranspiration influenced not only drainage, which decreased only slightly, but also the soil water content in spring, which was much lower for CCL and CCM than for BS. This could have been due to differences in rainfall distribution during the fallow period.

3.5.4 Study boundaries

3.5.4.1 Field experiment and simulations

Irrigation was applied after sowing the cover crop to ensure homogenous emergence and establishment. Irrigation in summer, which is a dry period in southwestern France, could explain the large amount of biomass observed, since strong growth of juvenile stages favored crop establishment. Since we included irrigation in the 20-year simulations, STICS also predicted large amounts of biomass. However, farmers in the region currently do not irrigate cover crops. Consequently, water stress could occur with an early sowing date, such as July or early August in our conditions, which could result in lower biomass. The impact of cover crops on the water balance could change, since the climate in southwestern France is dry in summer, and August rain is not always sufficient to ensure adequate emergence and development of cover crops to produce a sufficient amount of biomass. To evaluate the impact of irrigation, we also performed the 20-year simulations without irrigation. The results (not shown) indicated that drainage was slightly lower, but not significantly so. Predictions for the impact on SWC and the difference in drainage compared to BS were similar with or without irrigation. Without irrigation, the cover crop did not develop in some dry summers, or developed later. In such cases, cover crops would not influence water fluxes.

The field experiment was performed on two similar soils at the same INRA experimental station. The soils had high SWC due to their great depth. More investigation is required to determine the importance of cover crops on shallow soils. On shallow soils, cover crops could have less impact on drainage due to less water lost via transpiration because their roots would not extend as deep.

In 2018, soil texture in the deeper layers of the field plot varied greatly, even over short distances, which could have masked significant differences in SWC due to cover crop treatments, as predicted in the 20-year simulation. This highlights the ability of the strong complementarity between field experiments and modeling to help understand and quantify dynamic interactions between treatments and weather conditions.

3.5.4.2 STICS parameterization and initialization

An initial step in our study was to evaluate the ability of STICS to predict aerial biomass of cover crops and SWC over time for the entire fallow period to obtain satisfactory water flux simulations. Biomass and SWC were simulated sufficiently well for both years and were similar to or even an improvement on results of previous studies (Brisson et al. 2002; Coucheney et al. 2015). STICS, already used successfully to simulate drainage under cover crops (Constantin et al., 2012; Tribouillois et al., 2016), remained accurate in our study. We can therefore assume that STICS simulated the fluxes under different management practices sufficiently well. Nonetheless, we could have improved calibration of the cover crop mixture had we measured dynamics of the leaf area index, since leaf area governs transpiration.

SWC predictions would have been more accurate if soil water content had been initialized for each treatment based on measurements. However, we initialized the soil with the mean SWC measured in the four treatments to ensure that differences in simulated water fluxes would be due only to the management practices, not to different initial states caused by natural field variability. Consequently, STICS slightly overestimated the difference in SWC between CC_L and BS in 2018 and thus could have slightly overestimated the difference in drainage and evapotranspiration between cover crops and BS. Nevertheless, the simulated SWC always lay within 1 SD of observed values, which indicates that overestimates were consistent with experimental results and that predicted differences in water balance among treatments were acceptable.

3.5.5 Cover crop residues left as mulch can reduce soil evaporation and thus actual evapotranspiration

One objective of our study was to analyze the impact of cover crop residues left as mulch via mechanical crushing after the first autumn destruction (CC_M) on the water balance, since no reference was available in the literature, despite this practice's great benefit for farmers. Although not planned, the crimson clover regrew after crushing and produced a large amount of biomass. Consequently, CC_M caused changes in the water balance similar to those of CC_L. Cover crop mulch can increase SWC in the surface layer by reducing evaporation (Alliaume et al., 2014; Moschler et al., 1967; Stipešević and Kladičko, 2005), but we did not observe this effect for clover regrowth in the field experiment. It is well known that residue mulch decreases evaporation. Evapotranspiration under a cover crop destroyed early and left as mulch could result in the same cumulative AET as that under bare soil, since compared a bare soil, AET would be higher during cover crop growth, and soil evaporation would be lower after cover crop termination. Thus, a cover crop destroyed early and left as mulch could reduce drainage less than a cover crop terminated late. It could also increase soil moisture on the surface (i.e. 0-10 cm) and avoid an overly dry seedbed when the next cash crop is sown. However, it could also make the soil too wet for sowing and cause bearing-capacity problems. This demonstrates that cover crop management, especially the termination date, is important for cover crops to provide a sufficient level of services,

such as capturing nitrate or improving soil physical properties (Alonso-Ayuso et al., 2018). In dry areas where water is scarce, cover crops can reduce drainage and shallow groundwater recharge, and we hypothesize that mulching could be a good practice to maintain the services expected from cover crops, resulting in a good compromise between services and disservices. Thus, this practice could encourage green manure or catch crop services and avoid disservices by minimizing negative impacts on water-balance fluxes due to pre-emptive competition for water, which reduces drainage and water availability for the next cash crop.

3.6 Conclusion

The choice of cover crop termination date and management of cover crop residues could be a way to benefit from all the services they provide, such as the green manure effect or increasing soil physical properties in agroecological systems, while reducing their potential negative effects on the water balance. Our study highlighted the impact of different cover crop management practices and the variability of their water balance compared to that of bare soil. Cover crops clearly increase AET and reduce drainage, but do not always reduce SWC at sowing of the next cash crop, which depends greatly on the rainfall after cover crop termination. A decrease in groundwater recharge must be considered when generalizing cover crops at the regional scale, especially that of shallow groundwater, which is determined by drainage from agricultural soils. We demonstrated that later termination of cover crops could have a negative impact on the next cash crop, even when depending on spring rainfall. However, an optimal solution for cover crop management could include mechanically crushing the cover crop in autumn and leaving the residues as mulch but new experiments must be carried out to verify this hypothesis. Studies that combine field experiments and simulation modeling are required to assess this management practice for other soil and climate conditions, since the issue is also site-specific due to interactions between soil type and depth, and the amount and distribution of rainfall. The potential of cover crop mulch to reduce soil evaporation before sowing the next cash crop could be a good compromise between improving cover crop services and decreasing negative impact on the water balance and its resulting consequences.

3.7 References

- Alliaume, F., Rossing, W.A.H., Tittonell, P., Jorge, G., Dogliotti, S., 2014. Reduced tillage and cover crops improve water capture and reduce erosion of fine textured soils in raised bed tomato systems. *Agric. Ecosyst. Environ.* 183, 127–137. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.11.001>
- Alonso-Ayuso, M., Gabriel, J.L., Quemada, M., 2014. The kill date as a management tool for cover cropping success. *PLoS One* 9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0109587>
- Alonso-Ayuso, M., Quemada, M., Vanclooster, M., Ruiz-Ramos, M., Rodriguez, A., Gabriel, J.L., 2018. Assessing cover crop management under actual and climate change conditions. *Sci. Total Environ.* 621, 1330–1341. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.095>
- Beaudoin, N., Launay, M., Sauboua, E., Ponsardin, G., Mary, B., 2008. Evaluation of the soil crop model STICS over 8 years against the “on farm” database of Bruyères catchment. *Eur. J. Agron.* 29, 46–57. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2008.03.001>
- Bergez, J.E., Colbach, N., Crespo, O., Garcia, F., Jeuffroy, M.H., Justes, E., Loyce, C., Munier-Jolain, N., Sadok, W., 2010. Designing crop management systems by simulation. *Eur. J. Agron.* 32, 3–9. <https://doi.org/10.1016/J.EJA.2009.06.001>
- Blanco-Canqui, H., Mikha, M.M., Presley, D.R., Claassen, M.M., 2011. Addition of Cover Crops Enhances No-Till Potential for Improving Soil Physical Properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 75, 1471. <https://doi.org/10.2136/sssaj2010.0430>
- Brisson, N., Gary, C., Justes, E., Roche, R., Mary, B., Ripoche, D., Zimmer, D., Sierra, J., Bertuzzi, P., Burger, P., Bussi re, F., Cabidoche, Y.M., Cellier, P., Debaeke, P., Gaudill re, J.P., H nault, C., Maraux, F., Seguin, B., Sinoquet, H., 2003. An overview of the crop model STICS. *Eur. J. Agron.* 18, 309–332. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(02\)00110-7](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00110-7)
- Brisson, N., Launay, M., Mary, B., Beaudoin, N., 2009. Conceptual Basis, Formalisations and Parameterization of the Stics Crop Model. *Updat. Sci. Technol.* 304.
- Brisson, N., Ruget, F., Gate, P., Lorgeoud, J., Nicoulaud, B., Tayot, X., Plenet, D., Jeuffroy, M.-H., Bouthier, A., Ripoche, D., Mary, B., Justes, E., 2002. STICS: a generic model for simulating crops and their water and nitrogen balances. II. Model validation for wheat and maize. *Agronomie* 69–92. <https://doi.org/10.1051/agro>
- Chen, G., Weil, R.R., 2010. Penetration of cover crop roots through compacted soils. *Plant Soil* 331, 31–43. <https://doi.org/10.1007/s11104-009-0223-7>
- Chen, G., Weil, R.R., Hill, R.L., 2014. Effects of compaction and cover crops on soil least limiting water range and air permeability. *Soil Tillage Res.* 136, 61–69. <https://doi.org/10.1016/j.still.2013.09.004>
- Constantin, J., Beaudoin, N., Launay, M., Duval, J., Mary, B., 2012. Long-term nitrogen dynamics in various catch crop scenarios: Test and simulations with STICS model in a temperate climate. *Agric. Ecosyst. Environ.* 147, 36–46. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.06.006>
- Corak, S.J., Frye, W.W., Smith, M.S., 1991. Legume Mulch and Nitrogen Fertilizer Effects on Soil Water and Corn Production.
- Coucheney, E., Buis, S., Launay, M., Constantin, J., Mary, B., Garcia de Cortazar-Atauri, I., Ripoche, D., Beaudoin, N., Ruget, F., Andrianarisoa, K.S., Le Bas, C., Justes, E., Léonard, J., 2015. Accuracy, robustness and behavior of the STICS soil-crop model for plant, water and nitrogen outputs: Evaluation over a wide range of agro-environmental conditions in France. *Environ. Model. Softw.* 64, 177–190. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.11.024>
- Cou del, A., Alletto, L., Kirkegaard, J., Justes,  ., 2018a. Crucifer glucosinolate production in legume-crucifer cover crop mixtures. *Eur. J. Agron.* 96, 22–33. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2018.02.007>
- Cou del, A., Alletto, L., Tribouillois, H., Justes,  ., 2018b. Cover crop crucifer-legume mixtures provide effective nitrate catch crop and nitrogen green manure ecosystem services. *Agric. Ecosyst. Environ.* 254, 50–59. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.017>
- Daigh, A.L., Helmers, M.J., Kladvik, E., Zhou, X., Goeken, R., Cavdini, J., Barker, D., Sawyer, J., 2014. Soil water during the drought of 2012 as affected by rye cover crops in fields in Iowa and Indiana. *J. Soil Water Conserv.* 69, 564–573. <https://doi.org/10.2489/jswc.69.6.564>

- Eshel, G., Egozi, R., Goldwasser, Y., Kashti, Y., Fine, P., Hayut, E., Kazukro, H., Rubin, B., Dar, Z., Keisar, O., DiSegni, D.M., 2015. Benefits of growing potatoes under cover crops in a Mediterranean climate. *Agric. Ecosyst. Environ.* 211, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.05.002>
- Haramoto, E.R., Gallandt, E.R., 2005. Brassica cover cropping: I. Effects on weed and crop establishment. *Weed Sci.* 53, 695–701. <https://doi.org/10.1614/WS-04-162R.1>
- IPCC, 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Intergov. Panel Clim. Chang. Work. Gr. I Contrib. to IPCC Fifth Assess. Rep. (AR5)(Cambridge Univ Press. New York) 1535. <https://doi.org/10.1029/2000JD000115>
- Jamagne, M., Betremieux, R., Begon, J.C., Mori, A., 1977. Quelques donnees sur la variabilite dans le milieu naturel de la reserve en eau des sols. *Bull Tech Inf Minist Agric Paris.*
- Justes, E., 2017. Cover crops for sustainable farming, *Cover Crops for Sustainable Farming.* <https://doi.org/10.1007/978-94-024-0986-4>
- Kang, S., Gu, B., Du, T., Zhang, J., 2003. Crop coefficient and ratio of transpiration to evapotranspiration of winter wheat and maize in a semi-humid region. *Agric. Water Manag.* 59, 239–254. [https://doi.org/10.1016/S0378-3774\(02\)00150-6](https://doi.org/10.1016/S0378-3774(02)00150-6)
- Kaye, J.P., Quemada, M., 2017. Using cover crops to mitigate and adapt to climate change. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 37, 4. <https://doi.org/10.1007/s13593-016-0410-x>
- Kessavalou, A., Walters, D.T., 1997. Winter rye cover crop following soybean under conservation tillage. *Agron. J.* 91, 643–649.
- Kornecki, T.S., Arriaga, F.J., Price, A.J., Balkcom, K.S., 2013. Effects of recurrent rolling/crimping operations on cover crop termination, soil moisture, and soil strength for conservation organic systems. *Appl. Eng. Agric.* 29, 841–850. <https://doi.org/10.13031/aea.29.10186>
- Kristensen, K.J., 1974. Actual Evapotranspiration in Relation To Leaf Area. *Hydrol. Res.* 5, 173–182. <https://doi.org/10.2166/nh.1974.0012>
- Krueger, E.S., Ochsner, T.E., Porter, P.M., Baker, J.M., 2011. Winter rye cover crop management influences on soil water, soil nitrate, and corn development. *Agron. J.* 103, 316–323. <https://doi.org/10.2134/agronj2010.0327>
- Meyer, N., Bergez, J.-E., Constantin, J., Justes, E., 2019. Cover crops reduce water drainage in temperate climates : A meta-analysis. *Agron. Sustain. Dev.* 39: 3. <https://doi.org/10.1007/s13593-018-0546-y>
- Moschler, W.W., Shear, G.M., Hallok, D.L., Sears, R.D., Jones, G.D., 1967. Winter Cover Crops for Sod-Planted Corn: Their Selection and Management1. *Agron. J.* 59, 547. <https://doi.org/10.2134/agronj1967.00021962005900060018x>
- Nielsen, D.C., Lyon, D.J., Hergert, G.W., Higgins, R.K., Calderón, F.J., Vigil, M., 2015a. Cover crop mixtures do not use water differently than single-species plantings. *Agron. J.* 107, 1025–1038. <https://doi.org/10.2134/agronj14.0504>
- Nielsen, D.C., Lyon, D.J., Hergert, G.W., Higgins, R.K., Holman, J.D., 2015b. Cover crop biomass production and water use in the Central Great Plains. *Agron. J.* 107, 2047–2058. <https://doi.org/10.2134/agronj15.0186>
- Pedrosa De Azevedo, D.M., Landivar, J., Vieira, R.M., Moseley, D., 1999. The effect of cover crop and crop rotation on soil water storage and on sorghum yield. *Pesqui. Agropecu. Bras.* 34, 391–398. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X1999000300010>
- Poeplau, C., Don, A., 2015. Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops - A meta-analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 200, 33–41. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.024>
- Qi, Z., Helmers, M.J., 2010. Soil Water dynamics under winter rye cover crop in central Iowa. *Vadose Zo. J.* 9, 53–60. <https://doi.org/10.2136/vzj2008.0163>
- Qi, Z., Helmers, M.J., Malone, R.W., Thorp, K.R., 2011. Simulating Long-Term Impacts of Winter Rye Cover Crop on Hydrologic Cycling and Nitrogen Dynamics for a Corn-Soybean Crop System. *Trans. Asabe* 54, 1575–1588.
- Restovich, S.B., Andriulo, A.E., Portela, S.I., 2012. Introduction of cover crops in a maize–soybean rotation of the Humid Pampas: Effect on nitrogen and water dynamics. *F. Crop. Res.* 128, 62–70. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2011.12.012>

- Ryder, M.H., Fares, A., 2008. Evaluating cover crops (sudex, sunn hemp, oats) for use as vegetative filters to control sediment and nutrient loading from agricultural runoff in a Hawaiian watershed. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 44, 640–653. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2008.00189.x>
- Schipanski, M.E., Barbercheck, M., Douglas, M.R., Finney, D.M., Haider, K., Kaye, J.P., Kemanian, A.R., Mortensen, D.A., Ryan, M.R., Tooker, J., White, C., 2014. A framework for evaluating ecosystem services provided by cover crops in agroecosystems. *Agric. Syst.* 125, 12–22. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2013.11.004>
- Stipešević, B., Kladičko, E.J., 2005. Effects of winter wheat cover crop desiccation times on soil moisture, temperature and early maize growth. *Plant, Soil Environ.* 51, 255–261.
- Suyker, A.E., Verma, S.B., 2009. Evapotranspiration of irrigated and rainfed maize-soybean cropping systems. *Agric. For. Meteorol.* 149, 443–452. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2008.09.010>
- Team, R.C., 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing.
- Tolk, J.A., Howell, T.A., 2009. Transpiration and yield relationships of grain sorghum grown in a field environment. *Agron. J.* 101, 657–662. <https://doi.org/10.2134/agronj2008.0079x>
- Tonitto, C., David, M.B., Drinkwater, L.E., 2006. Replacing bare fallows with cover crops in fertilizer-intensive cropping systems: A meta-analysis of crop yield and N dynamics. *Agric. Ecosyst. Environ.* 112, 58–72. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.07.003>
- Tosti, G., Benincasa, P., Farneselli, M., Tei, F., Guiducci, M., 2014. Barley-hairy vetch mixture as cover crop for green manuring and the mitigation of N leaching risk. *Eur. J. Agron.* 54, 34–39. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.11.012>
- Tribouillois, H., Cohan, J.P., Justes, E., 2016. Cover crop mixtures including legume produce ecosystem services of nitrate capture and green manuring: assessment combining experimentation and modelling. *Plant Soil* 401, 347–364. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2734-8>
- Tribouillois, H., Constantin, J., Justes, E., 2018a. Cover crops mitigate greenhouse gases balance but reduce drainage under climate change scenarios in temperate climate with dry summers. *Glob. Chang. Biol.* 1–17. <https://doi.org/10.1111/gcb.14091>
- Tribouillois, H., Constantin, J., Justes, E., 2018b. Analysis and modeling of cover crop emergence: Accuracy of a static model and the dynamic STICS soil-crop model. *Eur. J. Agron.* 93, 73–81. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2017.12.004>
- Tribouillois, H., Cruz, P., Cohan, J.P., Justes, E., 2015. Modelling agroecosystem nitrogen functions provided by cover crop species in bispecific mixtures using functional traits and environmental factors. *Agric. Ecosyst. Environ.* 207, 218–228. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.04.016>
- Wallach, D., 2014. Working with Dynamic Crop Models 2nd Edition.
- Wallach, D., Buis, S., Lecharpentier, P., Bourges, J., Clastre, P., Launay, M., Bergez, J.E., Guerif, M., Soudais, J., Justes, E., 2011. A package of parameter estimation methods and implementation for the STICS crop-soil model. *Environ. Model. Softw.* 26, 386–394. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2010.09.004>
- Wells, M.S., Reberg-Horton, S.C., Mirsky, S.B., 2014. Cultural Strategies for Managing Weeds and Soil Moisture in Cover Crop Based No-Till Soybean Production. *Weed Sci.* 62, 501–511. <https://doi.org/10.1614/WS-D-13-00142.1>
- Williams, S., Weil, R.R., 2004. Crop cover root channels may alleviate soil compaction effects on soybean crop. *Education* 1403–1409.
- Yu, Y., Loiskandl, W., Kaul, H.P., Himmelbauer, M., Wei, W., Chen, L., Bodner, G., 2016. Estimation of runoff mitigation by morphologically different cover crop root systems. *J. Hydrol.* 538, 667–676. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.04.060>

Chapitre 4 - Les modifications du bilan hydrique produites par les CIMS en interculture n'entraînent pas de stress hydrique sur la culture principale suivante

Nicolas Meyer¹ & Jacques-Eric Bergez¹ & Eric Justes^{1,2} & Julie Constantin¹

¹ AGIR, Université de Toulouse, INRA, Castanet-Tolosan, France

² CIRAD, Département PERSYST, Montpellier, France

Ce chapitre sera soumis très prochainement dans une revue internationale à comité de lecture.

4.1 Introduction

Les cultures intermédiaires multi-services (CIMS), sont un pilier de l'agroécologie et une clé pour diversifier les systèmes de cultures (Duru et al., 2015). Les nombreux services qu'elles produisent devraient induire une plus grande adoption par les agriculteurs pour les utiliser selon leurs besoins et objectifs. Ceci est déjà le cas, dans les zones « vulnérables nitrates » où elles sont obligatoires en interculture longue, mobilisant ainsi des services de réduction d'érosion du sol, d'effet engrais vert pour l'azote ou encore de lutte contre les adventices (Ryder and Fares, 2008; Schipanski et al., 2014; Tosti et al., 2014). Cependant dans un contexte de changement climatique avec des prévisions d'augmentation de la température et de pression accrue dans les régions sèches sur la ressource en eau due à des modifications de pluviométrie (IPCC, 2013), une généralisation de l'utilisation des CIMS en intercultures pourraient accroître la pression de l'agriculture sur la ressource en eau.

Les CIMS modifient le bilan hydrique et les flux d'eau à l'échelle de la parcelle (Meyer et al., 2020). Comparées à un sol nu, les CIMS augmentent l'évapotranspiration (Nielsen et al., 2015a; Qi and Helmers, 2010), provenant d'une baisse de l'évaporation du sol et d'une augmentation de la transpiration du couvert (Unger and Vigil, 1998). Les CIMS améliorent l'infiltration de l'eau dans le sol et réduisent le ruissellement (Yu et al., 2016). Il est aussi admis que les CIMS réduisent en général le drainage (Meyer et al., 2019). Cependant, l'importance de ces processus est extrêmement variable selon le contexte pédoclimatique et les modes de gestions des CIMS. De plus, il est difficile de tirer des conclusions générales tant les références disponibles dans la littérature rapportent des expérimentations réalisées dans des conditions très variées d'interculture, de sol, de climat et de gestion des CIMS. Comprendre ces interactions entre les CIMS, les conditions pédoclimatiques et leurs impacts potentiels positifs ou négatifs sur les cultures marchandes suivantes est pourtant crucial pour aider à la généralisation des CIMS. Certaines références soulignent notamment l'importance de la date de destruction du couvert afin de ne pas pénaliser la culture principale suivante (Alonso-Ayuso et al., 2014; Clark et al., 1997). Des auteurs mettent aussi en évidence l'impact de la date de la levée des CIMS et potentiellement de la date de semis sur le bilan hydrique (Constantin and Justes, 2012). Cependant, peu d'études étudient les interactions entre gestion et impacts sur le bilan hydrique complet.

L'objectif de notre étude est de mettre en évidence l'impact de différentes gestions des CIMS sur le bilan hydrique durant l'interculture et sur la culture marchande suivante dans des contextes pédoclimatiques variés. Nous faisons l'hypothèse que le mode de gestion des CIMS à savoir choix de l'espèce, la date de semis et de destruction et la gestion des résidus de CIMS doit être réfléchi localement selon le site d'implantation et ses spécificités pédoclimatiques et la succession de cultures principales. Ainsi, dans un contexte de changement climatique, broyer les CIMS durant l'hiver et laisser les résidus en mulch pourrait diminuer les impacts négatifs induit par les CIMS sur le bilan hydrique en limitant l'évapotranspiration et ainsi en permettant une même disponibilité de la quantité d'eau disponible pour la culture suivante. L'objectif est de produire le meilleur compromis des services écosystémiques visés

par leur usage. Pour quantifier l'effet des CIMS sur le cycle de l'eau, il peut être nécessaire de mettre en place des dispositifs expérimentaux de longues durée pour quantifier les flux. Ceux-ci sont coûteux en temps, argent et main d'œuvre, pour quantifier les flux. Une autre stratégie est d'utiliser des modèles de cultures qui peuvent être de précieux outils pour simuler et estimer l'impact des CIMS sur les composantes du système sol – plante – atmosphère dans des contextes variés de sol et de climat (Bergez et al., 2010). C'est la stratégie que nous avons utilisée pour analyser l'effet du mode de gestion des CIMS sur le bilan hydrique. Nous avons choisi d'utiliser le modèle de culture STICS (Brisson et al., 2009, 2003), déjà largement évalué dans des contextes pédoclimatiques français et pour plusieurs cultures, de vente et intermédiaires (CIMS). Ces performances ont été classées « satisfaisantes » à « très bonnes » sur la majorité des variables analysées, notamment sur le stock d'eau du sol et la biomasse des cultures (Coucheney et al., 2015). STICS a notamment déjà été utilisé pour simuler les CIMS et notamment observer leurs impacts à plus ou moins long terme sur le stock d'eau et d'azote et l'effet « piège à nitrates » (Constantin et al., 2012; Tribouillois et al., 2018a; Meyer et al., 2020a *under revision*).

4.2 Matériels et Méthodes

L'approche par simulation a consisté à réaliser des simulations d'introduction de cultures intermédiaires (CIMS) sur plusieurs sites contrastés du bassin Adour-Garonne (BAG) avec le modèle STICS préalablement calibré et validé pour les espèces utilisées (Constantin et al., 2015b; Meyer et al., 2020a *under revision*). Le travail a consisté en des simulations réalisées sur cinq sites, correspondant à un transect Est-Ouest du BAG pour y étudier l'impact de la variabilité pédoclimatique. Le plan de simulation a pris en compte quatre espèces de CIMS avec différentes gestions : i) quatre dates de semis, ii) quatre dates de destruction, iii) deux modes de gestion des résidus après la destruction. Leur impact a été comparé par rapport à une référence en sol nu (sans couvert végétal) sur le bilan hydrique, la lixiviation d'azote nitrique et les productions de grains de deux cultures principales suivantes : du tournesol non irrigué et du maïs irrigué.

4.2.1 Zone d'étude

La zone d'étude est située dans le bassin versant Adour-Garonne (BAG) dans le Sud-Ouest de la France. Nous avons choisi cinq parcelles agricoles positionnées sur un transect Est-Ouest : i) « LAB », dans les Landes, ii) « CAS », au nord de Pau, iii) « DUM », dans le Gers, iv) « AUZ », au sud de Toulouse et v) « ROB » au sud de Castres (figure 4.1). Les textures de sol sont variables sur le BAG avec notamment des sols sableux à l'Ouest, des argiles sableuses et des limons contenant plus ou moins d'argile plus au sud (table 4.1). Outre la variabilité texturale, choisir ces cinq sites permet aussi d'observer une grande variabilité climatique (figure 4.2).

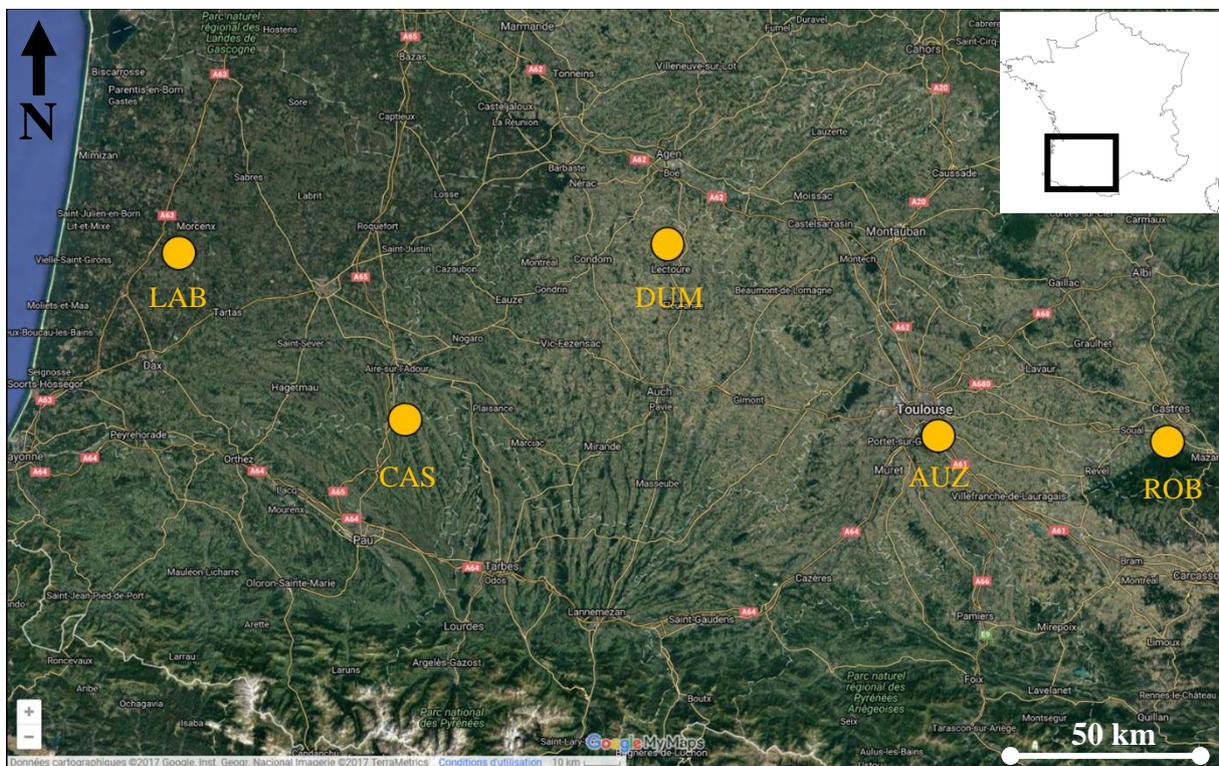


Figure 4.1. Situation géographique de la zone d'étude et des sites choisis.

4.2.1.1 Caractéristiques des sols

Les sols des cinq sites sont contrastés, allant de sols sableux à des limons argileux d'après le triangle de texture (Jamagne et al., 1977) (table 4.1). Les humidités à la capacité au champ et au point de flétrissement permanent ont été déterminées par des fonctions de pédotransfert à partir de la texture. Pour les cinq sites, nous avons pris une profondeur de 90 cm permettant d'avoir la même profondeur de sol explorée par les cultures, ce qui est un choix méthodologique permettant de comparer plus simplement les situations vis-à-vis du bilan hydrique et notamment du drainage.

Table 4.1. Données des sols des cinq sites composant la zone d'étude : situation géographique, pluviométrie moyenne par an, texture du sol, profondeur de sol, teneur en argile entre 0 et 25 cm de profondeur, teneur en N organique sur 0-25 cm de profondeur, densité apparente moyenne, stock en eau à la capacité au champ, stock en eau au point de flétrissement permanent et RU (différence de stock d'eau à Hcc et Hpf).

Site	AUZ	CAS	DUM	LAB	ROB
Latitude	43°30' N	43°29' N	43°56' N	43°55' N	43°42' N
Longitude	1°29' E	0°19' W	0°37' E	0°55' W	2°12' E
Pluviométrie (mm.an ⁻¹)	718	1057	665	1169	772
Texture de sol	Limon argileux	Limon fin	Argile sableuse	Sable	Limon argileux
Profondeur (m)	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
Teneur en argile sur 0-25 cm (%)	30.6	15.5	45.3	4.3	34.9
Da moyenne (g.cm ⁻³)	1.48	1.45	1.5	1.35	1.4
Stock eau à Hcc (mm)	243	278	392	98	403
Stock eau à Hpf (mm)	137	131	243	36	239
RU (mm)	106	147	149	62	164

4.2.1.2 Données climatiques

Pour chaque site, nous avons utilisé le climat spatialisé à la maille SAFRAN (Système d'Analyse Fournissant des Renseignements Atmosphériques à la Neige) (Durant et al., 1993) correspondant à la situation géographique. Les variables journalières nécessaires à STICS ont été extraites : précipitations, rayonnement, températures minimales et maximales, vitesse moyenne du vent à 2 mètres et humidité de l'air.

Les cinq sites sélectionnés ont pour objectif de représenter la variabilité climatique spécifique présente au sein du BAG, pour les zones de grandes cultures (et hors zone de montagne). Ainsi, la pluviométrie annuelle moyenne (P), calculée sur 18 ans (1990-2017) sur les sites sélectionnés va de 650 mm à 1200 mm et l'évapotranspiration potentielle (ETP) de 790 à 950 mm par an. Les moyennes mensuelles de la différence entre précipitations et évapotranspiration potentielle, indicateur de déficit hydrique mettent en évidence des différences climatiques importantes entre les sites. Ainsi, dans notre panel, deux sites humides (CAS et LAB) ne présentent pas de déficit hydrique ($P-ETP > 0$) sur 7 à 8 mois ; les périodes de déficit étant en été. Sur les trois autres sites, les moyennes mensuelles mettent en évidence des déficits hydriques sur près de 8 mois de l'année entre 1990 et 2017 (figure 4.2).

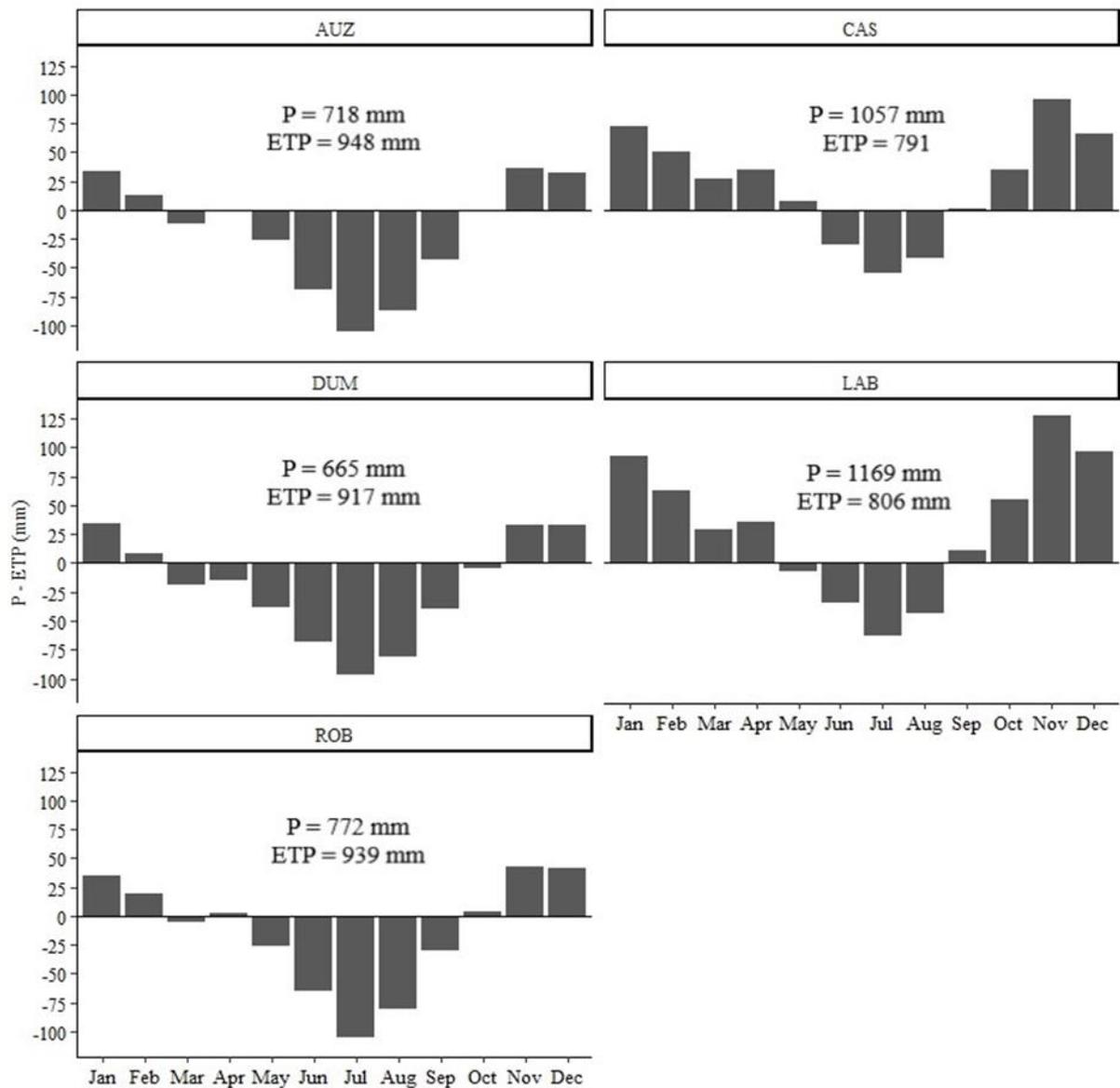


Figure 4.2. Moyenne mensuelle de la différence entre les précipitations et l'évapotranspiration potentielle entre 1990 et 2017 pour chaque site de la zone d'étude.

4.2.2 Méthodologie de simulation

4.2.2.1 Vue d'ensemble du modèle

Le modèle STICS (Brisson et al., 2003) que nous avons utilisé simule quotidiennement la croissance des cultures et les bilans d'eau, de carbone et d'azote sous l'effet du climat, du sol, des cultures et des itinéraires techniques. Le sol est modélisé selon une approche « par réservoir ». Il est divisé au maximum en cinq couches avec des caractéristiques spécifiques comme la densité apparente et les humidités caractéristiques (humidité à la capacité au champ et au point de flétrissement permanent) et la teneur en graviers/cailloux. L'eau du sol est simulée quotidiennement par la différence entre les apports d'eau (précipitation et irrigation) et les pertes (transpiration des plantes, évaporation du sol, ruissellement et drainage). Le stress hydrique de la plante est défini par un indice de stress correspondant au ratio entre

la transpiration réelle et la transpiration maximale potentielle de la plante. L'azote minéral du sol est simulé quotidiennement par la différence entre les entrées d'azote (minéralisation de l'humus et des résidus, et apports d'engrais) et les sorties (absorption par les plantes, et pertes par lixiviation de nitrates, sous forme gazeuses de N₂O et Nh₃ ou de réorganisation de NH₄ en azote organique humifié). L'indice de stress associé à la nutrition de la plante en azote correspond au ratio entre l'actuelle concentration en azote de la plante et la teneur critique (minimale d'azote permettant la vitesse de croissance maximale) (Gastal and Lemaire, (2002). Enfin, lorsque des plantes, sont sénescentes ou détruites avec les résidus laissés à la surface du sol, ce mulch végétal diminue l'évaporation du sol en relation avec la quantité de biomasses couvrant le sol. Le mulch peut aussi intercepter une part des pluies et de l'irrigation ; cette eau, retenue dans le mulch, est évaporée selon la demande évaporatoire (Brisson et al., 2009).

4.2.2.2 Plan de simulation

Pour les cinq sites, nous avons simulé un sol nu (sans couvert végétal) comme témoin et quatre espèces de CIMS lors d'une interculture longue entre une culture d'hiver et une culture de printemps, avec des conduites de CIMS sans irrigation, ni fertilisation : la moutarde blanche (*Sinapis alba*), la vesce commune (*Vicia sativa*), le ray-grass italien (*Lolium multiflorum*) et un mélange bi-spécifique de trèfle incarnat (*Trifolium incarnatum*) et de moutarde d'Abyssinie (*Brassica carinata*). Ces quatre espèces ou mélange d'espèces ont été choisis pour leur croissance contrastée, leur production et C/N potentiel de la biomasse, leur sensibilité variable au stress hydrique, aux températures élevées et au gel ainsi que leur sensibilité différente à la disponibilité en azote minéral du sol (légumineuse ou non).

Nous avons testé quatre dates de semis pour les CIMS entre le 5 août et le 20 septembre. Nous avons ensuite testé quatre dates de destruction de CIMS allant du 15 novembre jusqu'au 15 avril, jour précédant le semis de la culture principale suivante. De plus, nous avons simulé deux modes de gestion des résidus des CIMS, enfouis ou laissés en mulch, entre la destruction et le semis de la culture principale, date à laquelle les résidus sont enfouis dans tous les cas. Enfin, nous avons simulé deux cultures principales semées le 16 avril : un maïs (*Zea mays L*) irrigué (avec une irrigation automatique déclenchée en cas d'indice de satisfaction hydrique inférieure à 85 %) et un tournesol (*Helianthus annuus*) cultivé en pluvial (« en sec », sans irrigation). Les apports d'azote minéral pour les cultures principales ont été fixés selon les enquêtes des pratiques culturales (agreste 2006-2011) du BAG. Les paramètres du plan de simulation sont donnés disponible dans la table 4.2. Les années climatiques, simulées indépendamment, s'étalent entre 1991 et 2017. Au total, ce sont 50 310 simulations qui ont été réalisées pour analyser les modes de gestions des CIMS.

4.2.3.3 Initialisation du modèle

La méthode d'initialisation du modèle pour l'eau et l'azote minéral du sol est identique pour les cinq sites. Le sol est divisé avec 4 couches considérées comme chacune homogène (valeurs identiques de Hcc, Hpf et Da) : 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm et 60-90 cm.

Pour initialiser la teneur en eau de chaque horizon de sol, nous avons simulé une culture de blé en précédent du semis des CIMS. Il y a donc une initialisation hydrique différente pour chaque année climatique, qui dépend du climat de l'année précédente. Nous avons initialisé le profil d'azote minéral avec un faible reliquat de 18 N.ha⁻¹ d'azote par hectare, répartis de manière homogène sur le profil de sol ; cette valeur correspond à une culture de blé bien gérée, ce qui n'est pas toujours le cas en situation agricole, mais cela, nous n'avons pas pour objectif de tester cette hypothèse dans notre objectif de travail.

Table 4.2. Données du plan de simulation : culture précédent le semis de la CIMS, initialisation en azote et en eau du sol, mode de gestion de l'interculture, espèce de CIMS choisies, date et profondeur du travail du sol, date de semis et de destruction des CIMS, mode de gestion des résidus, choix de la culture marchande suivante, date de semis, récolte, irrigation et amendement en azote de la culture marchande.

Culture précédente	Blé tendre
Initialisation de l'eau dans le sol	Simulé par STICS avec une simulation de blé pour chaque année
Initialisation de l'azote dans le sol (N)	Déterminé par un expert, 18 kgN.ha ⁻¹ répartis sur la profondeur du profil de sol
Gestion de l'interculture	<ul style="list-style-type: none"> • Sol nu • CIMS
Espèces de CIMS	<ul style="list-style-type: none"> • Ray-Grass Italien • Moutarde Blanche • Vesce Commune • Mélange bi-spécifique
Date et profondeur du travail du sol	<ul style="list-style-type: none"> • Semis des CIMS à 3 cm • Le 15 Avril à 10 cm
Date de semis des CIMS	<ul style="list-style-type: none"> • 5 Août • 20 Août • 5 Septembre • 20 Septembre
Date de destruction des CIMS	<ul style="list-style-type: none"> • 15 Novembre • 15 Décembre • 15 Mars • 15 Avril
Mode de gestion des résidus	<ul style="list-style-type: none"> • Résidus laissés en mulch à la surface du sol • Résidus retournés par le labour (20 cm)
Culture principale suivante	<ul style="list-style-type: none"> • Maïs • Tournesol
Date de semis de la culture principale	16 Avril
Date récolte de la culture principale	<ul style="list-style-type: none"> • Maïs : 20 Novembre • Tournesol : 16 Octobre
Irrigation de la culture principale	<ul style="list-style-type: none"> • Maïs : irrigation automatique gérée par STICS • Tournesol : pas d'irrigation
Apport d'azote pour la culture principale	<ul style="list-style-type: none"> • Maïs : 190kg.ha⁻¹ en deux apports le 20 Avril et le 4 Juin • Tournesol : 50 kg.ha⁻¹ le 22 Avril
Années climatiques simulées	<ul style="list-style-type: none"> • Entre 1991 et 2017

4.2.3 Analyse de données et statistiques

Nous avons calculé des différences et des ratios sur les variables d'intérêts entre la simulation témoin en sol nu en interculture et les différentes simulations avec des CIMS (chaque espèce, date de semis et destruction et modalité de gestion des résidus) pour chaque site, par année. Les variables d'intérêt analysées dans les résultats concernent (1) les cultures avec la biomasse aérienne et la quantité d'azote absorbée et fixée par les CIMS, le rendement des cultures de ventes et les indices de stress azotés et hydriques associés, (2) le bilan hydrique avec le drainage, l'ETR, l'irrigation calculée sur le maïs et la teneur en eau du sol au semis de la culture de vente et (3) le bilan d'azote avec la quantité d'azote nitrique lixiviée et celle disponible au semis de la culture suivante. L'analyse des effets des CIMS porte plus précisément sur : (1) l'évapotranspiration, le drainage et la quantité de nitrates lixiviée cumulée durant l'interculture et la succession de culture ; (2) les stocks d'eau et d'azote minéral du sol entre 0 et 90 cm de profondeur et l'humidité du sol entre 0 et 10 cm de profondeur au 15 avril, la veille du semis de la culture principale suivante ; (3) les rendements en maïs et en tournesol ainsi que les stress hydriques et azotés induits, et sur l'irrigation du maïs. Pour les variables cumulatives telles que le drainage, l'évapotranspiration réelle et l'azote nitrique lixivié, nous avons distingué deux phases pour l'analyse : d'une part, les cumuls durant l'interculture, du 1^{er} août au 15 avril et d'autre part, les cumuls sur la succession de cultures, c'est-à-dire durant l'interculture précédente (après la récolte de la culture précédente) et jusqu'à la récolte de la culture principale en fin d'été ou en automne, soit sur un peu plus d'une année. Les années climatiques ont été considérées comme des répétitions.

Nous avons analysé l'influence des facteurs comme le site pédoclimatique (PD), le choix de l'espèce de CIMS (E), la date de semis (S) et de destruction (D), et la gestion des résidus (R) sur nos différentes variables d'intérêts (VI) durant l'interculture (biomasse des CIMS, et les différences d'ETR, de drainage, de stock d'eau et d'azote, d'humidité de surface et de lixiviation comparé à un sol nu). Après avoir testé la normalité et l'homogénéité des variances de notre base de données de simulation, nous avons utilisé une ANOVA. Le grand nombre de simulations et de répétitions augmentant le nombre de degrés de liberté de l'ANOVA, l'ensemble des facteurs mettent en évidence des différences significatives entre les différents modes de gestions pour toutes les variables d'intérêts. L'intérêt de l'ANOVA est de ce fait de déterminer la part de variance expliquée totale indépendamment par chaque facteur et par leurs interactions. Nous avons classé les facteurs par ordre décroissant d'explication de la variance pour chaque variable d'intérêt.

Nous avons aussi testé avec une régression linéaire multiple, l'influence des stress hydriques et azotés sur les différences de rendements du maïs et du tournesol en comparaison avec un sol nu comme précédent.

4.3 Résultats

4.3.1 Principaux résultats sur la situation de référence avec une interculture en sol nu

Les principaux résultats sur les simulations avec un sol laissé nu en interculture sont présentés dans la table 4.3.

Concernant le drainage, on observe une forte variabilité entre les sites qui sont en lien avec les niveaux de précipitations. Le drainage additionnel durant la culture principale (survenant après le semis) est non négligeable et représente en moyenne entre 15 et 30 % du drainage total de la succession de cultures lorsque la culture principale est conduite en sec. Selon le volume d'irrigation apporté au maïs, le drainage additionnel peut représenter entre 25 et 35 % du volume total drainé. La quantité d'azote nitrique lixivié est liée au volume de drainage, et les ordres de grandeurs de lixiviation dépendent du pédoclimat de chaque site. La variabilité de l'évapotranspiration réelle (ETR) entre les cinq sites est nettement moins importante durant l'interculture. L'ETR sur cette période représente respectivement 40 et 30 % de l'ETR totale de la succession de cultures lorsque la culture principale est conduite en sec ou irriguée.

Le stock d'eau du sol au 15 avril, varie selon le pédoclimat et la capacité de stockage du sol. Sur les cinq sites, en moyenne, le stock représente entre 91 et 95 % de la capacité de rétention en eau du sol. Les valeurs maximale observées correspondent au stock à la capacité au champ sur les cinq sites. On peut voir des différences concernant les valeurs minimales observées en lien avec les volumes de pluie au printemps. L'humidité du sol entre 0 et 10 cm de profondeur au 15 avril est aussi variable selon les cinq sites, en raison du pédoclimat. Sur les cinq sites, les valeurs moyennes d'humidité sur cet horizon représentent environ 80 % de l'humidité à la capacité au champ. Le stock d'azote présent dans le sol au 15 avril est lié à la quantité d'azote nitrique lixivié. En effet sur les sites avec des forts niveaux de drainage comme CAS et LAB, le reliquat d'azote minéral est plus faible en comparaison avec les trois autres sites.

Les rendements en grain du maïs sont homogènes sur les 5 sites. Ils sont en moyenne de 10.7 Mg.ha⁻¹ et compris entre 7.6 et 13.3 Mg.ha⁻¹. Aucun stress hydrique important n'est observé, en raison de l'irrigation automatique dont les volumes sont très variables selon les précipitations de chaque site. Peu de stress azoté est simulé durant la phase végétative du maïs. On observe une grande variabilité entre les sites pour les rendements en grain du tournesol. Ils sont respectivement de 1.3 et 2.7 Mg.ha⁻¹ pour les sites AUZ et CAS. Ils sont de 1.6 Mg.ha⁻¹ sur le site LAB qui a une faible RU, et de 1.9 Mg.ha⁻¹ pour les sites DUM et ROB.

Table 4.3. Principaux résultats sur les bilans d'eau, d'azote minéral et sur les cultures principales de la situation de référence avec une interculture en sol nu pour les 5 sites : AUZ, CAS, DUM, LAB et ROB. Sur chaque site est reporté la valeur minimale, moyenne et maximale pour chaque variable durant l'interculture, durant la succession de cultures et sur les cultures de vente. NSI est l'indice de stress N et WSI l'indice de stress hydrique ; compris entre 0 et 1, plus leur valeur est faible, plus le stress est fort.

Site	AUZ			CAS			DUM			LAB			ROB		
	min	moy	max												
<u>Interculture, du 1^{er} août au 15 avril</u>															
Drainage (mm)	0	130	353	130	433	751	0	90	422	244	625	1223	0	115	384
ETR (mm)	254	294	338	258	300	327	216	291	358	225	261	293	242	315	369
N-NO3 lixivié (kgN.ha-1)	0	15	35	11	36	48	0	6	25	36	57	72	0	8	28
<u>Succession de cultures : Sol nu + Maïs</u>															
Drainage (mm)	0	199	442	212	571	1003	0	120	471	516	931	1429	0	173	454
ETR (mm)	870	980	1111	792	890	978	736	947	1085	734	813	875	906	1011	1124
N-NO3 lixivié (kg.ha-1)	0	22	57	20	44	85	0	7	26	52	90	167	0	12	33
<u>Succession de cultures : Sol nu + Tournesol</u>															
Drainage (mm)	0	164	353	191	514	884	0	105	430	349	787	1302	0	150	425
ETR (mm)	649	718	815	707	771	848	648	735	846	501	608	669	726	809	925
N-NO3 lixivié (kg.ha-1)	0	19	48	18	42	74	0	7	26	49	79	113	0	10	31
<u>Au semis de la culture principale suivante -15 avril</u>															
Stock d'eau (mm)	194	232	243	252	271	278	241	358	392	74	91	98	234	377	403
Stock d'azote (kg.ha-1)	20	35	56	18	24	41	24	39	50	5	12	16	25	41	57
Humidité 0-10 cm (%)	5	14	18	5	17	20	16	25	29	1	6	8	20	27	32
<u>Culture principale suivante : Maïs</u>															
Rendements grains (Mg.ha⁻¹)	8.0	10.9	13.3	8.2	10.8	12.6	7.7	10.2	12.0	7.6	10.3	12.6	8.0	11.1	13.1
NSI phase végétative	0.94	0.97	1	0.9	0.97	1	0.89	0.95	1	0.85	0.97	1	0.87	0.95	0.99
WSI phase végétative	0.95	0.97	0.99	0.96	0.99	1	0.95	0.98	1	0.84	0.92	0.96	0.93	0.98	1
NSI phase reproductrice	0.71	0.79	0.88	0.68	0.78	0.86	0.72	0.79	0.85	0.62	0.78	0.89	0.73	0.79	0.88
WSI phase reproductrice	0.92	0.95	0.99	0.94	0.97	1	0.91	0.95	1	0.87	0.95	0.98	0.90	0.95	0.99
Volume irrigation (mm)	150	307	450	0	130	270	30	248	390	75	232	326	60	248	420
<u>Culture principale suivante : Tournesol</u>															
Rendements grains (Mg.ha⁻¹)	0.8	1.3	2.6	1.2	2.7	3.7	0.4	1.9	3.5	0.8	1.6	2.9	0.9	1.9	3.5
NSI phase végétative	0.47	0.57	0.66	0.57	0.64	0.70	0.49	0.58	0.69	0.58	0.64	0.72	0.47	0.58	0.69
WSI phase végétative	0.61	0.75	0.93	0.80	0.96	1	0.54	0.85	1	0.63	0.77	0.96	0.62	0.87	1
NSI phase reproductrice	0.3	0.45	0.57	0.34	0.53	0.69	0.33	0.46	0.64	0.40	0.55	0.67	0.31	0.46	0.56
WSI phase reproductrice	0.69	0.87	1	0.58	0.84	1	0.64	0.83	1	0.62	0.88	1	0.60	0.81	1

4.3.2 Biomasse aérienne des CIMS à la destruction

La biomasse aérienne des CIMS est très variable selon le site d'étude, l'espèce de CIMS, la date de semis et la date de destruction (figure 4.3). Les deux facteurs qui expliquent le mieux les différences de biomasse sont le choix de l'espèce de CIMS et la date de destruction avec chacun 16% de variance expliquée (table 4.4). La part de variance expliquée par le choix de l'espèce et la date de destruction ainsi que leur interaction est de 40 %. Plus une CIMS est détruite tard, plus elle a le temps de se développer et de croître en biomasse. La moutarde blanche est l'espèce avec les biomasses les plus faibles. Elles sont comprises entre 0 et 2.6 Mg.ha⁻¹. La moutarde blanche stoppe son développement et sa biomasse n'évolue pas (ou très peu) durant l'hiver et le printemps. La biomasse du mélange bi-spécifique et du ray-grass sont respectivement comprises entre 0 et 6.5, et entre 0 et 4.3 Mg.ha⁻¹. Ces deux espèces présentent une forte reprise de croissance en hiver et au printemps avec des biomasses deux fois plus importantes entre le 15 décembre et le 15 mars et une biomasse qui peut encore doubler entre le 15 mars et le 15 avril. La biomasse de la vesce présente une très forte hétérogénéité de développement. Sa biomasse est comprise entre 0 et 6.9 Mg.ha⁻¹. Le troisième facteur permettant d'expliquer la variance de la biomasse des CIMS est la date de semis (48 % de variance expliquée par les 3 facteurs et les interactions). Un semis plus tardif engendre une biomasse aérienne plus faible, on peut notamment observer des CIMS trois à quatre fois plus développées entre un semis au 5 août et un semis au 20 septembre. Enfin le dernier facteur expliquant le plus la variance est le site pédoclimatique. L'interaction du choix de l'espèce de CIMS, de la date de destruction et de semis, et le site pédoclimatique permet d'expliquer 60 % de la variance (table 4.4). Les CIMS ont tendance à se développer plus dans les sites « humides » comme CAS et LAB avec beaucoup moins de variabilité au sein d'une modalité sur ces sites. Sur les sites secs, les CIMS peuvent ne pas se développer faute d'une levée correcte ou elles peuvent avoir des biomasses très faibles et inférieures à 0.5 Mg.ha⁻¹. On simule aussi une très grande variabilité entre années pour une même espèce de CIMS, par exemple pour une vesce semée le 5 août sur le site DUM, la biomasse peut varier entre 0 et 6 Mg.ha⁻¹ pour une destruction au 15 novembre (figure 4.3).

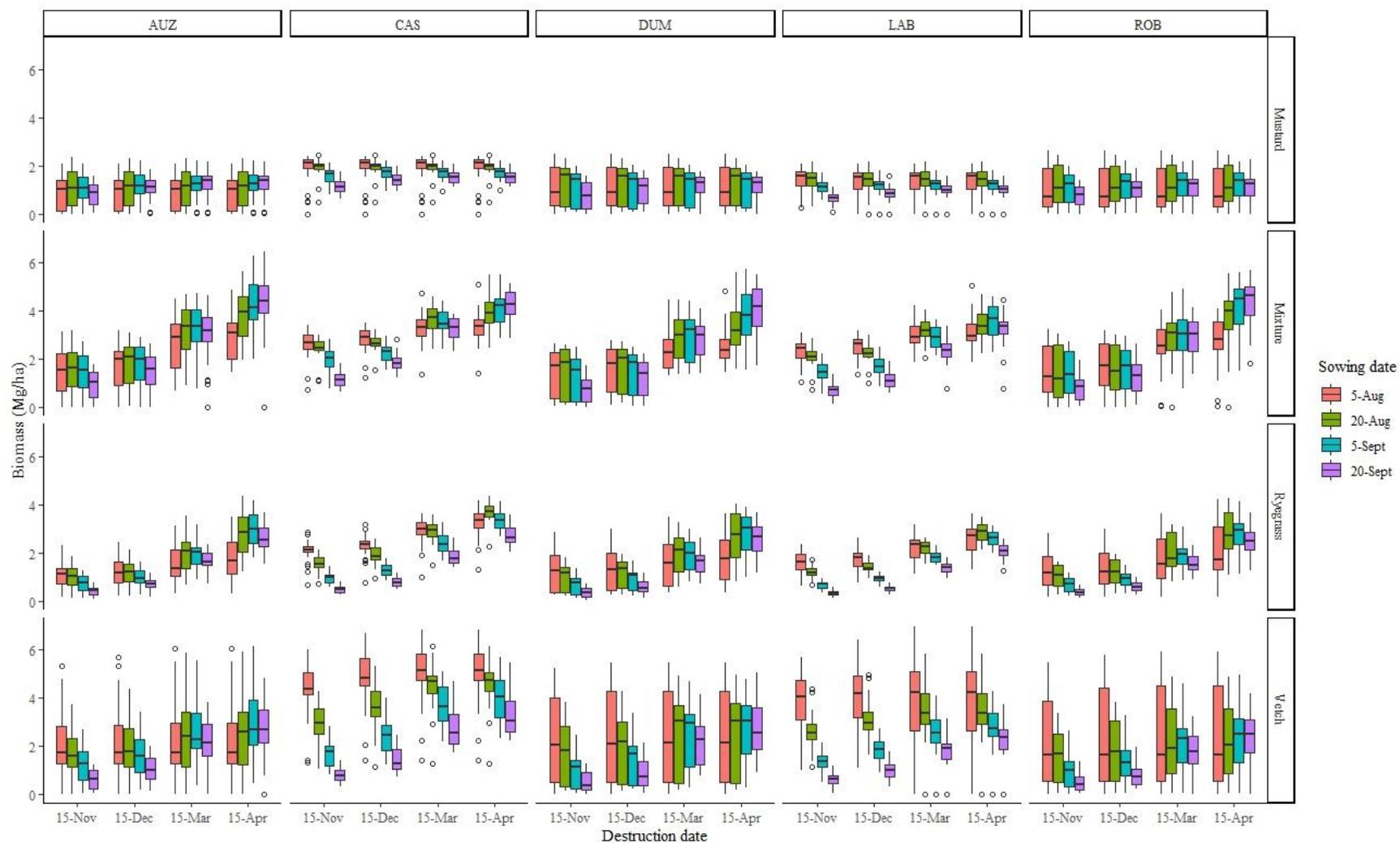


Figure 4.3. Biomasse des CIMS par site et par espèces à la destruction. Sur l'axe des abscisses on retrouve les quatre dates de destructions, les quatre dates de semis et les 5 sites pédoclimatiques. Sur l'axe des ordonnées, on retrouve les biomasses des CIMS classées selon les espèces. Pour chaque boxplot, le trait noir représente la médiane et les bornes de la boîte représente les 1^{er} et 3^{ème} quartile des données.

4.3.3 Modifications du bilan d'eau et d'azote durant la succession de cultures

Nous avons calculé des différences et des ratios sur les variables d'intérêts entre la simulation témoin avec le sol nu en interculture et les différentes simulations avec des CIMS (chaque espèce, date de semis et destruction et modalité de gestion des résidus) pour chaque site, par année.

4.3.3.1 Les CIMS réduisent le drainage, la lixiviation et augmentent l'évapotranspiration durant l'interculture et à l'échelle de la succession de culture

Planter des CIMS en interculture augmente l'évapotranspiration réelle durant l'interculture et à l'échelle de la succession de cultures. Cette augmentation dépend de la date de destruction en premier lieu (table 4.4). En effet, plus une CIMS est détruite tardivement, plus la différence d'évapotranspiration avec le sol nu est forte (figure en annexe A1.2). Les médianes montrent une augmentation d'ETR entre 15 et 60 mm selon la gestion des CIMS. La gestion des résidus permet aussi de bien expliquer la variance de la différence d'ETR avec une plus forte augmentation en comparaison avec un sol nu lorsque les CIMS sont broyées puis enfouies par le labour que lorsqu'elles sont laissées en mulch sur le sol. L'écart de 30 mm environ entre les deux gestions lors d'une destruction au 15 novembre et il se réduit en repoussant la date de destruction, pour atteindre une quinzaine de millimètres de différence au 15 mars. Le troisième facteur permettant le plus d'expliquer la variance est l'espèce de CIMS. La moutarde blanche avec de faibles biomasses, augmente moins l'ETR en comparaison avec la vesce ou le ray-grass par exemple. De même une forte reprise de la croissance au printemps entraîne une forte augmentation de l'ETR comme pour le ray-grass et le mélange de CIMS. La date de semis et le pédoclimat du site ont une faible part d'explication de la variance. L'interaction entre la date de destruction, la gestion des résidus, le choix de l'espèce, la date de semis, et le pédoclimat permet d'expliquer seulement 31 % de la variance de la différence d'ETR en comparaison avec un sol nu en interculture.

Planter des CIMS en interculture diminue le drainage durant l'interculture, mais aussi à l'échelle de la succession de culture. Cette diminution est comprise entre 5 et 40 mm durant l'interculture et dépend en premier lieu de la date de semis (table 4.4). Ce facteur explique 13 % de la variance totale de la réduction du drainage en comparaison avec un sol nu. Pour l'ensemble des modalités de chaque site, un semis plus précoce entraîne une plus grande diminution du drainage (figure en annexe A1.1). Le second facteur permettant d'expliquer le mieux la variance est la date de destruction (7 %), plus la CIMS étant détruite tardivement plus le drainage étant réduit. Puis c'est ensuite le choix de l'espèce de CIMS qui explique le mieux la variance de la différence de drainage. On simule notamment une baisse légèrement plus importante pour le mélange de CIMS et le ray-grass italien. Sur un certain nombre de cas, on simule une augmentation du drainage par rapport au sol nu, plus important avec le ray-grass que pour les trois autres espèces. Le nombre d'USM concernée reste cependant marginal et ce cas est difficile à expliquer. Enfin les facteurs pédoclimatiques et de gestion des résidus explique peu la variance. L'interaction entre la date de semis, la date de destruction, le choix de l'espèce, le pédoclimat et la gestion des résidus

permet d'expliquer 38 % de la variance de la différence d'ETR en comparaison avec un sol nu en interculture.

Planter des CIMS en interculture diminue la lixiviation des nitrates durant l'interculture et à l'échelle de la succession de culture. La réduction de la lixiviation est très variable selon le site pédoclimatique (figure en annexe A1.3). Ce facteur « site » permet d'expliquer à lui seul 65 % de la variance (figure 4.4). On observe une très forte réduction de la quantité d'azote lixiviée sur les sites CAS et LAB, comprise entre 15 et 45 kgN.ha⁻¹. Sur les autres sites, la baisse de la lixiviation est plus faible, autour de 10 kgN.ha⁻¹ sur le site AUZ, et inférieur ou égale à 5 kgN.ha⁻¹ sur les sites DUM et ROB sur lesquelles la lixiviation sous sol nu était déjà faible, car nous avons simulé un état initial faible en azote minéral. La concentration en azote nitrique des eaux de drainage est divisée par deux sur les sites DUM et LAB, par deux et demi sur les sites AUZ et ROB, et par quatre sur le site CAS. Ensuite, les trois facteurs permettant d'expliquer la plus grande part de variance sont dans l'ordre : la date de semis, le choix de l'espèce et la date de destruction. Plus une CIMS est semée tard, moins elle réduira la lixiviation des nitrates. De même, plus elle est détruite tôt dans l'année, moins elle réduira la lixiviation des nitrates. Enfin, on observe une différence entre les choix d'espèces puisque le mélange bi-spécifique et le ray-grass ont un effet CIPAN plus important. La gestion des résidus ne permet pas d'expliquer la variance de la réduction de la lixiviation des nitrates en comparaison avec un sol nu. L'interaction entre le site pédoclimatique, la date de semis, le choix de l'espèce, la date de destruction et la gestion des résidus permet d'expliquer 77 % de la variance durant l'interculture (table 4.4).

4.3.3.2 Les CIMS diminuent les stocks d'eau et d'azote minéral du sol au semis de la culture principale suivante mais n'ont pas d'impact sur l'humidité du sol en surface.

Planter des CIMS en interculture a peu d'impact sur l'humidité du sol en surface (0-10 cm) au 15 avril car elle dépend essentiellement de la pluviométrie durant les jours précédents. Sur l'ensemble des sites, l'humidité est légèrement augmentée, entre 0 et 2 % d'humidité en moyenne seulement lorsque les CIMS sont laissées en mulch à la surface du sol après leur destruction. Aussi sur ces modalités avec mulch, l'augmentation de l'humidité semble être plus importante en retardant la date de destruction à l'exception de la dernière date de destruction au 15 avril ou la consommation d'eau de la CIMS sur l'horizon superficiel peut être significatif (figure en annexe A1.4). La part de variance expliquée par les facteurs de gestion des résidus, la date de destruction, le choix de l'espèce, le site pédoclimatique et la date de semis et leur interaction est faible, de seulement 23 % (table 4.4).

Planter des CIMS en interculture diminue le stock d'eau entre 0 et 90 cm de profondeur au 15 avril. Cette baisse est comprise entre 0 et 30 mm en moyenne. La date de destruction est le facteur qui permet d'expliquer le plus de variance (table 4.4). En effet, la réduction du stock en eau augmente lorsque les CIMS sont détruites tardivement. On observe une baisse du stock en eau en comparaison avec un sol nu pour une destruction au 15 avril sur les cinq sites et au 15 mars également sur les sites plus « secs », AUZ, DUM et ROB (figure en annexe A1.5). Les deux facteurs qui permettent ensuite d'expliquer la

plus grande part de la variance sont le choix de l'espèce de CIMS et le site. Les baisses de stock d'eau du sol sont en grande majorité dues à l'utilisation du ray-grass ou du mélange bi-spécifique. La moutarde blanche et la vesce ont peu d'impact sur le stock d'eau au 15 avril. L'effet site met en évidence les différences de pluviosité entre d'une part les sites CAS et LAB et d'autre part les sites AUZ, DUM et ROB. En effet, sur les sites humides (CAS et LAB), même pour une destruction tardive, et l'utilisation de ray-grass et du mélange bi-spécifique, les médianes de réduction du stock restent inférieures à 5 mm contrairement aux sites plus secs (AUZ, DUM et ROB), où la réduction est plus importante, comprise entre 15 et 40 mm. La date de semis et la gestion des résidus ne permettent pas d'expliquer la variance de la réduction du stock en eau comparé à un sol nu. Les facteurs de date de destruction, le choix de l'espèce, le site pédoclimatique, la date de semis, et la gestion des résidus ainsi que leur interaction permet d'expliquer 45 % de la variance durant l'interculture.

Implanter des CIMS en interculture diminue, sauf dans certaines conditions, le stock d'azote minéral entre 0 et 90 cm de profondeur au 15 avril. La modification du stock d'azote minéral disponible pour la culture principale suivante varie entre +5 et -40 kgN.ha⁻¹ (figure en annexe A1.6). 30 % de la variance de cette modification peut être expliquée par le site pédoclimatique (table 4.4). En effet sur les sites AUZ, CAS et ROB, on simule une baisse du stock d'azote minéral comprise entre 5 et 40 kgN.ha⁻¹ et les différences entre ces trois sites sont faibles. Sur le site CAS, la baisse du stock est moins importante, atteignant entre 5 et 20 kgN.ha⁻¹ et on observe une augmentation du stock d'azote minéral d'environ 5 kgN.ha⁻¹ sous certaines conditions. Sur le site LAB, la modification du stock d'azote minéral en comparaison avec un sol nu est plus faible. Elle est comprise entre +5 et -10 kgN.ha⁻¹. Le second facteur expliquant la plus grande part de variance est la date de destruction. Plus la destruction est tardive, plus le stock d'azote minéral est réduit en comparaison avec un sol nu. La réduction du stock d'azote est entre deux et trois fois supérieure pour une destruction au 15 avril par rapport au 15 novembre. Le choix de l'espèce de CIMS est aussi important et permet d'expliquer une part importante de la variance. La moutarde blanche, le mélange bi-spécifique et le ray-grass diminuent toujours le stock d'azote minéral. L'effet CIPAN est d'ailleurs plus important pour le ray-grass que pour les autres espèces. L'utilisation de la vesce en interculture diminue aussi le stock d'azote par rapport à un sol nu. Cependant, la réduction est moins prononcée que pour les autres espèces. Sur les sites CAS et LAB, on note même une augmentation du stock d'azote minéral pour les destructions précoces (15 novembre et 15 décembre) indiquant une minéralisation de l'azote des résidus de CIMS. La date de semis et la gestion des résidus ont une faible part d'explication de la variance de la réduction du stock en azote minéral comparé à un sol nu. L'interaction entre le site pédoclimatique, la date de destruction, le choix de l'espèce, la date de semis, et la gestion des résidus permet d'expliquer 70 % de la variance durant l'interculture (table 4.4).

Table 4.4. Variance expliquée (VE) des variables d'intérêts (biomasse des CIMS à la destruction, différence de cumul d'ETR, de drainage et de lixiviation durant l'interculture et, différence d'humidité de surface) par les facteurs explicatifs et leurs interactions. Sont classés de gauche à droite les facteurs par ordre décroissant d'explication de la variance totale. La variance expliquée par les facteurs et leurs interactions et aussi disponible dans le tableau et prend en compte les facteurs identifiés dans les colonnes précédentes.

	Facteur n°1	VE (%)	Facteur n°2	VE (%)	VE avec interaction entre les 2 facteurs (%)	Facteur n°3	VE (%)	VE avec interaction entre les 3 facteurs (%)	Facteur n°4	VE (%)	VE avec interaction entre les 4 facteurs (%)	Facteur n°5	VE (%)	VE totale (%)
Biomasse des CIMS à la destruction	Espèce	16	Destruction	16	39	Semis	6	48	Site	3	60	Résidus	0	60
<u>Différence comparé à un sol nu en l'interculture</u>														
Evapotranspiration	Destruction	7	Résidus	7	17	Espèce	4	26	Semis	2	29	Site	1	31
Drainage	Semis	13	Destruction	7	20	Site	5	27	Espèce	2	33	Résidus	1	38
Lixiviation d'azote minéral	Site	65	Semis	4	72	Espèce	1	74	Destruction	1	77	Résidus	0	77
<u>Différence comparé à un sol nu au 15 avril</u>														
Humidité de surface (0 – 10 cm)	Résidus	6	Destruction	2	13	Espèce	1	17	Site	1	20	Semis	0	23
Stock d'eau	Destruction	13	Espèce	5	25	Site	7	38	Semis	1	43	Résidus	1	45
Stock d'azote minéral	Site	30	Destruction	16	47	Espèce	13	63	Semis	0	68	Résidus	0	70

4.3.4 Impacts des modifications des bilans d'eau et d'azote durant l'interculture sur les rendements de la culture principale suivante

4.3.4.1 Culture principale suivante : maïs irrigué

En comparaison avec les rendements obtenus avec un sol nu en interculture, la modification de l'état initial du sol en eau et azote minéral entraîne une baisse ou une augmentation des rendements du maïs selon les cas. La modification des rendements est comprise entre -35 et + 15 %. On observe une grande majorité de cas avec une baisse du rendement jusqu'à 20 %. La baisse du rendement est principalement due à une augmentation de l'indice du stress azoté (NSI faible) durant la phase végétative du maïs (figure 4.4). Peu ou pas de stress hydrique est simulé durant les phases végétatives et reproductives, grâce aux apports en irrigation sur le maïs, déclenchée lorsque l'indice de stress est inférieur à 85 %. Cependant, on ne simule pas d'augmentation du volume d'irrigation sur les sites par la quasi-totalité des simulations. Les quelques cas, d'augmentation du volume d'irrigation correspondent à un tour d'eau de 30 mm environ et simulés pour des précédents de ray-grass et de mélange bi-spécifique détruits au 15 avril. Le stress hydrique et azoté est en grande majorité observé avec des précédents de ray-grass et de mélange bi-spécifique (étoile et astérisque dans la figure 4.4). Les augmentations de rendements du maïs sont principalement observées avec des précédents de vesce. Les corrélations entre les baisses de rendements et l'augmentation de stress azotés sont respectivement de 88 % et 83 % pour la phase végétative et reproductrice. Aucune corrélation n'est observée entre les baisses de rendements et l'augmentation de stress hydrique ($R^2 \approx 0.0$).

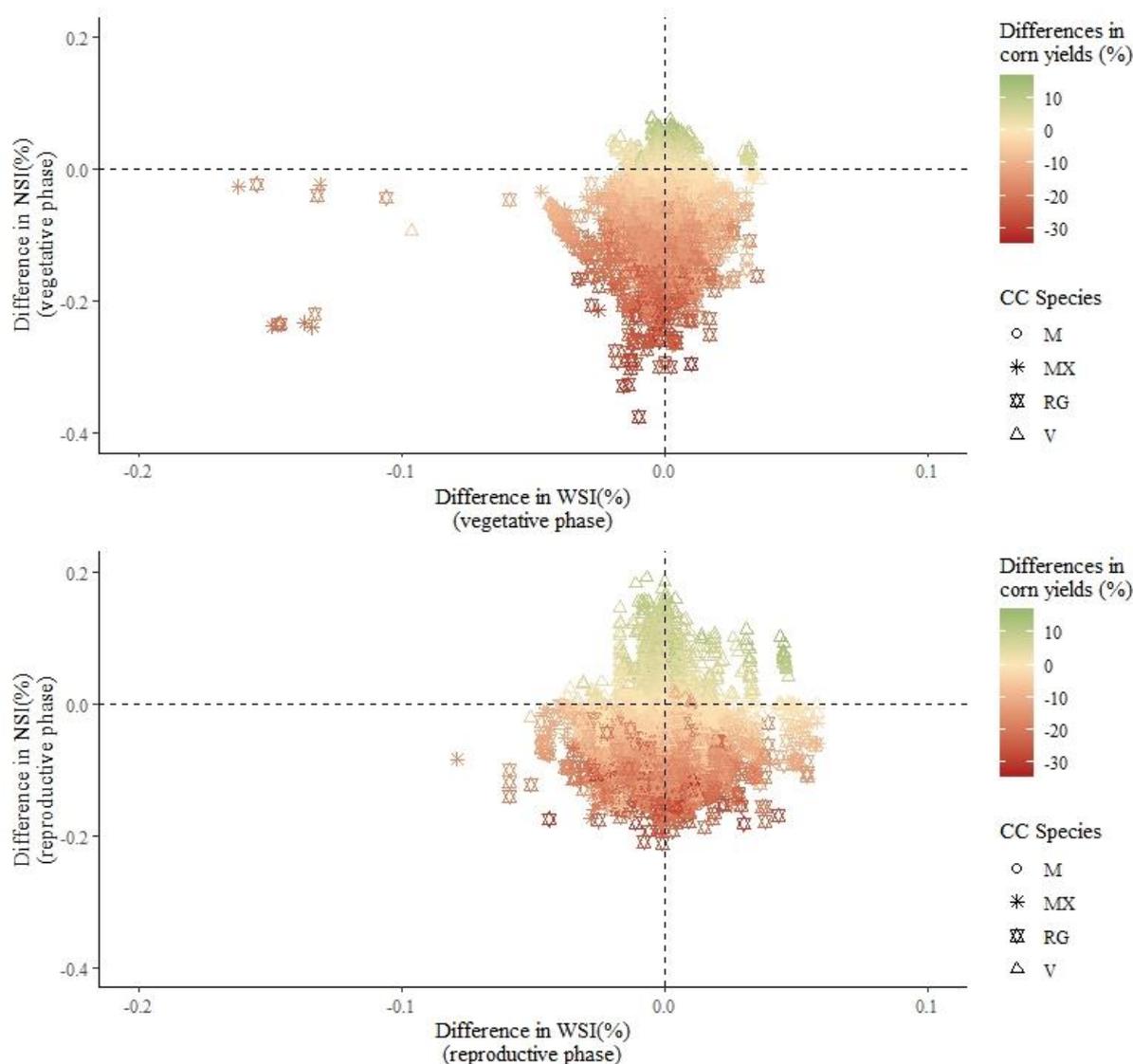


Figure 4.4. Variation de rendement du maïs avec un précédent en CIMS selon le stress hydrique et azoté durant la phase végétative et reproductrice. La différence de rendements est représentée par un gradient de couleur sur les points, rouge pour une baisse et verte pour une augmentation. Les types de points sont les types de CIMS : M – moutarde blanche ; MX : mélange ; RG : ray-grass italien ; V : vesce commune. L'axe des abscisses représente la différence de stress hydrique subit par le maïs avec un précédent en CIMS comparé à un précédent en sol nu. L'axe des ordonnées représente la différence de stress azoté subit par le maïs avec un précédent en CIMS comparée à un précédent en sol nu. La partie haute de la figure représente le stress subit par le maïs durant la phase végétative et la partie basse le stress subit par le maïs durant la phase reproductrice.

4.3.4.1 Culture principale suivante : tournesol en sec

La modification des rendements sur le tournesol conduit en sec est comprise entre -40 et +20 %, avec une réduction moyenne des rendements en grain de 10 % (figure 4.5).

Durant la phase végétative du tournesol, on simule une faible augmentation du stress azoté. Cependant, une forte augmentation du stress hydrique est observée pour des destructions au 15 avril du ray-grass et du mélange bi-spécifique lors d'années sèches au printemps comme en 1996, 2010 et 2016 notamment. Sur les sites « secs », AUZ, DUM et ROB, des baisses de rendements sont simulées aussi pour des destructions au 15 mars lors de printemps peu pluvieux.

Durant la phase reproductrice, les baisses de rendements les plus importantes sont observées pour un stress azoté avec des précédents de ray-grass et de mélange bi-spécifique détruits tardivement (15 mars ou 15 avril). Les augmentations de rendements du tournesol sont principalement observées avec des précédents de vesce, comme pour le maïs. Les corrélations entre les baisses de rendements et l'augmentation de stress azotés sont respectivement de 52 % et 51 % pour la phase végétative et reproductrice. Aucune ou peu de corrélation est observée entre les baisses de rendements et le stress hydrique ($R^2 \approx 0.0$ en phase végétative et 0.27 en phase reproductrice).

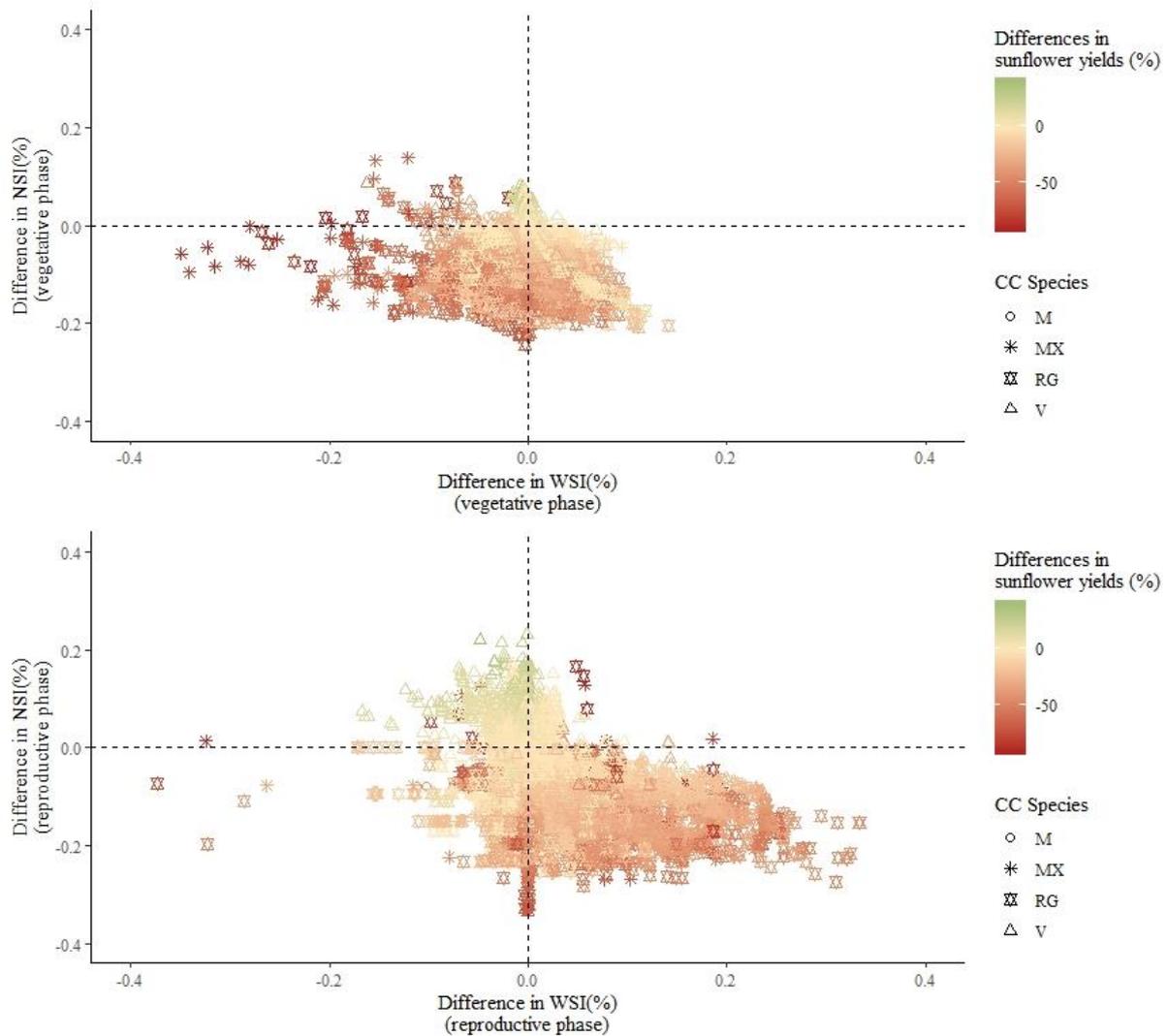


Figure 4.5. Variation de rendement du tournesol avec un précédent en CIMS selon le stress hydrique et azoté durant la phase végétative et reproductrice. La différence de rendements est représentée par un gradient de couleur sur les points, rouge pour une baisse et verte pour une augmentation. Les types de points sont les types de CIMS : M – moutarde blanche ; MX : mélange ; RG : ray-grass italien ; V : vesce commune. L'axe des abscisses représente la différence de stress hydrique subit par le tournesol avec un précédent en CIMS comparé à un précédent en sol nu. L'axe des ordonnées représente la différence de stress azotés subit par le maïs avec un précédent en CIMS comparée à un précédent en sol nu. La partie haute de la figure représente le stress subit par le tournesol durant la phase végétative et la partie basse le stress subit par le tournesol durant la phase reproductrice.

4.4 Discussion

Les résultats des simulations montrent que les CIMS réduisent le drainage et la lixiviation des nitrates, et augmentent l'évapotranspiration réelle durant l'interculture, comparé à un sol nu. Les CIMS, en fonction de la date de destruction peuvent aussi réduire le stock d'eau et d'azote minéral disponible pour la culture suivante notamment pour la date de destruction tardive du 15 avril. Leur impact sur l'humidité du sol entre 0 et 10 cm de profondeur est néanmoins peu souvent mis en évidence. Ces impacts sont dépendants de l'interaction entre la gestion des CIMS, à savoir le choix de l'espèce, la date de semis, la date de destruction et la gestion des résidus, et les spécificités du site d'étude, principalement la pluviosité et la texture du sol.

4.4.1 Le bilan hydrique modifié selon la gestion des CIMS

Le développement des CIMS est un point clé pour déterminer leurs impacts sur le bilan hydrique. Dans un premier temps, il faut considérer la biomasse produite. Cette biomasse dépend particulièrement des dates de semis et de destruction. Il est mis en évidence que plus la période de développement de la CIMS est longue, plus la biomasse de la CIMS est importante.

D'une part, la date de semis est un point clé afin d'obtenir un développement optimal des CIMS (Constantin et al., 2015a). Dans notre étude, nous n'avons pas utilisé d'irrigation lors du semis des CIMS. Par conséquent, lors d'années avec des étés secs, le développement des CIMS a été particulièrement affectés sur les sites avec des déficits hydriques ($P-ETP < 0$) importants à cette période. De même un semis tardif ne permet pas un développement optimal de la CIMS, car les conditions de croissance dues au climat sont limitantes. En effet, une baisse de la température, la réduction du rayonnement incident ou un automne sec, peuvent ralentir l'émergence et le développement des CIMS (Bodner et al., 2010). Ces observations sont intéressantes pour les agriculteurs afin d'optimiser la date de semis pour par exemple ne pas perdre du temps et de l'argent en ratant un semis. La date de semis a une forte incidence sur l'impact des CIMS sur la réduction du drainage en comparaison avec un sol nu. Plus les CIMS sont semées tôt, plus la préemption d'eau en interculture, entraîne une forte diminution du drainage en comparaison avec un sol nu (Meyer et al., 2020).

D'autre part, retarder la date de destruction permet d'avoir des CIMS qui se développent plus longtemps et ainsi avoir une biomasse plus importante. Cependant, le choix de l'espèce impacte le niveau de biomasse atteignable. Lors d'automne sec, un semis tardif de la vesce peut affecter fortement sa croissance. Les espèces avec une croissance rapide en été, comme la moutarde blanche, en fonction du climat, terminent leurs croissances en fin d'automne/début d'hiver et n'augmente plus au printemps, car leur développement est arrivé à la senescence de la plante (Bodner et al., 2007). A l'inverse, des espèces comme le ray-grass, ont une forte capacité de reprise de la croissance au printemps et la biomasse peut doubler, voire tripler en quelques semaines au printemps. C'est avec ce type de CIMS que nous avons observé les plus grosses modifications du bilan hydrique. Le drainage est réduit durant la succession de

culture et d'autant plus lors de destructions tardives des CIMS. Si le niveau de drainage est très spécifique au site, avec des volumes pouvant varier de 100 mm environ (entre août et avril) dans la région toulousaine, à plus de 400 mm dans les contreforts pyrénéens et plus de 600 mm dans les Landes, le lien avec la réduction du drainage due au CIMS est peu évidente, et varient peu selon le contexte pédoclimatique du BAG (table 4.4 ; annexe 1 A.1.1). De même, on simule sur les 5 sites, une augmentation de l'ETR en lien avec le développement de la CIMS et la date de destruction. Plus la CIMS se développe et plus l'ETR est importante (Nielsen et al., 2015b; Tribouillois et al., 2018a). C'est notamment avec un fort développement en été ou également au printemps suivant que les CIMS augmentant le plus l'ETR en comparaison avec un sol nu. Enfin, les dates de destruction sont primordiales pour déterminer l'impact des CIMS sur la quantité d'eau disponible pour la culture suivante. Plusieurs études mettent en évidence, le risque de réduction en eau au semis de la culture principale suivante (Mitchell et al., 2015; Unger and Vigil, 1998). Dans notre étude, nous simulons des réductions en eau au 15 avril uniquement pour le mélange bi-spécifique et pour le ray-grass dont le développement au printemps est fort, induisant une forte transpiration au printemps (annexe 1 A1.5). On observe de forte réduction du stock d'eau du sol entre 15 et 40 mm selon le site pour une destruction au 15 avril. Sur les sites secs, on simule aussi une réduction du stock d'eau au 15 avril avec une destruction du mélange bi-spécifique et du ray-grass au 15 mars. On simule cette réduction plutôt en profondeur avec peu ou pas de variation de l'humidité en surface. Nous avons aussi observé ces résultats sur nos expérimentations, durant lesquels l'humidité entre 0 et 20 cm de profondeur en Avril n'était pas significativement différente en un sol nu et les CIMS (Meyer et al., 2020). Ces résultats peuvent s'expliquer par une réhumectation régulière du sol avec les pluies de printemps qui ne remplissent pas la RU, mais humidifie assez la surface pour avoir des conditions de semis de la culture principale homogènes et ainsi éviter l'apparition de stress hydrique à la levée.

4.4.2 Bien gérées, les CIMS n'induisent pas de stress hydrique sur la culture suivante

L'impact des CIMS sur les rendements de la culture principale est largement documenté. Il est fait état d'une augmentation des rendements du maïs notamment avec des précédents de vesce (Clark et al., 1997). Nous avons aussi observé dans notre cas une augmentation des rendements du maïs et du tournesol avec des précédents de vesce. Cette augmentation est due à l'apport supplémentaire d'azote minéral après décomposition des résidus qui sont plus riches en azote avec les légumineuses grâce à la fixation symbiotique, et l'effet engrais vert de ces légumineuses (Tosti et al., 2014; Tribouillois et al., 2015). À l'inverse, l'utilisation d'une non-légumineuse en interculture peut conduire à des préemptions d'azote minéral préjudiciables pour le développement de la culture suivante (Alvarez et al., 2017). En effet, on simule des baisses du stock d'azote minéral dans le sol en lien avec la date de destruction et le choix de l'espèce. Une date de destruction tardive peut induire une plus forte baisse du stock d'azote minéral. Aussi, dans notre étude, nous simulons des baisses de rendements du maïs et du tournesol sous certaines conditions. Pour le maïs, l'irrigation automatique simulée par le modèle n'induit pas de stress

hydrique. Le seul stress hydrique simulé pour le maïs a lieu au printemps 2011 lors de la phase végétative. Ce stress important, induisant une forte baisse du rendement, s'explique par de fortes sécheresses et des températures anormalement élevées pour des mois d'avril et de mai en 2011. Le stress subis par le maïs et induisant des baisses de rendements (entre 0.5 et 3 Mg.ha⁻¹) sont donc uniquement dus à la préemption d'azote minéral des CIMS en cas de destruction tardive au printemps. Marcillo et Miguez (2017) soulignent l'importance de la date de destruction des CIMS pour éviter les baisses de rendements dues aux préemptions d'azote. Nous avons aussi simulé dans notre étude que les plus grosses baisses de rendements sont obtenues pour des destructions tardives, principalement la veille du semis de la culture principale. De même, la moutarde ayant terminé son développement en hiver, les baisses de rendements ont été observées sur les modalités de ray-grass et de mélange bi-spécifique qui ont une forte capacité de développement au printemps. Pour le tournesol, conduit en sec, nous avons simulé aussi des baisses de rendements dues à des stress hydriques et azotés. Toutefois, et comme indiqué précédemment, l'utilisation de vesce ou de moutarde, ou une destruction automnale du ray-grass permet d'éviter une baisse de rendement de la culture principale suivante.

L'utilisation d'une légumineuse apparaît comme une solution pour améliorer les rendements de la culture principale et donc éviter, des stress azotés dus à la préemption d'azote minéral du sol par les CIMS (Tonitto et al., 2006). Cependant en utilisant des légumineuses le risque de lixiviation des nitrates est accrue (Thorup-Kristensen and Nielsen, 1998). Toutefois, si on simule bien une réduction de la lixiviation des nitrates importante avec l'utilisation d'une vesce ou une destruction précoce des CIMS, cette réduction est généralement effective en comparaison avec un sol nu. En lien avec le niveau de drainage, la réduction de la lixiviation est beaucoup plus forte sur les sites avec un fort drainage et une importante lixiviation. Planter des espèces de CIMS en culture pure est intéressant pour cibler un problème spécifique, tel que les effets « piège à nitrates » et « engrais vert ». Cependant, un service s'accompagne souvent d'un dys-services. Il est reconnu que les mélanges de CIMS, notamment avec légumineuse et non légumineuse n'utilisent pas différemment l'eau d'une CIMS seule durant l'interculture (Nielsen et al., 2015a). L'utilisation des mélanges de CIMS a déjà montré de bonnes performances notamment dans la gestion de l'azote minéral et de soufre pour réduire leurs pertes (Couëdel et al., 2018a, 2018b). Les mélanges d'espèces, avec une gestion adaptée dans le choix des espèces et des dates de destruction semblent donc une solution efficace qu'il convient toutefois d'adapter selon les objectifs d'usage et le site pédoclimatique, notamment afin d'éviter les problématiques hydriques (White et al., 2017). Dans les zones pédoclimatiques sujettes à la lixiviation des nitrates les agriculteurs doivent donc limiter l'utilisation des légumineuses pures en interculture et les mélanges d'espèces bi-spécifique (légumineuse et crucifère) peuvent être une bonne solution. Aussi dans les régions sèches, notamment autour de Toulouse, les destructions tardives pour des couverts de graminées comme le ray-grass sont fortement déconseillées pour éviter les risques de préemptions d'azote minéral

et d'eau induisant des baisses de rendements sur la culture principale suivante (Alonso-Ayuso et al., 2014).

4.4.3 Gestion des résidus après la destruction des CIMS

Nous avons précédemment mis en évidence l'impact de la date de destruction sur l'évapotranspiration, le drainage et la quantité d'eau disponible pour la culture suivante. La gestion des résidus après la destruction modifie aussi l'impact des CIMS sur le bilan hydrique du sol. Stopper la croissance des couverts et laisser les résidus de CIMS à la surface du sol permet de réduire l'augmentation de l'évapotranspiration en comparaison avec un enfouissement avec le labour (Gabriel et al., 2017), comme nos résultats le mettent en évidence (figure 4.4). Cette différence d'ETR peut notamment se traduire par une augmentation de l'humidité du sol en surface. Plusieurs études ont montré une augmentation de l'humidité de l'horizon de surface entre 0 et 20 cm (Moschler et al., 1967; Stipešević and Kladičko, 2005). Notre étude suggère aussi une augmentation de l'humidité en surface (entre 0 et 10 cm) au semis de la culture suivante. Toutefois, cette augmentation simulée est légère et inférieure à 1 % de point d'humidité sur l'ensemble de nos modalités. De nouvelles expérimentations menées dans différents contextes pédoclimatiques avec des quantités de biomasses de CIMS retournées au sol variables permettraient d'étayer ces résultats de simulation, bien qu'ils semblent tout à fait logiques.

4.4.4 Limites de l'étude et perspectives de recherches

Dans notre étude, en utilisant le modèle de culture STICS, nous avons fait l'hypothèse que les propriétés physiques du sol comme la densité apparente ou la capacité d'infiltration du sol sont constantes durant la succession de cultures. Nous avons considéré dans nos travaux, une pluie efficace à 100 %. C'est-à-dire que la totalité de l'eau apportée (pluie et irrigation) à la parcelle est infiltrée dans le sol. Pourtant sur un sol nu, une croûte de battance peu se former à la surface du sol et limiter l'infiltration de l'eau dans le sol. Planter des CIMS en interculture modifie les propriétés physiques du sol et augmente la part d'eau infiltrée (Basche and DeLonge, 2019; Yu et al., 2016). Cette différence d'infiltration n'a pas été prise en compte dans nos simulations. Des références suggèrent aussi une modification de la densité apparente du sol et par conséquent une légère augmentation de la réserve utile du sol (de Lima et al., 2012; Strudley et al., 2008). De plus, la décompaction du sol permet d'étendre l'horizon de sol prospecté par les cultures principales suivantes (Chen et al., 2014; Chen and Weil, 2011). Néanmoins, la réorganisation de la structure du sol, de par la modification de la distribution et de taille des pores pouvant entraîner une augmentation de la taille du réservoir s'observe sur le long terme. Gabriel et al., (2019) ont notamment mis en évidence que la modification des propriétés physiques du sol, une augmentation de la taille du réservoir et une meilleure continuité hydraulique permettrait de compenser en partie les pertes d'eau due à la transpiration des CIMS comparé à un sol nu. Toutefois, la temporalité de notre étude étant fixée sur la succession d'une interculture et d'une culture principale, on peut faire l'hypothèse que l'augmentation de l'infiltration de l'eau dans le sol et de la taille du réservoir due au

CIMS est assez négligeable, ce qui n'est pas de nature à remettre en cause la nature et l'intérêt des résultats obtenus par simulation.

4.4.5 Bilan des impacts des CIMS selon le pédoclimat et la gestion en comparaison avec un sol nu

Les figures 4.5 et 4.6 regroupent l'ensemble des résultats discutés précédemment pour un site avec un climat sec, AUZ, et pour un site avec un climat humide, CAS (figure 4.1). La pluviométrie et l'ETP annuelle moyenne sont respectivement de 718 mm et 948 mm sur le site AUZ, de 1 057 mm et 791 mm sur le site CAS. Les figures ci-contre, proposent de regrouper l'ensemble des résultats des simulations effectuées dans notre étude. On retrouve notamment l'importance du choix de l'espèce de CIMS, avec des augmentations de rendements en grain avec l'utilisation d'une vesce en interculture, ou une réduction de la lixiviation des nitrates en utilisant une moutarde. La date de destruction de la CIMS en lien avec l'espèce est aussi mise en évidence puisque l'on note de fortes préemptions d'eau et d'azote pouvant entraîner des baisses de rendements lorsque des CIMS avec un fort potentiel de développement au printemps sont détruites tardivement. Ce résultat est d'autant plus vrai sur un site « sec » comme AUZ, pour lequel les pluies printanières ne permettent pas toujours le remplissage du stock en eau avant le semis de la culture principale suivante.

Ces figures mettent en évidence la grande diversité des impacts des interactions, choix de l'espèce x date de semis x date de destruction x gestion des résidus x pédoclimat, sur les différences d'évapotranspiration, de drainage, de lixiviation et de stocks d'eau et d'azote. Elles mettent aussi en évidence les choix qui peuvent conduire à une baisse des rendements en grain de la culture principale suivante.

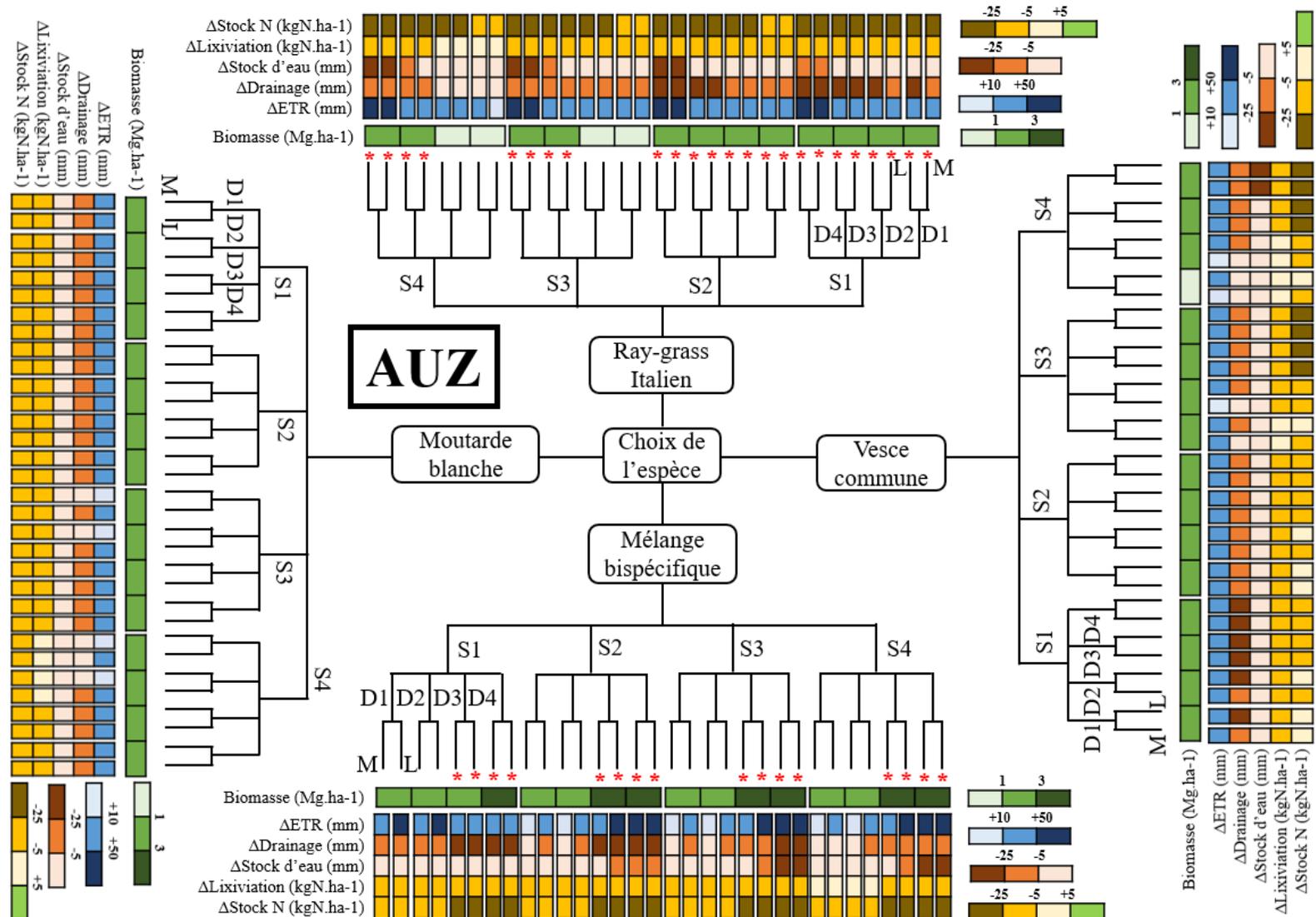


Figure 4.5. Bilan des différents itinéraires techniques des CIMS en comparaison avec un sol nu sur le site AUZ. Les variables d'intérêt sont la biomasse des CIMS à la destruction, les différences d'ETR, de drainage et de lixiviation durant l'interculture, et les stocks d'eau et d'azote au semis de la culture principale suivante. S représente les dates de semis (S1 = 5 août, S2 = 20 août, S3 = 5 septembre, S4 = 20 septembre). D représente les dates de destruction (D1 = 15 novembre, D2 = 15 décembre, D3 = 15 mars, D4 = 15 avril). Les lettres M et L représentent respectivement des résidus laissés en mulch après destruction et des résidus enfouis par un travail du sol. Les étoiles rouges et vertes indiquent les gestions de CIMS pouvant conduire à des réductions ou des hausses de rendements de la culture principale suivante.

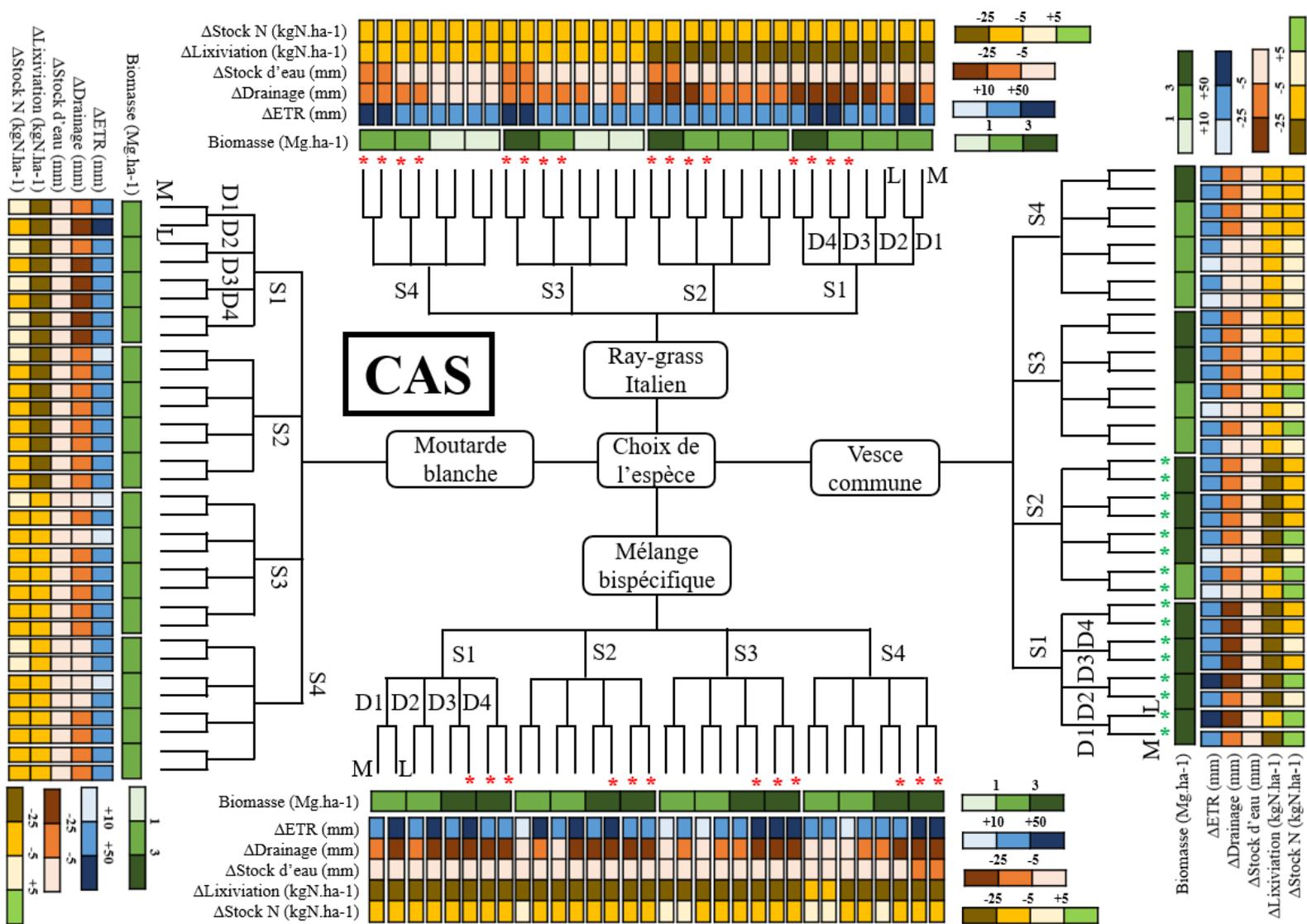


Figure 4.6. Bilan des différents itinéraires techniques des CIMS en comparaison avec un sol nu sur le site CAS. Les variables d'intérêt sont la biomasse des CIMS à la destruction, les différences d'ETR, de drainage et de lixiviation durant l'interculture, et les stocks d'eau et d'azote au semis de la culture principale suivante. S représente les dates de semis (S1 = 5 août, S2 = 20 août, S3 = 5 septembre, S4 = 20 septembre). D représente les dates de destruction (D1 = 15 novembre, D2 = 15 décembre, D3 = 15 mars, D4 = 15 avril). Les lettres M et L représentent respectivement des résidus laissés en mulch après destruction et des résidus enfouis par un travail du sol. Les étoiles rouges et vertes indiquent les gestions de CIMS pouvant conduire à des réductions ou des hausses de rendements de la culture principale suivante.

4.5 Conclusion

Notre étude met en évidence les interactions importantes entre le pédoclimat, le choix des espèces de CIMS et la gestion de ces dernières, notamment la date de semis et de destruction et la gestion des résidus après la destruction. Les CIMS réduisent le drainage et la lixiviation nitrique et augmentent l'évapotranspiration durant l'interculture et sur la succession de culture. L'impact des CIMS sur ces variables est lié au développement de la CIMS et de sa biomasse (vitesse et période de croissance notamment). Cette biomasse est très dépendante, du choix de l'espèce et des dates de destructions et de semis. Dans des zones à faible pluviométrie, en fin d'été et au printemps, les simulations indiquent que des problèmes peuvent se produire pour l'implantation et l'émergence des CIMS. De même, les simulations indiquent des fortes préemptions d'eau et d'azote minéral avant le semis de la culture suivante en cas de destruction tardives au printemps. Notre étude par simulation montre que bien gérées, les CIMS n'induisent pas de stress hydrique et azoté sur la culture principale pouvant entraîner des baisses de rendement, c'est-à-dire que la destruction tardive doit être proscrite en climat peu pluvieux. L'utilisation de légumineuses peut même permettre une augmentation des rendements, mais leurs utilisations doivent être raisonnées en lien avec la problématique de la lixiviation de nitrate dans les zones où le drainage est important. L'impact des mélanges bi-spécifiques sur le bilan hydrique doit donc être investigué dans de nouvelles expérimentations terrain ou par simulation afin d'optimiser la date de destruction en regard des différents services produits par ce type de couvert végétal, ceci afin de proposer des règles de gestion optimisées localement.

Chapitre 5 - L'introduction généralisée des CIMS dans les systèmes de culture nécessite d'optimiser leur gestion afin de ne pas fragiliser le grand cycle de l'eau du bassin Adour - Garonne

Nicolas Meyer¹ & Camille Launay¹ & Jacques-Eric Bergez¹ & Eric Justes^{1,2} & Julie Constantin¹

¹ AGIR, Université de Toulouse, INRA, Castanet-Tolosan, France

² CIRAD, Département PERSYST, Montpellier, France

Ce chapitre sera soumis très prochainement dans une revue internationale à comité de lecture.

5.1 Introduction

Aujourd'hui moins de 5 % des périodes d'intercultures sont utilisées pour implanter des cultures intermédiaires multi-services (CIMS) sur le bassin Adour-Garonne (BAG). Pourtant, elles sont reconnues pour produire plusieurs services écosystémiques comme la réduction de la fuite des nitrates, qui est essentielle en « zones vulnérables nitrates », le stockage de carbone dans les sols ou la lutte contre l'érosion (Poeplau and Don, 2015; Ryder and Fares, 2008; Tribouillois et al., 2018a), services écosystémiques qui peuvent intéresser de nombreux agriculteurs. Dans le BAG, une nouvelle révision en 2018 des zones Vulnérables de la Directive Nitrate ainsi que la certification au verdissement qui impose la couverture des sols pour les exploitations maïsicoles donne une dynamique législative positive pour une mise en place des CIMS entre les cultures marchandes (annexes 2 & 3). Les travaux précédemment menés à l'INRA de Toulouse-Auzeville ont montré l'efficacité des CIMS, notamment en mélange d'espèces avec des légumineuses et des non-légumineuses pour produire divers services écosystémiques (Couëdel, 2018; Tribouillois, 2015). Mon travail de thèse a aussi mis en évidence que les CIMS augmentent l'évapotranspiration et diminuent le drainage à l'échelle de la parcelle (Meyer et al., 2019; Meyer et al. 2020; Meyer et al. 2020b, *in prep*). Ces travaux soulignent la nécessité d'optimiser leur gestion pour obtenir le meilleur compromis de services écosystémiques et de réduire l'impact sur le bilan hydrique. Il nous paraît donc nécessaire de faire un état des lieux de l'impact d'une potentielle généralisation de l'utilisation des CIMS à l'échelle d'un grand bassin versant comme le bassin Adour-Garonne (BAG) et notamment sur le grand cycle de l'eau.

Les problématiques sur la gestion quantitative de l'eau ne sont pas de même importance sur les diverses sous-régions ou sous-bassins du BAG. En effet, il existe une grande variabilité dans les pluviométries avec un fort gradient Est-Ouest. Par exemple, le pourtour Toulousain est une région assez « sèche » avec des déficits hydriques ($P-ETP < 0$) durant les trois quarts de l'année. La pluviométrie annuelle moyenne est comprise entre 650 et 750 mm lors des 20 dernières années en zone Garonne amont. En se déplaçant vers l'Ouest le manque d'eau est moins marqué, avec une pluviométrie annuelle supérieure à 1 000 mm dans la zone Adour et la région Paloise et plus de 1 150 mm dans les Landes. Cependant, on y observe aussi des déficits hydriques estivaux durant la période de culture du maïs. L'agriculture via l'irrigation et l'évapotranspiration des cultures est le premier consommateur d'eau du BAG. Ses prélèvements représentent 50 % des prélèvements sur le territoire (90 % en période d'étiage entre juin et octobre). Aujourd'hui, à l'étiage, le déficit entre ressources en eau et besoins pour divers usages est de 250 millions de m^3 par an ou $Mm^3.an^{-1}$. Dans le futur, dans un contexte de changement climatique, ce déficit pourrait atteindre 1 000 à 1 200 $Mm^3.an^{-1}$ dans l'hypothèse d'usages et de stockage constants (Agence de l'eau Adour-Garonne, 2016).

Afin de simuler des prédictions, nous avons utilisé le modèle de culture STICS pour évaluer l'impact des CIMS en climat futur, et projeter une spatialisation semi-distribuée de leur impact prédictif à l'échelle du bassin versant du BAG. STICS est un modèle de culture qui simule au quotidien et de façon

dynamique les bilans d'eau, d'azote et de carbone en considérant le sol, le climat et les itinéraires techniques des cultures (Brisson et al., 2009, 2003). Le modèle est régulièrement utilisé par des diagnostics environnementaux et prédire l'impact de scénarios agronomiques et climatiques à grande échelle (Constantin and Justes, 2012; Pellerin et al., 2019; Tibi and Therond, 2017). Le modèle a notamment été utilisé pour un grand nombre de grandes cultures et de CIMS, dans une très large gamme pédoclimatique. Les résultats de ces différentes évaluations montrent que c'est un outil de simulation pertinent pour étudier l'effet de changements de pratiques et de systèmes de culture sur les bilans d'eau, d'azote et de carbone (Coucheney et al., 2015). Le modèle a aussi déjà été utilisé pour évaluer l'efficacité des CIMS à la mitigation des GES et au stockage de carbone dans les sols, permettant de contribuer à l'atténuation du changement climatique (Tribouillois et al., 2018a).

Le premier objectif de notre travail est de déterminer et de quantifier l'impact de l'introduction généralisée des CIMS dans les systèmes de culture actuels sur une longue période (30 ans) et à l'échelle du BAG. Un second objectif consiste à évaluer quel sera l'effet des CIMS dans le futur avec le changement climatique futur sur le bilan d'eau à l'échelle du BAG.

5.2 Matériels et méthodes

Cette problématique a été analysée à partir des travaux de simulations réalisés préalablement, mais qui n'avait pas été valorisé pour répondre à notre problématique. Nous avons mobilisé le dispositif de simulations déployé à l'échelle nationale mis en place dans le cadre de deux études de l'INRA, une évaluation des services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles (EFESE-EA) et le projet en lien avec l'initiative 4p1000, qui avait pour but de mettre en évidence des méthodes pour maximiser le stockage de carbone (Pellerin et al., 2019; Tibi and Therond, 2017). Ce dispositif de simulations permet de réaliser des simulations à résolutions fines des systèmes de cultures actuels dans leur pédoclimat et des alternatives à ces systèmes sur la France entière en zones de grandes cultures et de prairies. Dans le cas de notre étude, nous nous sommes concentré sur la zone géographique d'intérêt : le Bassin Adour-Garonne.

5.2.1 Site d'étude

Le site d'étude correspond au bassin versant Adour-Garonne localisé dans le sud-Ouest de la France. C'est un territoire de près de 120 000 km² dont la surface agricole utile est de 5.3 millions d'hectares. Il est composé de sept sous bassins : L'Adour, la Charente, la Dordogne, la Garonne, le Lot, le Tarn-Aveyron et le littoral et les espaces côtiers (figure 5.1). Le BAG se caractérise par une grande variabilité pédoclimatique. Le climat est majoritairement océanique ou bassin du sud-Ouest (figure 5.2) (Joly et al., 2010). Hors zone de montagne, la pluviométrie est variable, avec d'une part des cumuls annuels compris entre 600 et 700 mm dans la vallée de la Garonne et d'autre part des cumuls dépassant les 1 000 mm annuels sur la façade atlantique ou dans les contreforts des Pyrénées et du Massif Central. Les textures de sols sont aussi diverses : plutôt sableuses sur le littoral et le bassin côtiers, argileuses dans la vallée de la Garonne et au nord de l'estuaire de la Gironde, équilibrées ou limoneuses dans le piémont Pyrénéen et en aval du bassin de la Garonne (figure 5.3). Les sols ont aussi des profondeurs variables au sein du BAG. On retrouve des sols peu profonds, entre 30 et 50 cm, parfois sur des zones de roche calcaire parfois très fracturées accessibles aux racines (sol de groies), à l'Est des bassins de la Charente, de la Dordogne et du Lot. Les sols du bassin Tarn-Aveyron sont compris entre 50 et 100 cm de profondeur. Sur les autres sous bassins, on retrouve une majorité de sol profonds (> 100 cm de profondeur) notamment en Aval des bassins de la Garonne et de la Dordogne, et dans le bassin Adour (figure 5.4). La réserve en eau utile (RU) théorique des sols est comprise entre 50 et 200 mm. La RU est conséquente dans le bassin Adour, la vallée de la Garonne et au Nord de l'estuaire de la Gironde (entre 100 et 200 mm). La RU peut dépasser les 200 mm sur des sols profonds et argileux (figure 5.5).

Le bassin Adour, présente un réseau hydrographique dense une activité agricole importante. Le contexte géologique est varié entre la zone pyrénéenne, des coteaux vallonnés et les sables des Landes. Le climat est à dominante océanique (Comité de Bassin Adour-Garonne, 2014a).

Le bassin Charente, est un territoire rural. La SAU représente 59 % de la surface du bassin. C'est un bassin bénéficiant d'un climat doux, ensoleillé avec des précipitations comprises entre 600 et 700 mm par an sur la côte et 900 mm par an à l'Est. Le bassin repose en majorité sur des terrains calcaires (Comité de Bassin Adour-Garonne, 2014b).

Le bassin de la Dordogne est le second en surface. C'est un territoire rural, avec des grandes cultures concentrées dans la partie Aval du bassin. Le climat est sous influence océanique à l'Ouest et les précipitations sont comprises entre 600 et 800 mm par an. À l'Est, grande zone forestière le climat devient montagnard en s'approchant du Massif Central et les pluies sont comprises entre 800 et 1 200 mm par an (Comité de Bassin Adour-Garonne, 2014c).

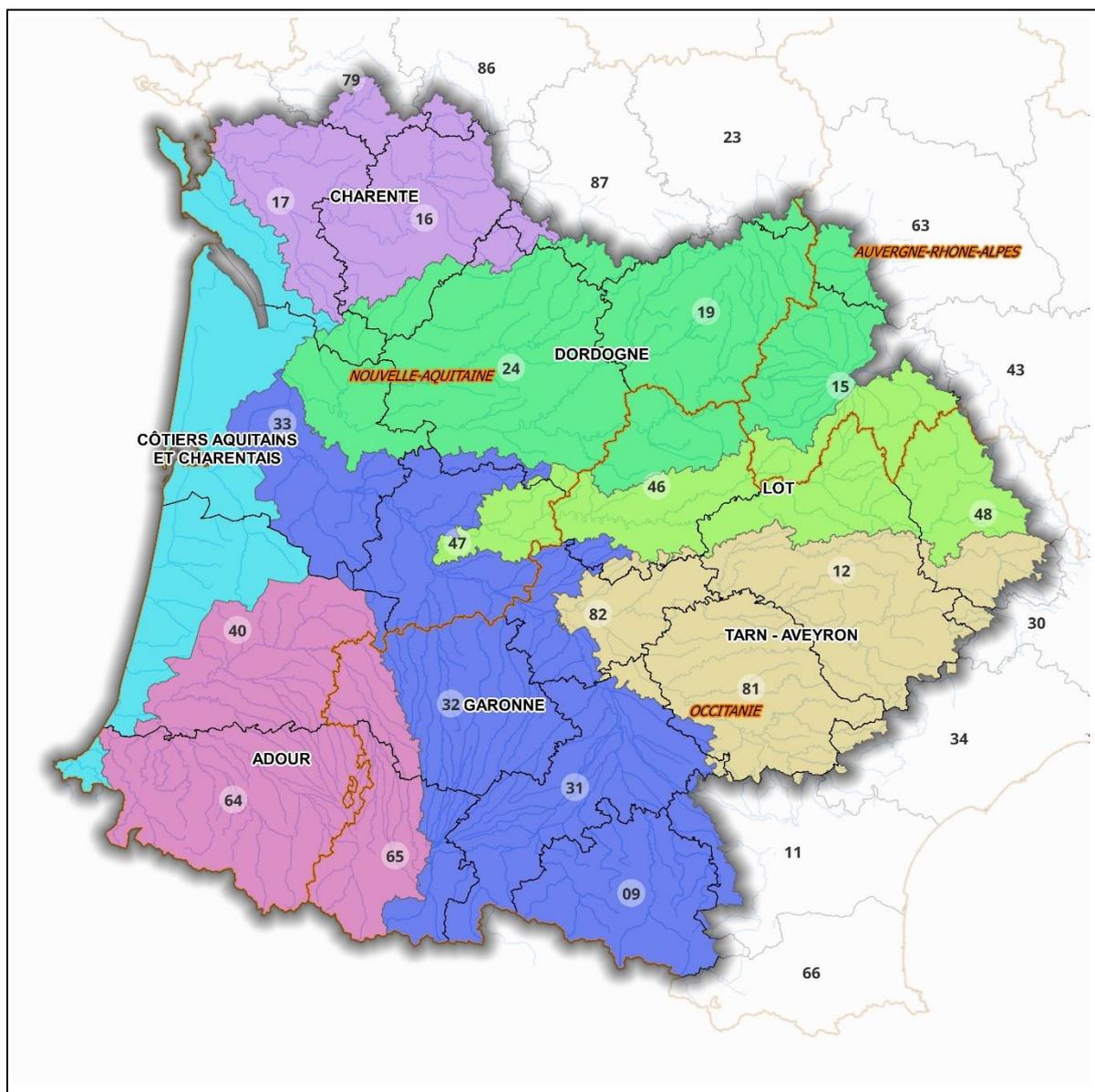


Figure 5.1 Bassin versant Adour-Garonne et ses sept sous-bassins : Adour, Charente, Côtiers aquitains et charentais, Dordogne, Garonne, Lot et Tarn-Aveyron. DREAL Occitanie.

Le bassin de la Garonne est le plus grand du BAG. Il est composé de trois ensembles géologiques distincts, les Pyrénées, les coteaux aquitains au centre du bassin, et les sables des Landes au nord-Ouest. Le climat est océanique doux et humide dans sa grande majorité avec une influence méditerranéenne dans les plaines. Les cumuls de pluie sont variables : environ 1 500 mm sur les Pyrénées, entre 800 et 1 000 mm en aval du bassin et moins de 700 mm par an dans la partie médiane du bassin. L'agriculture est très présente et diversifiée sur ce bassin. On y retrouve principalement des cultures de maïs, blé, soja et tournesol (Comité de bassin Adour-Garonne, 2014).

Le littoral et les espaces côtiers sont un bassin à dominante océanique avec des précipitations abondantes. Les sols sont d'origines calcaires dans le nord du bassin aquitain, et les Landes sont composées d'une grande plaine sableuse. Si elle n'est pas l'activité économique principale du bassin, l'agriculture est développée sur ce territoire avec notamment des grandes cultures (Comité de Bassin Adour-Garonne, 2014d).

Le bassin du Lot est un territoire varié et contrasté dans son relief et son hydrographie. Le climat est atlantique, et devient continental vers l'est. Les précipitations sont très variables selon le climat. C'est une région très rurale de l'amont vers l'aval avec la présence marquée de vignobles et de grandes cultures (Comité de Bassin Adour-Garonne, 2014e).

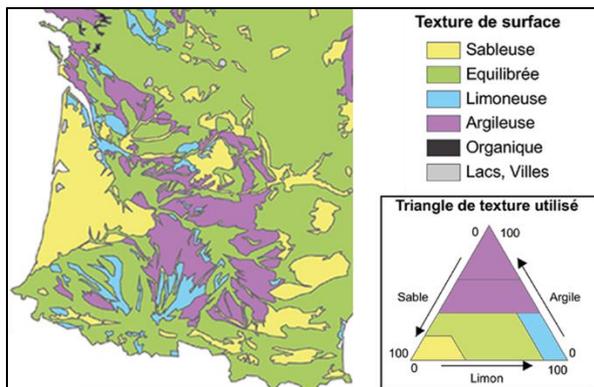


Figure 5.2. Carte des textures des sols du bassin Adour-Garonne (Gis Sol, 2011).

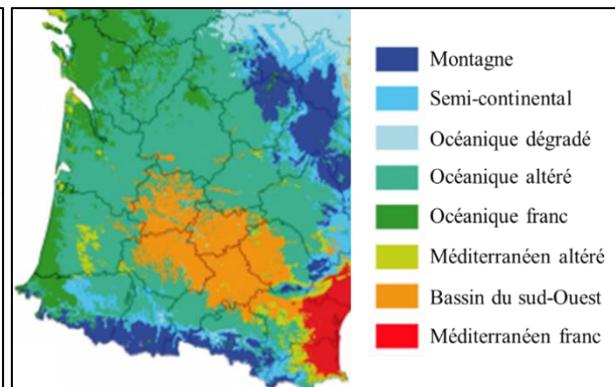


Figure 5.3. Carte des principaux climats du bassin Adour-Garonne (Joly et al., 2010).

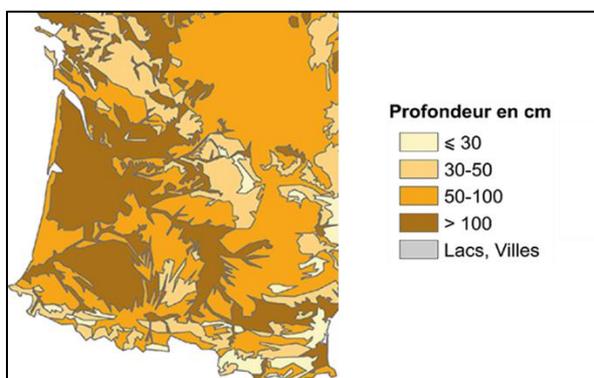


Figure 5.4 Carte des profondeurs des sols du bassin Adour-Garonne (Gis Sol, 2011).

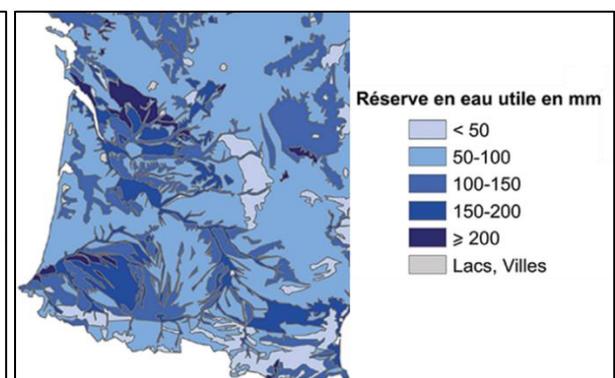


Figure 5.5. Carte de la réserve en eau utile de sols du bassin Adour-Garonne (Gis Sol, 2011).

Enfin, le bassin Tarn-Aveyron se caractérise par un réseau hydrographique dense avec un climat à dominante océanique. Les précipitations sont variables selon le relief accidenté et varié. C'est un territoire à dominante agricole (la SAU représente plus de 50 % de la surface du bassin) avec des grandes cultures concentrées dans les plaines (Comité de Bassin Adour-Garonne, 2014f).

5.2.2 Plan de simulation

5.2.2.1 Caractéristiques pédoclimatiques

Des unités pédoclimatiques (UPC) correspondant à l'intersection spatiale entre les unités cartographiques de sols (UCS) de la carte des sols de la base de données géographique des sols de France au 1/1 000 000^e (BDGSF) et les mailles du « Système d'Analyse Fournissant des Renseignements Atmosphériques à la Neige » (SAFRAN) 8 km x 8 km de description du climat entre 1983 et 2013. Chaque UPC peut contenir une à trois unités typologiques de sols (UTS) maximum représentant au moins 70 % de la surface totale de l'UPC. Chaque UTS de ces UPC est considéré comme une unité de surface ayant des conditions pédoclimatiques homogènes, elles ne sont par contre, pas spatialement explicites, seule la proportion de surface de l'UPC est connue.

Les données climatiques pour le futur proche proviennent du système « Donner accès aux scénarios climatiques Régionalisés français pour l'Impact et l'Adaptation de nos Sociétés et environnement » (DRIAS) entre 2030 et 2060. Nous avons choisi le scénario sans politique climatique dédiée (RCP8.5) qui est le scénario le plus pessimiste en terme d'augmentation de la température, mais qui semble celui le plus probable avec les politiques publiques actuelles. Cependant, jusqu'en 2050, les différents scénarios se distinguent peu, ils divergent par la suite.

Les teneurs en azote et carbone organique initiales ont été recalculées à partir des données de stocks de carbone sur 0-30 cm de Mulder et al., (2016). L'estimation médiane a été utilisée dans les simulations avec le modèle STICS.

5.2.2.2 Système de culture

Nous avons considéré uniquement les UPC avec au moins 100 ha de surface déclarée dans les registres parcellaires graphiques (RPG). Les séquences de culture sont issues de l'analyse des RPG des années 2006 à 2012 (Leenhardt et al., 2012). Au sein d'une UPC, une à deux séquences sont simulées sur chacun des UTS présentes. En effet, si une séquence de culture représente plus de 50 % de la surface de l'UPC, on la considère comme représentative de cette dernière. Si aucune séquence de culture ne représente plus de 50 % de la surface de l'UPC, nous considérons comme représentatives les deux séquences de culture ayant la plus grande surface et supérieures à 10 % de la surface de l'UPC. Le choix des espèces et des variétés des cultures simulées a été limité par les cultures déjà calibrées dans le modèle de culture STICS. Les cultures marchandes qui ont été simulées sont donc le blé tendre (*Triticum aestivum*), le colza (*Brassica napus* L.), le maïs grain ou fourrager (*Zea mays* L.), le pois d'hiver et de printemps (*Pisum sativum* L.) et le tournesol (*Helianthus annuus*). Une seule variété est considérée par culture sauf

pour le maïs pour lequel la précocité a été choisie par UPC selon le nombre de degré-jours disponibles sur la série climatique actuelle entre les dates de semis et de récolte médianes de la région.

Les pratiques agricoles ont été caractérisées à partir des données des enquêtes « Pratiques Culturelles » datant de 2006 et 2011 à l'échelle des anciennes régions administratives. Les pratiques médianes par culture ont été retenues notamment pour les doses d'azote minéral. Nous avons simulé de la fertilisation azotée minérale uniquement, car c'est la pratique dominante sur le BAG. Certaines cultures principales comme le maïs, le blé et le tournesol sont irrigués dans le cas où le RPG indique que la majorité des surfaces de l'UPC le sont. L'irrigation, gérée automatiquement par STICS pour être optimisée en fonction de l'état du sol et des besoins des cultures, est permise durant tout le cycle du maïs, mais uniquement comme irrigation d'appoint, autour de la floraison pour le blé et le tournesol. La préparation du sol est conforme aux pratiques régionales et peut être un labour ou des techniques culturales simplifiées (TCS). Nous avons remobilisé deux scénarios mis en place dans l'étude publiée par Pellerin et Bamière et al. (2019) dans notre étude. Nous avons donc considéré dans notre étude :

- La ligne de base (LB), qui correspond aux pratiques agricoles actuelles. Cela signifie que pour les cultures intermédiaires, l'espèce semée est celle dominante dans la région, le ray-grass d'Italie est semé dans le cas d'une interculture d'hiver longue hors récolte tardive de la culture précédente, dans les UPC situées en zone vulnérable selon la Directive Nitrate, à l'exclusion des zones ayant des dérogations. L'itinéraire technique est celui médians des enquêtes, avec des destructions plutôt automnales.
- Le scénario introduction ou extension des cultures intermédiaires (CIMS) dont l'objectif est de produire un maximum de biomasse par les CIMS, et dans lequel des CIMS sont implantées dans toutes les intercultures supérieures à deux mois et la durée de croissance de celles déjà présentes dans la séquence de culture, est rallongée jusqu'à un mois avant le semis de la culture de printemps. Il est possible d'irriguer les CIMS afin d'assurer la levée, uniquement dans les UPC identifiées comme irrigables dans le RPG. Les espèces sélectionnées sont le ray-grass italien (*Lolium multiflorum*) pour toutes les intercultures longues sauf après maïs grain, la féverole (*vicia faba*) semée après un maïs grain, la vesce (*vicia sativa*) pour les intercultures courtes avant cultures d'hiver. La durée de croissance des CIMS dépend de la date de récolte du précédent et du semis du suivant, avec l'objectif de maximiser la durée du couvert. Le mode de destruction des CIMS est le labour, sauf en sol ayant un taux d'argile supérieur à 25 % en surface où des TCS sont privilégiées avec un roulage et un travail sans retournement.

Chaque scénario a été simulé sur 30 ans avec le climat actuel (récent) et le climat futur. Les deux premières années sont simulées pour initialiser le système et sont, exclues des analyses par la suite afin d'obtenir un état initial réaliste du stock d'eau et d'azote selon les pédoclimats et les séquences. Nous avons donc analysé les résultats des simulations sur deux périodes : (i) le climat récent entre 1983 et 2013 et (ii) un climat futur entre 2030 et 2060.

5.2.3 Exploitations des données

Pour chaque scénario et chaque variable de sortie du modèle, la valeur calculée pour chaque UPC correspond à la somme des valeurs obtenues pour chaque combinaison i (type de sol x séquence de culture) pondérée par le poids de chacun dans la surface de l'UPC.

Voici un exemple pour l'ETR d'une UPC:

$$ETR_{UPC} = \sum_{i=1}^n ETR_i * Surf_{SEQ_i} * Surf_{UTS_i}$$

Avec :

- ETR_{UPC} , l'évapotranspiration calculée pour une UPC
- ETR_i , l'évapotranspiration simulée pour une UTS et une séquence de culture
- $Surf_{SEQ_i}$, le rapport de la surface de la séquence sur la surface totale de l'UPC
- $Surf_{UTS_i}$, le rapport de la surface de l'UTS sur la surface totale de l'UPC

Nous avons calculé les moyennes annuelles des variables de sortie du modèle qui nous intéressent ici sont la biomasse totale (CIMS + culture marchande), l'évapotranspiration réelle totale (CIMS + culture marchande) et le drainage. Pour ces variables, nous avons calculé des deltas (différence de valeur de variable analysée) et des ratios afin d'observer la modification de ces deux variables entre la LB et le scénario CIMS.

Nous avons ensuite calculé les volumes d'eau évapotranspirés et drainés pour avoir un diagnostic complet de l'impact des CIMS sur les masses d'eau à l'échelle du BAG, avec la formule suivante :

$$ETR \text{ (ou Drainage)}_{BAG}(m^3) = \sum_{UPC} Hauteur \ d' \ eau_{UPC}(mm) * Surface_{UPC}(m^2)$$

Avec, $Surface_{UPC}$, la surface totale de l'UPC répertoriée au RPG. Nous avons considéré que la surface de l'UPC simulée est représentative de la surface totale de l'UPC.

5.3 Résultats

5.3.1 Taux de présence des CIMS

Dans la ligne de base, les CIMS sont très peu implantées dans les séquences de culture du BAG. Utilisées uniquement dans les zones vulnérables de la Directive Nitrates, hors zone dérogatoires, on les retrouve dans la région toulousaine avec une fréquence d'une année sur trois et le Poitou-Charentes avec des fréquences d'une année sur quatre. Dans le scénario CIMS, le recours aux CIMS dans le BAG est quasi-systématique. Les CIMS sont donc beaucoup plus présentes spatialement et temporellement, notamment sur toute la façade atlantique et le piémont pyrénéen ainsi qu'au Nord de Bordeaux avec des implantations à minima trois années sur quatre dans la rotation. Les zones dans lesquelles les CIMS ont déjà été utilisées, le scénario CIMS permet d'augmenter la fréquence d'occurrence des CIMS et elles apparaissent dorénavant entre une et deux années sur trois (figure 5.6).

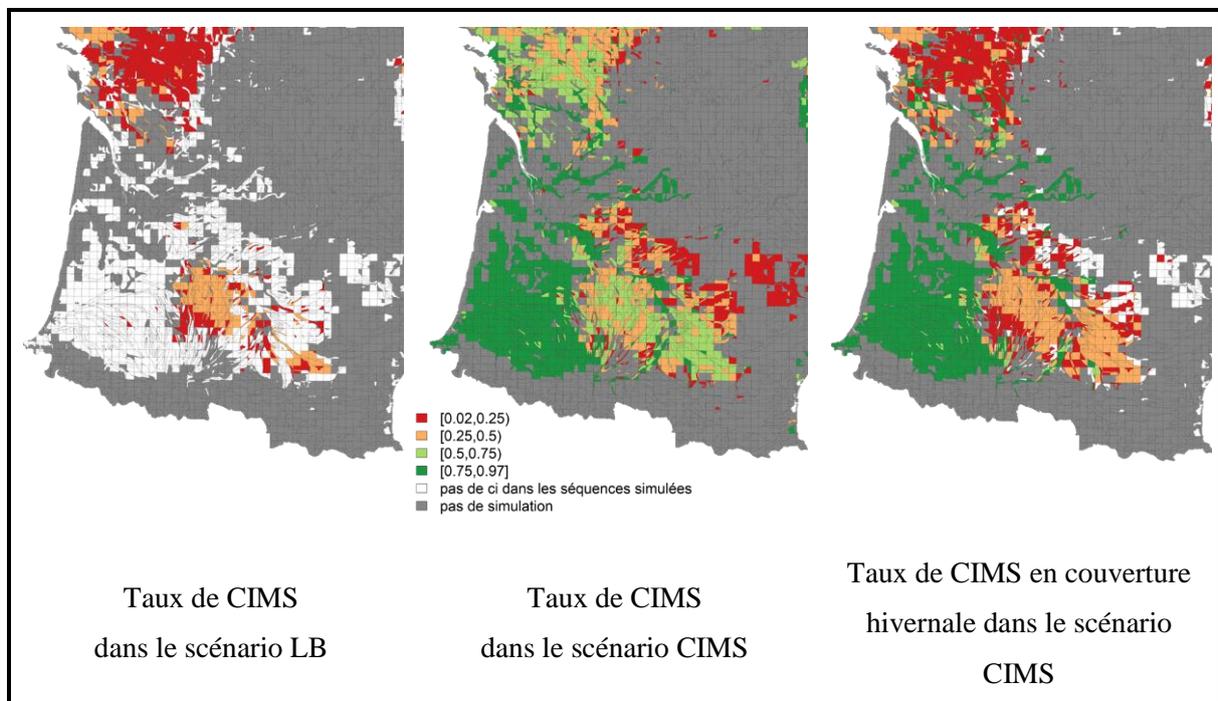


Figure 5.6. Taux d'utilisation des CIMS dans les rotations pour le scénario la ligne de base et le scénario CIMS (annuel et en hiver)

On voit aussi que les types d'interculture sont différents dans le BAG et mettent en évidence la variabilité dans les séquences de cultures. Dans le piémont pyrénéen et la façade atlantique, on observe uniquement des CIMS en interculture hivernale avec principalement l'utilisation de féverole en lien avec la dominance des séquences avec du maïs grain. Dans la région toulousaine, les intercultures sont différentes et on observe des CIMS lors d'interculture longue ou avant des cultures d'automne. Dans ces cas se sont de la vesce et du ray-grass qui sont généralement simulées (figure 5.7).

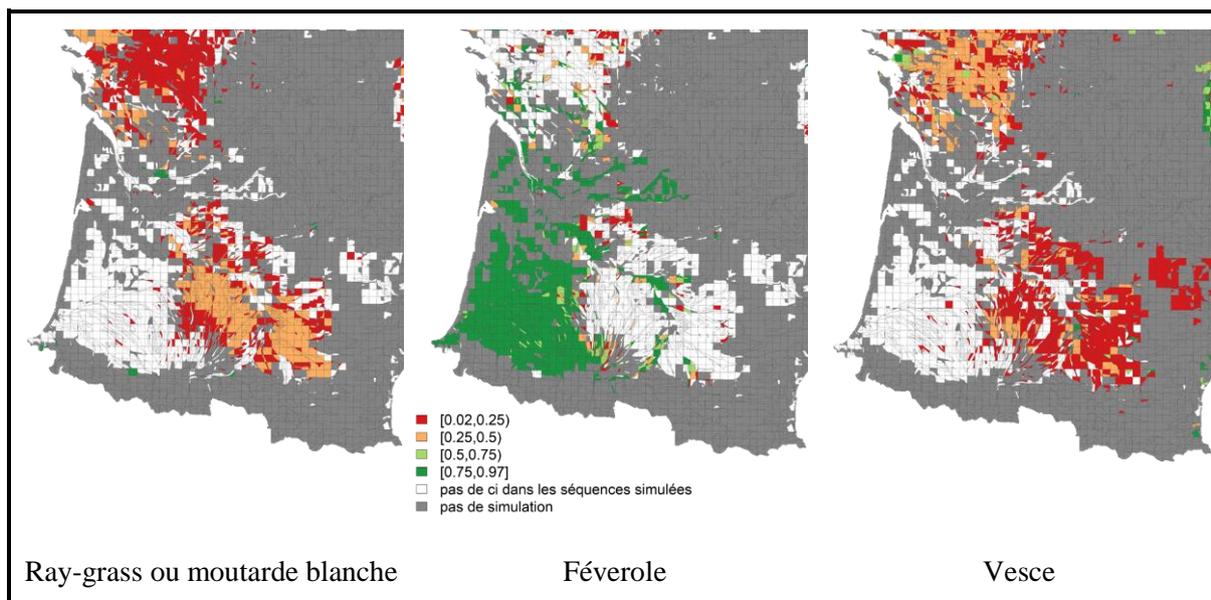


Figure 5.7. Taux d'utilisation des espèces de CIMS dans les rotations du scénario CIMS : ray-grass et moutarde blanche, féverole et vesce.

5.3.2 Synthèse des résultats pour les scénarios LB et CIMS

La table 5.1 présente la synthèse des résultats pour les scénarios LB et CIMS entre 1983 et 2013, et entre 2030 et 2060.

Table 5.1. Synthèse des résultats des simulations pour les 2 scénarios, LB et CIMS et pour les 2 séries climatiques, actuelle (1983-2013) et future avec un scénario sans politique climatique (2030-2060). Les variables présentées dans La table sont la biomasse des cultures principales, des CIMS, la biomasse totale ainsi que le cumul d'évapotranspiration, de drainage et d'irrigation. Sont présentées les valeurs annuelles minimales, moyennes et maximales observées pour l'ensemble des simulations.

Série climatique Scénarios Valeurs	1983 - 2013						2030 - 2060					
	Ligne de base			Scénario CIMS			Ligne de base			Scénario CIMS		
	min	moy	max									
Biomasse culture principale (Mg.h⁻¹)	4.4	15.8	29.4	4.5	16.4	30.1	4.2	15.6	31.5	4.2	16.2	33.0
Biomasse CIMS (Mg.h⁻¹)	0.0	0.2	0.9	0.1	1.4	8.2	0.1	0.3	1.0	0.2	1.5	7.0
Biomasse totale (Mg.h⁻¹)	4.4	15.9	29.4	4.9	17.8	33.7	4.2	15.7	31.5	4.8	17.7	35.6
ETR (mm)	450	573	758	444	599	772	433	613	907	424	639	960
Drainage (mm)	129	386	1029	49	352	918	122	379	932	61	355	897
Irrigation (mm)	0	47	252	0	73	324	0	95	454	0	128	545

5.3.3 Biomasse aérienne des cultures

Entre 1983 et 2013, on remarque que pour la ligne de base les biomasses sont comprises entre 5 et 30 t.ha⁻¹.an⁻¹ (table 5.1). Les biomasses sont généralement plus faibles dans la région toulousaine et au nord de Bordeaux. On y retrouve principalement des cultures de colza et de blé. Les biomasses sont plus élevées sur la façade atlantique et le piémont pyrénéen (figure 5.8). Les zones où les biomasses sont les plus élevées correspondent aux zones où l'irrigation est la plus importante, dans lesquelles la culture principale est le maïs. La part des CIMS dans la biomasse totale est faible et toujours inférieure à 1 Mg.ha⁻¹.an⁻¹ et en moyenne inférieure à 0.5 Mg.ha⁻¹.an⁻¹ du fait de la fréquence d'introduction des CIMS une année sur trois ou quatre. Dans le scénario « CIMS », les biomasses totales augmentent légèrement sur l'ensemble du BAG. La généralisation des CIMS dans les séquences de culture a peu d'impact sur la biomasse totale et la modification est comprise entre -1 et +3 Mg.ha⁻¹.an⁻¹. Cependant, cette augmentation peut être plus élevée et atteindre 7.5 Mg.ha⁻¹, dans quelques UPC du nord du BAG. La biomasse des CIMS est quant à elle variable aussi selon le pédoclimat et très corrélé à la répartition de la pluie. Les biomasses des CIMS sont donc plutôt faibles autour de Toulouse, 0.5 Mg.ha⁻¹.an⁻¹ en moyenne. Puis elles augmentent en approchant de la façade atlantique et des contreforts pyrénéens. Elles sont comprises entre 1 et 3 Mg.ha⁻¹.an⁻¹. Ces différences s'expliquent aussi de par la faible introduction des CIMS dans les séquences de cultures dans la région Toulousaine (une à deux années sur trois environ), alors qu'elles sont utilisées tous les ans dans les monocultures de maïs du piémont Pyrénéens (figure 5.6).

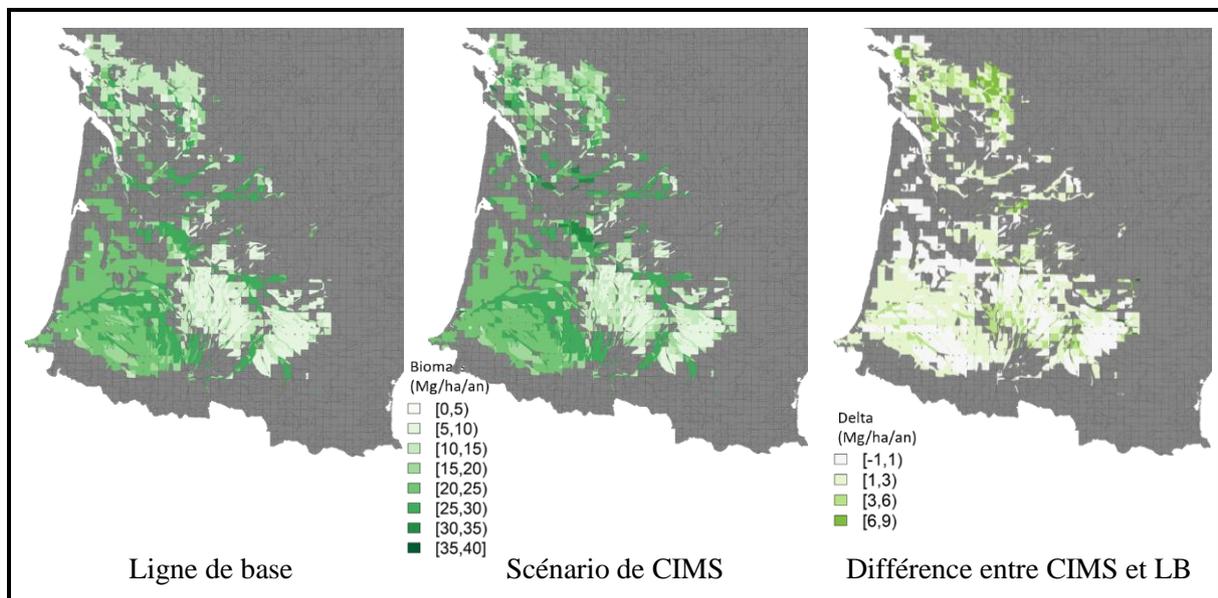


Figure 5.8. Evolution de la biomasse totale (CIMS + culture principale) pour les scénarios LB, CIMS et la différence de biomasses entre les 2 scénarios pour la série climatique actuelle (1983-2013).

En comparaison avec la série climatique actuelle, dans le futur, pour la ligne de base, on simule peu de modifications de la biomasse totale, notamment dans les zones irriguées. Les biomasses sont comprises entre 5 et 32 Mg.ha⁻¹.an⁻¹. On observe cependant une baisse de la biomasse totale dans les zones « en

secs » du piémont pyrénéen. Les biomasses totales sont comprises entre 15 et 20 tonnes par hectare dans cette région du BAG.

La mise en place régulière des CIMS entraîne une augmentation généralisée de la biomasse totale, qui est plus marquée dans les zones irriguées (due à l'irrigation possible aussi des CIMS). Les biomasses de CIMS sont aussi légèrement plus élevées que dans la série actuelle. Elles sont comprises entre 0.3 et 7 Mg.ha⁻¹.an⁻¹ avec une moyenne de 1.5 Mg.ha⁻¹.an⁻¹ (figure 5.9).

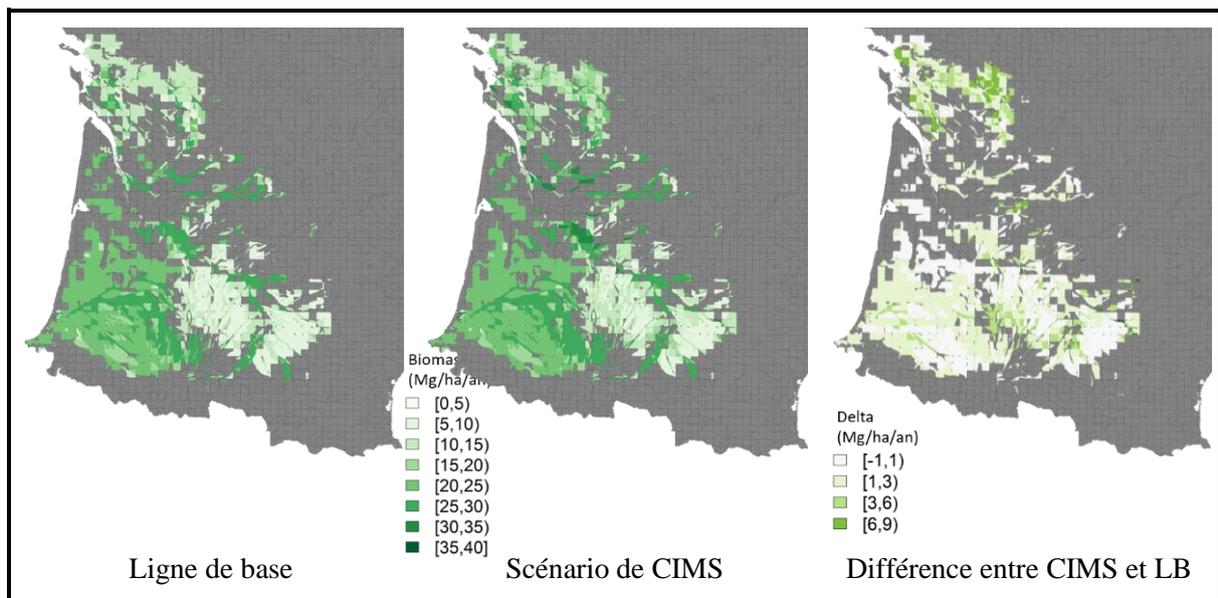


Figure 5.9. Evolution de la biomasse totale (CIMS + culture principale) pour les scénarios LB, CIMS et la différence de biomasses entre les 2 scénarios pour la série climatique future sans politique climatique (2030-2060)

5.3.3 Evapotranspiration réelle

De 1983 à 2013, l'ETR moyenne dans le BAG est comprise entre 400 et 775 mm par an pour la ligne de base (figure 5.10). L'ETR est plus importante dans le Sud-Ouest du BAG par rapport au pourtour toulousain et au-dessus de l'estuaire de la Gironde. L'ETR est plus importante dans les régions du bassin avec des fortes réserves utiles et des sols généralement profonds (figures 5.3 & 5.4). Ce sont des régions dans lesquelles le maïs est majoritairement cultivé. Les zones irriguées sont aussi celles où l'on observe les plus gros cumuls d'ETR. L'intégration des CIMS dans les séquences de culture a pour effet de modifier l'ETR dans la majorité des UPC. On note une augmentation de l'ETR comprise entre 5 et 100 mm sur 82 % de la surface du BAG. On note aussi que l'ETR peut être diminuée avec l'introduction des CIMS pour 10 % de la surface simulée, et dans certaines UPC du piémont pyrénéen et au-dessus de Bordeaux (figure 5.10). Ce sont principalement des zones avec des sols argileux et peu profonds. Concernant le ratio de drainage, on observe que dans la majorité du BAG, l'effet de la mise en place des CIMS est limité puisque la modification de l'ETR est comprise entre -5 et +5 % pour environ 50 % des UPC. Les écarts peuvent cependant être plus importants puisque l'intégration des CIMS peut réduire l'ETR jusqu'à 20 % dans certaines UPC (figure 5.10).

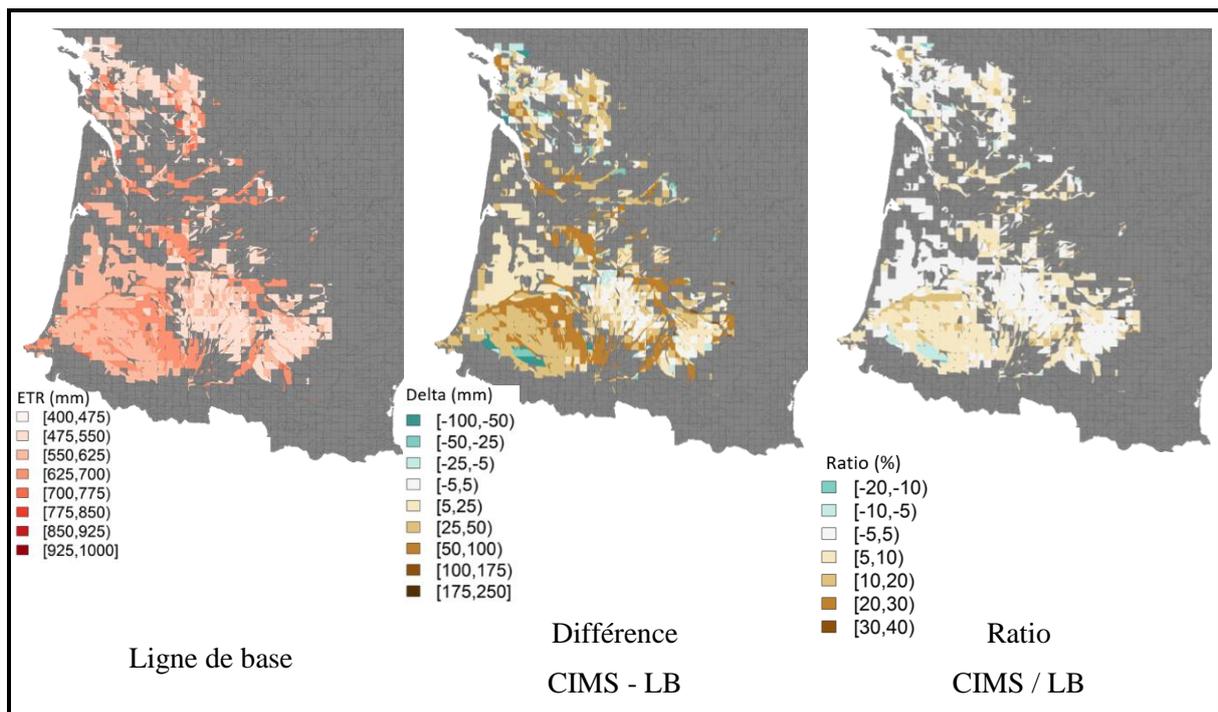


Figure 5.10. Evolution l'évapotranspiration annuelle (en mm) pour la série climatique actuelle (1983-2013). A gauche, la ligne de base. Au milieu la différence de ETR entre les scénarios CIMS et LB. A droite le ratio d'ETR entre les scénarios CIMS et LB.

De 2030 à 2060, l'ETR moyenne dans le BAG est comprise entre 400 et 1000 mm par an pour la ligne de base (figure 5.11). On note de grande disparité dans le BAG avec notamment des ETR généralement faibles dans la région toulousaine et des ETR beaucoup plus important entre le piémont pyrénéen et les Landes. Si les tendances sont proches de celle du climat actuel, la variabilité spatiale est plus forte. Ces

observations sont toujours liées à la profondeur des sols et aux types de cultures simulées. Par exemple, les maïs sont cultivés dans les sols profonds du piémont pyrénéens qui ont une réserve en eau (RU) et reçoivent des apports (pluie) plus importants que les blés de la région toulousaine. On note aussi une forte augmentation de l'ETR par rapport à au climat actuel dans les zones irriguées. L'introduction des CIMS dans les séquences de culture a pour effet de modifier l'ETR dans la majorité des UPC. On note une forte augmentation de l'ETR comprise entre 5 et 100 mm sur 70 % de la surface du BAG. On note aussi que l'ETR peut être diminuée avec l'introduction des CIMS pour 17 % des UPC, localisée dans le piémont pyrénéen et au-dessus de l'estuaire de la Gironde comme pour la série climatique actuelle. Cette diminution de l'ETR est plus étendue, mais moins importante avec une réduction moyenne inférieure à 15 %. Dans la grande majorité du BAG (60 % des UPC), l'effet de la mise en place des CIMS est limité puisque la modification de l'ETR est comprise entre -5 et +5 %. Cette observation est particulièrement vraie dans la Charente et sur le piémont pyrénéen. Par contre, dans la région toulousaine, l'introduction des CIMS augmente l'ETR de 5 à 20 % par an en moyenne.

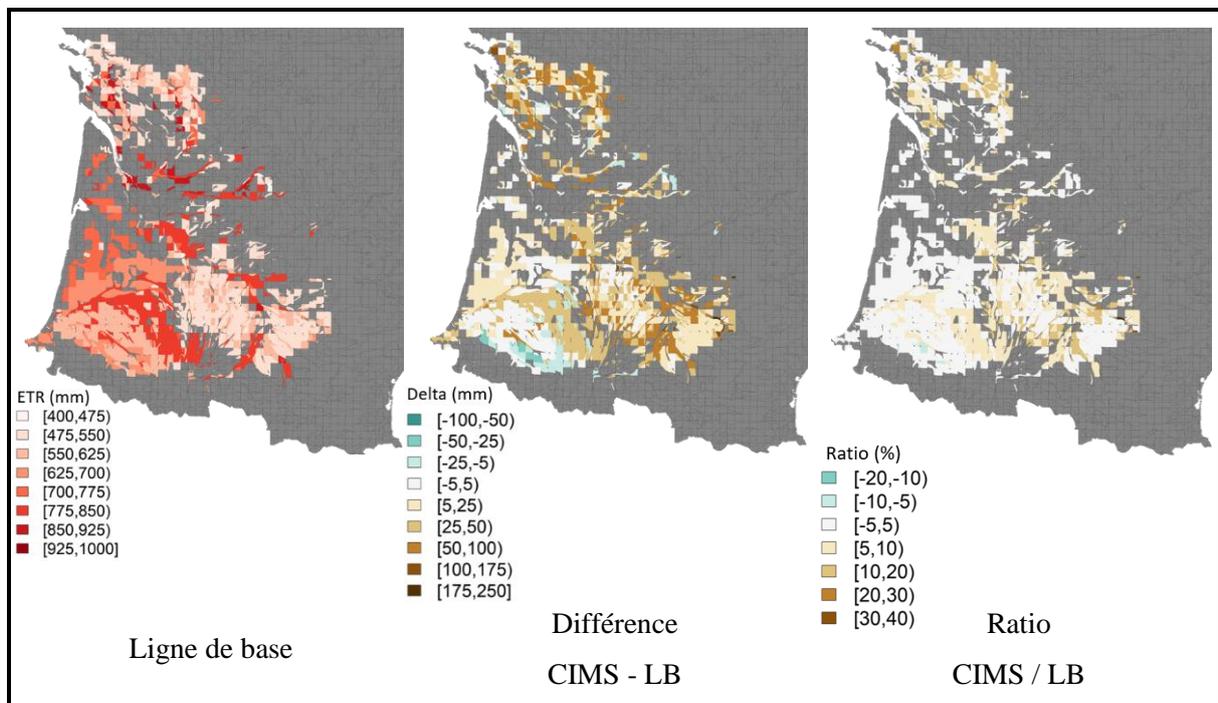


Figure 5.11. Evolution l'évapotranspiration annuelle (en mm) pour la série climatique future sans politique climatique (2030-2060). A gauche, la ligne de base. Au milieu la différence de ETR entre les scénarios CIMS et LB. A droite le ratio d'ETR entre les scénarios CIMS et LB.

5.3.4 Le drainage

Pour la série climatique actuelle de 1983 à 2013, le drainage annuel moyen est compris entre 0 et 1030 mm pour la ligne de base (table 5.1). Le drainage s'accroît selon le gradient Est-Ouest où les valeurs sont simulées autour de Toulouse, sont comprises entre 0 et 250 mm par an. À l'inverse, vers la façade atlantique et le Sud du bassin, le drainage devient plus important pour atteindre jusqu'à 1 050 mm dans certaines UPC des contreforts pyrénéens. Au-dessus de Bordeaux, le drainage est compris entre 375 et 500 mm par an (figure 5.12). L'introduction des CIMS dans les séquences de culture du BAG induit une réduction du drainage pour plus de 95 % des UPC. Cette baisse est comprise entre -25 et -50 mm respectivement autour de Toulouse et au-dessus de Bordeaux. Sur le piémont pyrénéen, la réduction du drainage est forte et dépasse -125 mm (figure 5.12). Lorsqu'on analyse le ratio de drainage, on constate que c'est dans la région toulousaine la réduction du drainage représente une grande partie du drainage totale de la ligne de base et peut atteindre 60 %, ceci, car le niveau moyen de drainage est faible et donc la transpiration des CIMS impacte proportionnellement plus le drainage lorsqu'il est structurellement plus faible due à une plus faible pluviométrie hivernale. Cela indique que c'est dans cette zone que la gestion des CIMS doit être particulièrement optimisée pour limiter leur impact sur le drainage et donc la recharge des nappes phréatiques. Au-dessus de Bordeaux et vers le piémont pyrénéen, cette réduction est comprise entre 5 et 10 % du drainage annuel. A noter que sur une grande partie de la façade atlantique la réduction du drainage est inférieure à 5 % (figure 5.12).

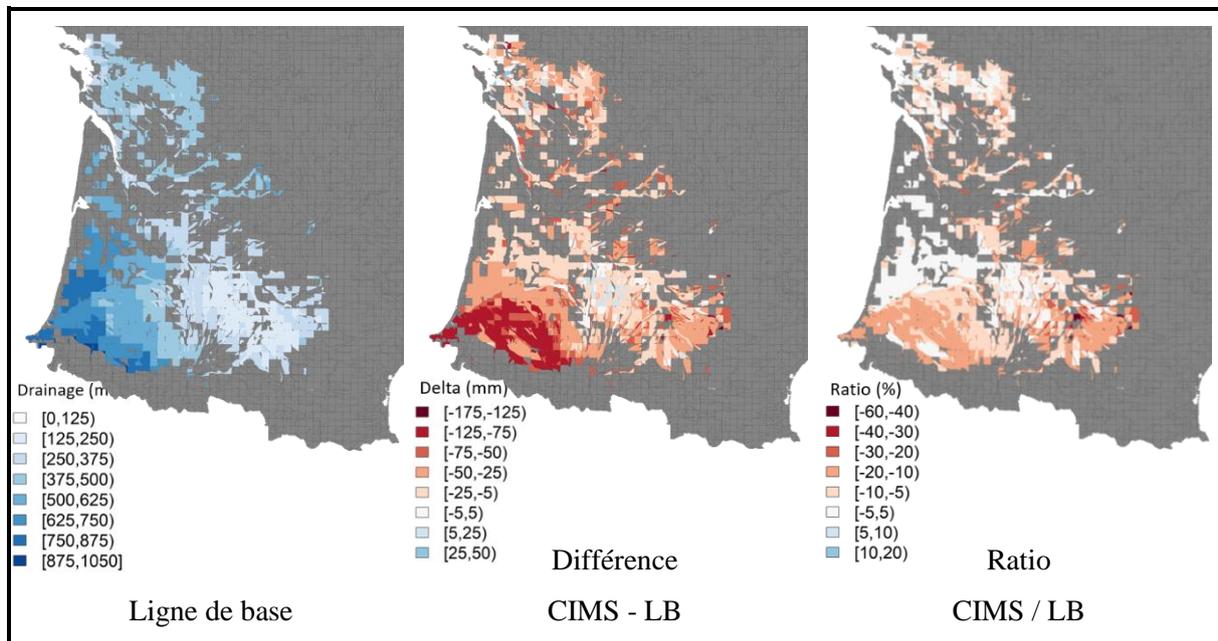


Figure 5.12. Evolution du drainage annuel (en mm) pour la série climatique actuelle (1983-2013). A gauche, la ligne de base. Au milieu la différence de drainage entre les scénarios CIMS et LB. A droite le ratio de drainage entre les scénarios CIMS et LB.

À l'avenir, entre 2030 et 2060 les volumes de drainage sont légèrement plus faible. Pour la ligne de base, à une exception près, les volumes sont compris entre 0 et 875 mm en moyenne par an (figure 5.13). La répartition du drainage devrait être proche de celle de la série climatique actuelle avec de plus forts

volumes sur la façade atlantique et les contreforts pyrénéens. La mise en place systématique des CIMS dans les séquences de culture entraîne une diminution du drainage sur près de 95 % des UPC. La réduction du drainage devrait être comprise entre -5 et -75 mm sur l'ensemble du BAG. Les zones particulièrement impactées sont le piémont pyrénéen et le sud-est dans la région toulousaine (figure 5.13). En terme de ratio, la réduction du drainage est plus importante dans la région toulousaine avec des baisses du drainage de l'ordre de 60 % au maximum et entre 20 et 30 % en moyenne, pour les mêmes raisons que pour le climat actuel. Sur les contreforts des Pyrénées, cette baisse est comprise entre -5 et -20 %. Sur une grande majorité des UPC du BAG, l'impact des CIMS sur le drainage est plutôt faible et généralement compris entre -5 et +5 % (figure 5.13).

Au final, la baisse de drainage due à la généralisation des CIMS devrait être moins importante avec la série climatique future par rapport à la série climatique actuelle (table 5.1 & figure 5.13).

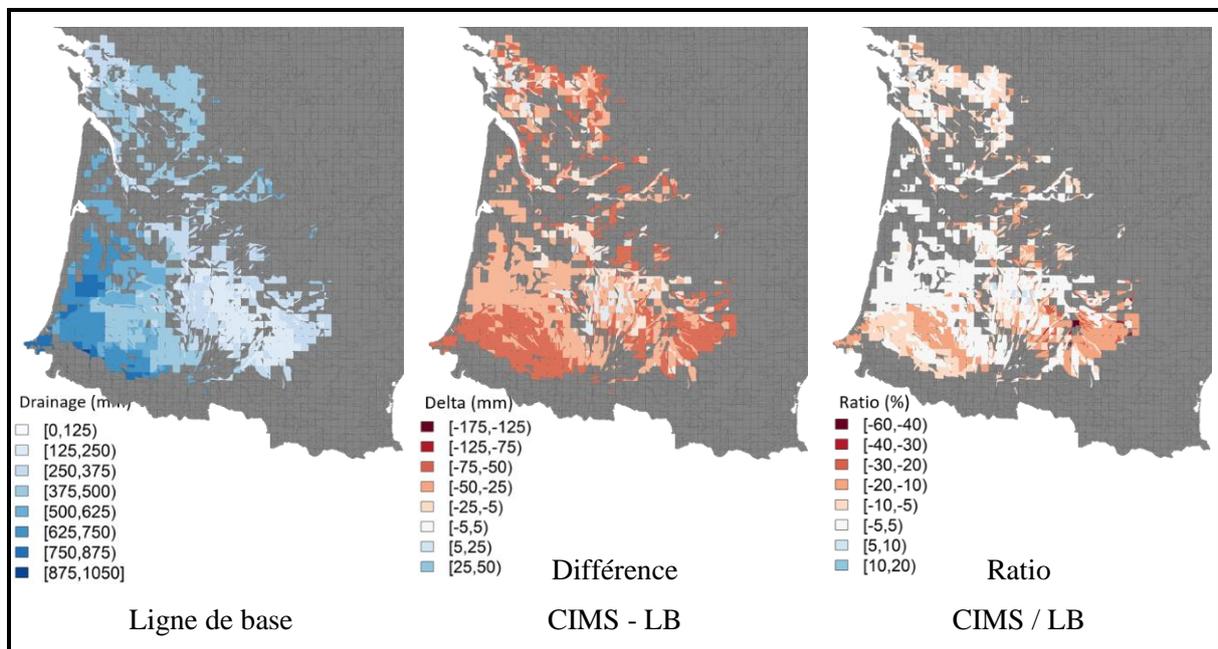


Figure 5.13. Evolution du drainage annuel (en mm) pour la série climatique future sans politique climatique (2030-2060). A gauche, la ligne de base. Au milieu la différence de drainage entre les scénarios CIMS et LB. A droite le ratio de drainage entre les scénarios CIMS et LB.

5.3.5 Volumes d'eau évapotranspirés et drainés à l'échelle du BAG

La généralisation des CIMS à l'échelle du BAG augmente la quantité d'eau évapotranspirée par les cultures et les CIMS et donc diminuent la quantité de drainage sur le territoire. Dans notre plan de simulation, la zone couverte est d'un tiers des surfaces en grandes cultures dans le BAG, soit un demi-million d'hectares (0.54 million d'hectares exactement) sur les 1.5 millions d'hectares cultivés. Les volumes calculés et sur lesquels les résultats se rapportent dans la suite, ont donc été calculés sur ces 1.5 million d'hectare.

Pour la ligne de base, l'évapotranspiration des systèmes de culture est de 3 230 Mm³.an⁻¹ et le drainage est de 2 420 Mm³.an⁻¹. Concernant le scénario de CIMS, l'évapotranspiration sur la surface du BAG simulée s'élève à 3 390 Mm³.an⁻¹ et le drainage atteint les 2 210 Mm³.an⁻¹. La mise en place des CIMS entraîne donc une augmentation de l'évapotranspiration de 164 Mm³.an⁻¹ et une baisse du drainage de 213 Mm³.an⁻¹. En extrapolant à la surface totale en grande culture, cela représente une augmentation de l'ETR de seulement 4.95 % et représente une baisse du drainage de 8.7 %. Ainsi cette réduction de drainage due à l'introduction généralisée des CIMS correspondrait à 72 % des volumes d'eau prélevés (en 2010) dans les masses d'eau superficielles pour l'irrigation.

Pour la série climatique future, la généralisation des CIMS ne devrait pas modifier l'impact sur l'augmentation de l'ETR et ni sur le drainage. En effet, pour la ligne de base, les cultures devraient évapotranspirer 3 500 Mm³.an⁻¹ et le drainage serait de 2 320 Mm³.an⁻¹. Concernant le scénario avec renforcement des surfaces de CIMS, l'évapotranspiration à l'échelle du BAG devrait augmenter à 3 620 Mm³.an⁻¹ mais le drainage devrait très légèrement baisser avec 2 190 Mm³.an⁻¹. La mise en place des CIMS devrait donc entraîner une légère augmentation de l'évapotranspiration de 120 millions de m³ et en conséquence d'une baisse quasi-équivalente du drainage de 130 millions de m³. Soit, en extrapolant à la surface totale en grandes cultures (et en considérant qu'elle reste constante en 2050), une augmentation de l'ETR du BAG de 3.3 % et une faible baisse du drainage de 5.9 %. Cette baisse de drainage représenterait toutefois 45 % des volumes d'eau prélevés dans les masses d'eau superficielles (volume prélevé actuellement).

5.4 Discussion

5.4.1 Gestion des CIMS dans les séquences de cultures du BAG

Dans le scénario LB, les CIMS sont uniquement utilisées dans les zones vulnérables à la lixiviation des nitrates identifiées par la « Directive Nitrate », zones hors dérogations (figure en annexe A2). Leur utilisation actuelle est concentrée autour de Toulouse et au nord de l'estuaire de la Gironde au sein de rotations principalement composé de blé et de colza, et apparaissent entre une et deux années sur quatre environ. Le potentiel d'introduction est donc très important, notamment au sein des monocultures de maïs grain du bassin Adour, du littoral et de l'Ouest du bassin de la Garonne (figure 5.6a). Le scénario de CIMS illustre ce potentiel d'intégration dans les séquences de cultures représentatives du BAG. Les experts de l'étude EFESE ont choisi d'utiliser un couvert de féverole après un maïs grain et sa mise en place est systématique chaque année, ceci pour évaluer l'impact d'une utilisation systématique et généralisée des CIMS entre deux cultures de maïs avec une durée de couverture de sol maximale. Par ailleurs, au nord de l'estuaire de la Gironde et autour de Toulouse, le potentiel d'insertion des CIMS est fort dans l'état actuel des successions de cultures, car il y a de longues périodes d'interculture (exemple de la succession blé – tournesol, où l'interculture est de 8 à 9 mois) de la fin de l'été au milieu du printemps suivant. Dans ces situations, c'est soit un couvert de vesce (pour les intercultures courtes avant une culture d'hiver), soit de ray-grass (pour les intercultures longues) qui a été simulé. Or, Meyer et al. (2020), ont mis en évidence que le choix de l'espèce ainsi que la date de semis et de destruction jouent un rôle important dans la biomasse produite par les CIMS. Le ray-grass s'implante lentement à l'automne et croît modérément en automne et en hiver, mais il a une vitesse de croissance forte au printemps avant la culture principale suivante, pouvant conduire à de forts niveaux de transpiration dans le mois précédent le semis de la culture de vente. Le plan de simulation réalisé ne prévoyait pas de destruction précoce comme il l'est préconisé dans la littérature afin d'éviter d'engendrer des stress hydriques et/ou azotés sur la culture suivante (Alonso-Ayuso et al., 2014; Lawson et al., 2015). De plus en laissant les CIMS se développer fortement, cela permet de tester le cas le plus impactant sur l'évapotranspiration réelle et donc le fort sur la diminution du drainage, en comparaison avec un sol nu. Par ailleurs, pour ce travail de simulation, les dates de semis sont fixes, ce qui peut poser certains problèmes de développement certaines années (Constantin et al., 2015a). Nous avons ici pris le parti de nous focaliser, les scénarios les plus impactant le bilan d'eau, ceci afin d'évaluer le risque potentiel le plus fort. Toutefois, dans une optique de gestion des CIMS adaptée localement, il est nécessaire de rechercher le meilleur compromis de services écosystémiques sans produire de dis-services (Justes and Richard, 2017). Le plan de simulation avait également été construit par les experts pour évaluer la contribution de l'agriculture française à l'atténuation du changement climatique en maximisant la durée de la photosynthèse en interculture afin de réduire au maximum la teneur en CO₂ et à permettre du stockage de C dans les sols (Kaye and Quemada, 2017). Bien évidemment, les CIMS réduisent la lixiviation des nitrates et leur utilisation dans des zones à risques est à privilégier et donc leur maintien

durant toute la durée de l'interculture permet de maximiser ce piégeage. Cependant, toutes les CIMS n'ont pas le même effet « pièges à nitrates » et certaines, comme les crucifères sont plus performantes dans ce domaine (Kaye et al., 2019). Aussi, les agriculteurs recherchent aussi la production de l'effet engrais vert pour restituer de l'azote à la culture suivante, notamment en utilisant des légumineuses en CIMS. Les utiliser permet, dans certaines conditions d'augmenter les rendements des cultures principales suivantes (Meyer et al., 2020; Tonitto et al., 2006). Cependant dans des zones une pluviométrie abondante et donc un drainage conséquent augmenter la quantité d'azote dans le sol présente un fort risque de diminuer la qualité de l'eau. L'utilisation de mélange plurispécifiques pour constituer les couverts de CIMS, avec des légumineuses, semble donc être une réponse pertinente pour produire simultanément différents services écosystémiques (Couëdel et al., 2018b; Tosti et al., 2014; White et al., 2017). Dans un objectif pratique, il est cependant nécessaire d'adapter localement la gestion des CIMS (date de semis et de destruction, choix des espèces à associer pour composer le couvert végétal), ceci fonction de la pluviométrie, du sol et de la succession de cultures. Ainsi, la généralisation d'une même espèce de CIMS (comme utilisée par simplification dans le plan de simulation avec la fèverole entre deux cultures de maïs détruite tardivement) n'est pas nécessairement la meilleure solution pour produire le bon compris de services écosystémiques.

5.4.2 Généralisées à l'ensemble du BAG, les CIMS modifient le grand cycle de l'eau

Le bassin Adour-Garonne est un territoire de 117 000 km² dont la SAU représente près de 50 % de la surface totale. Les grandes cultures occupent environ 1.5 millions d'hectares et seulement 6 % de cette surface est recouverte par des CIMS durant l'interculture (AGRESTE, 2014). L'évapotranspiration sur la surface totale du BAG est actuellement est de 55 000 Mm³.an⁻¹ (Agence de l'eau Adour-Garonne, 2016). La pression sur la ressource en eau est déjà forte aujourd'hui et le déficit entre besoins et ressources en eau de surface est de 250 Mm³ à l'étiage (entre juin et octobre). L'implantation des CIMS dans les séquences de culture du BAG entraîne une augmentation de l'ETR sur l'ensemble du BAG. Le niveau de cette augmentation est fortement lié aux entrées en eau via la pluie et l'irrigation. L'augmentation de l'ETR est aussi plus importante dans des régions avec des sols profonds avec une grande RU, car les cultures (intermédiaires ou principales) disposent dans ces cas là d'une ressource en eau conséquente et peuvent répondre en très grande partie à la demande évaporatoire et se développer sans contrainte hydrique (majeure) ce qui explique cette hausse. L'augmentation de l'ETR est très variable et est comprise entre 5 et 100 mm.an⁻¹, ce qui représente entre 5 et 20 % d'augmentation pour la série climatique actuelle. Comme évoquée dans le paragraphe précédent, la date de destruction des CIMS est primordiale pour limiter leur impact sur l'augmentation de l'ETR et l'effet de préemption d'eau, mais aussi d'azote. En effet plus la destruction est tardive et proche de la date de semis de la culture principale suivante, plus l'augmentation d'ETR sera importante. Dans le piémont pyrénéen, les CIMS qui ont été laissées en place jusqu'en avril, avec une reprise de croissance importante au printemps consomment plus d'eau et induisent donc un fort différentiel d'ETR par rapport à la ligne de base. La

réduction du drainage due aux CIMS est étroitement liée à cette augmentation de l'ETR. Dans le piémont pyrénéen, les CIMS peuvent réduire le drainage d'une centaine de millimètres environ contre une trentaine en Charente ou autour de Toulouse. Cette baisse n'a cependant pas le même impact selon le contexte pédoclimatique puisqu'elle représente entre moins de 5% sur la façade atlantique, entre 5 et 20 % sur le piémont pyrénéen et entre 10 et 40 % dans la région Toulousaine. Cette baisse du drainage est donc particulièrement préoccupante pour la recharge en eau des nappes phréatiques superficielles si le drainage est divisé par deux certaines années. En extrapolant les volumes évapotranspirés et drainés à la surface totale en grandes cultures, introduire des CIMS augmente l'ETR de 5 % et diminue le drainage, et donc potentiellement la recharge en eau des nappes superficielles et des rivières de $650 \text{ Mm}^3.\text{an}^{-1}$.

Les simulations faites à l'horizon 2050 font état d'une augmentation de la population vivant dans le BAG et notamment dans les métropoles et donc de besoins en eau potable accrus de l'ordre de 20 %. L'évapotranspiration totale sur le BAG est estimée à $65\,000 \text{ Mm}^3.\text{an}^{-1}$ en 2050, et le déficit entre les besoins et les ressources à l'étiage devrait dépasser le milliard de m^3 (Agence de l'eau Adour-Garonne, 2016). Dans le futur, l'impact des CIMS pourrait être moins important. En extrapolant sur la surface totale en grandes cultures, les CIMS augmentent l'ETR de $360 \text{ Mm}^3.\text{an}^{-1}$ et diminuent le drainage de $390 \text{ Mm}^3.\text{an}^{-1}$ due à une diminution globale du niveau de drainage. La mise en place de CIMS généralisée entraînerait toujours une baisse du drainage, mais dans une quantité moindre puisque toujours comprise entre 0 et 75 mm d'eau drainée par an en moyenne. La réduction serait particulièrement importante dans la région toulousaine, avec des baisses encore comprises entre 20 et 40 %. Au nord de l'estuaire de la Gironde, et dans le piémont pyrénéen, même si les baisses de volume de drainage seraient conséquentes, les ratios entre le drainage simulé du scénario « CIMS » et la ligne de base est faible, seraient majoritairement compris entre 0 et 10 %. Cette observation est étonnante puisque c'est dans cette région que les taux d'occurrence des CIMS dans la rotation et les biomasses de CIMS les plus faibles sont simulés. La période de développement de la CIMS et particulièrement le semis, a une place prépondérante dans l'impact sur le drainage (Justes et al., 2012). En effet, ce qui va déterminer le niveau de drainage est le niveau de précipitation automnale et hivernale, mais aussi le taux de remplissage du sol à l'entrée en automne lorsque les épisodes de drainage seraient susceptibles de débiter. Dans la région toulousaine, les CIMS sont généralement mises en place après des cultures d'hiver. Elles se développent de la fin de l'été à l'automne et prélèvent de l'eau du sol durant cette période entraînant donc une baisse globale de l'eau dans le sol (Plaza-Bonilla et al., 2016). Sur les autres régions du BAG, les CIMS seraient principalement implantées après la récolte d'une culture de printemps, et donc en début ou au milieu de l'automne. La période de développement et de préemption d'eau est donc plus courte par une faible période de transpiration automnale et donc un impact modéré sur le drainage. Le choix de l'espèce de CIMS aurait peu d'impact sur la réduction du drainage à l'échelle du BAG, car la biomasse produite, même si elle dépend de l'espèce, il s'agit d'abord de la date de semis

qui détermine la date de levée et la faculté de croissance en automne (Constantin et al., 2015a). Ensuite, la date de destruction détermine l'arrêt de la transpiration et du prélèvement d'eau dans le sol.

La généralisation de la mise en place des CIMS dans les intercultures posent donc question et devra être réfléchi dans ce contexte de pression accrue sur la ressource en eau. D'un point de vue purement quantitatif sur la ressource en eau, la généralisation des CIMS à l'échelle du BAG n'est pas une bonne chose puisqu'elle accentue les déficits actuels et futurs. Cependant, les services produits par les CIMS sont nombreux : diminution de la lixiviation des nitrates, apport d'engrais vert, maintien de la biodiversité, stockage de carbone, etc (Poeplau and Don, 2015; Schipanski et al., 2014; Thorup-Kristensen, 2003; Tribouillois et al., 2015). Ces services sont indispensables à la mise en place d'une agriculture durable dans un contexte de changement climatique. La généralisation des CIMS doit donc prendre en compte l'ensemble des services et dys-services qu'elles peuvent produire en utilisant les outils disponibles pour les agriculteurs selon les besoins spécifiques de chacun : choix de l'espèce, utilisation d'un mélange de plusieurs espèces, date de semis, date de destruction et gestion des résidus.

5.4.3 Les limites de notre étude

Le plan de simulation n'avait pas pour objectif d'adapter les dates de semis et de destruction, pour avoir un compromis de services écosystémiques et de dys-services pour l'eau et l'azote, mais il avait pour objectif premier l'évaluation du service d'atténuation du changement climatique et de stockage de carbone (C) dans les sols. Il reste donc à finaliser ce travail de simulation en ajustant les dates de semis et de destruction pour trouver le meilleur compromis de services écosystémiques et de limiter la réduction du drainage due à l'intégration généralisée des CIMS, notamment dans les sous-bassins où la réduction de la recharge des nappes phréatiques pourrait poser un problème pour le grand cycle de l'eau et l'alimentation en eau potable. Un dernier élément à prendre en compte pour optimiser la gestion des CIMS sous bassin par sous bassin concernant les rendements des cultures principales, ceci afin de ne pas avoir de fortes préemptions d'azote ou d'eau juste avant le semis de la culture de vente, afin de ne pas réduire la production agricole. Une autre limite de cette étude est le fait que les CIMS ont été irrigués dans les UPC irrigables. Ce choix a été fait pour évaluer le potentiel de production des biomasses de CIMS pour avoir le bon niveau de C capté, ce qui entraîne forcément une augmentation de l'ETR puisque les plantes ne sont pas limitées pour satisfaire leurs besoins en eau. Toutefois, la croissance des CIMS est limitée par un stress en azote pour les espèces non légumineuses.

Une autre limite de ce travail de simulation est que la fertilisation azotée de la culture principale suivante n'a pas été ajustée selon l'utilisation ou non des CIMS et l'espèce de CIMS, ce qui explique que nous avons choisi de ne pas analyser l'effet des CIMS sur le bilan d'azote simulé à l'échelle du BAG.

Aussi, il a été mis en évidence dans la littérature que les CIMS peuvent modifier la structure du sol en réorganisant la distribution et la taille des pores ce qui peut entraîner aussi une augmentation de la taille du réservoir, bien que ce soit dans de faibles proportions (Strudley et al., 2008). Les CIMS pourraient

aussi augmenter la part des pluies efficaces en modifiant les propriétés de surface des sols, c'est-à-dire la part de la pluie qui s'infiltré dans le sol en réduisant le ruissellement (Eshel et al., 2015; Yu et al., 2016). Gabriel et al., (2019) reportent que la modification des propriétés physiques du sol par rapport à un sol nu, permettrait une augmentation de la taille du réservoir et une meilleure continuité hydraulique permettrait de compenser les pertes d'eau due à la transpiration des CIMS. Dans notre travail, l'hypothèse que les CIMS peuvent augmenter la capacité du sol à retenir et à stocker de l'eau n'a pas été testée, faute de références disponibles sur ce processus. Il est possible que cet effet positif de meilleure infiltration induise moins de ruissellement et donc que les CIMS aient un moindre impact sur le drainage et donc sur le cycle de l'eau du BAG.

Enfin, le plan de simulation ne permet pas de simuler les flux d'eau latéraux entre les UPC et l'impact des CIMS sur le bilan hydrologique. Afin d'analyser l'effet des CIMS sur les flux et la dynamique du cycle de l'eau du bassin, il serait nécessaire de coupler un modèle hydrologique et un modèle de culture, comme le modèle SWAT ou la plateforme MAELIA (Garg et al., 2012; Therond et al., 2014) afin d'évaluer les impacts directs sur le niveau des nappes phréatiques ainsi que sur les débits des cours d'eau, notamment en période d'étiage. Ces simulations permettraient d'identifier les zones du BAG dans lesquelles l'utilisation des CIMS et leur gestion doit être réfléchié précisément afin de ne pas accentuer les déficits entre les ressources et les nombreux besoins : eau d'irrigation, alimentation en eau potable, débit écologique minimal, industries et loisirs.

5.5 Conclusion

Les CIMS modifient incontestablement le bilan hydrique à l'échelle du bassin versant. La généralisation de l'utilisation des CIMS dans les séquences de culture du bassin Adour-Garonne entraîne une augmentation de l'évapotranspiration réelle et en conséquence une diminution du drainage de l'ordre de 9 %. Ces modifications sont donc susceptibles d'accroître la pression sur les différentes ressources en eau du BAG dans les sous-bassins où le drainage détermine le niveau des nappes qui servent à l'alimentation en eau potable et parfois l'irrigation. Selon le scénario climatique testé, les modifications du climat ne devraient pas modifier de façon importante l'impact des CIMS à l'avenir. En effet, l'utilisation des CIMS majoritairement durant l'hiver ne devrait pas entraîner de grosse augmentation d'ETR ou de baisse de drainage supplémentaire. Nous avons utilisé une spatialisation semi-distribuée sans relation horizontale entre les différentes UPC. Il serait donc intéressant de coupler le modèle STICS avec des modèles hydrologiques à l'échelle du bassin versant Adour-Garonne afin de déterminer les impacts globaux de l'utilisation des CIMS. Les CIMS ont en effet, un impact négatif sur le bilan hydrique à l'échelle du BAG. Ce résultat est cependant à mettre en balance avec les nombreux services écosystémiques produits par les CIMS (pièges à nitrates, engrais vert, stockage de carbone, maintien de la biodiversité etc). La gestion des CIMS doit donc être optimisée localement pour produire le meilleur compromis de services écosystémiques en fonction des problématiques à prendre en compte prioritairement, tout en minimisant l'impact sur le bilan hydrique du sol. Cette optimisation des itinéraires techniques des CIMS est donc une priorité sur laquelle les chercheurs, conseillers agricoles et agriculteurs doivent dorénavant travailler pour que les CIMS soient un levier efficace du développement de l'agroécologie sur l'ensemble du BAG.

Chapitre 6 - Discussion générale, conclusions et perspectives

6.1 Rappel des objectifs et de la démarche globale de la thèse

L'objectif de la thèse est d'évaluer l'impact des Cultures Intermédiaires Multi-Services (CIMS) sur les composantes du bilan hydrique à l'échelle de la parcelle agricole puis d'extrapoler à l'échelle d'un grand bassin versant, le Bassin Adour-Garonne. Actuellement, les CIMS sont peu utilisées au sein des séquences de cultures du BAG et elles sont principalement implantées dans les zones vulnérables délimitées par la Directive Nitrate (annexe 2). Cependant, les CIMS peuvent rendre un certain nombre de services écosystémiques aussi bien pour la société (qualité de l'eau, stockage de C, accroître la biodiversité) que pour les agriculteurs (recyclage de l'azote, gestion des mauvaises herbes, fertilité du sol), justifiant la notion de multi-service associée dorénavant aux cultures intermédiaires ou couverts végétaux (Justes et Richard, 2017). Des travaux précédents démontrent leurs services « piège à nitrates » et « engrais vert », leurs effets positifs pour améliorer les propriétés physiques du sol, lutter contre les adventices et la pertinence de leurs utilisations dans un objectif de diversification des cultures et une amélioration de la biodiversité (Chen and Weil, 2010; Schipanski et al., 2014; Thorup-Kristensen, 2003; Tribouillois et al., 2018a). De plus la mise en place de la certification « équivalente au verdissement destinée aux exploitations agricoles spécialisées en maïs », devrait entraîner une augmentation nette de l'utilisation des CIMS, notamment dans les régions maïsicoles du BAG (environ 20 % de la sole maïs de la France, *données SCEES*) (annexe 3).

L'impact des CIMS sur le bilan hydrique a été peu étudié dans la littérature et il n'existe pas de consensus strict sur les effets observés et leur intensité en terme de modifications des flux et leur impact sur la dynamique du bilan hydrique. Notre méta-analyse a permis de montrer que les CIMS avait généralement un effet de réduction du drainage en comparaison à un sol nu. Afin de comprendre comment cet impact se produit en dynamique et évaluer ces effets sur la disponibilité en eau pour la culture principale suivante, j'ai développé une démarche expérimentale que j'ai couplée avec de la simulation avec un modèle sol-plante (STICS). Chaque chapitre de la thèse apporte une ou plusieurs réponses à nos questionnements au niveau de la dynamique des processus à l'échelle de la parcelle agricole jusqu'à l'évaluation de l'impact des CIMS à l'échelle du territoire du BAG. La figure 6.1 illustre cette démarche globale reprenant la stratégie de recherche mise en œuvre, explicitant l'articulation dans l'analyse des questions traitées dans les différents chapitres. Sur la partie supérieure de la figure, sont identifiés les enjeux sociétaux et scientifiques posés en introduction de la thèse ainsi que les questions de recherches soulevées par le travail bibliographique initial. La partie basse de la figure, montre les résultats principaux à retenir de chaque chapitre ainsi que les perspectives de travail qui ont été tirées de chacune de ces études.

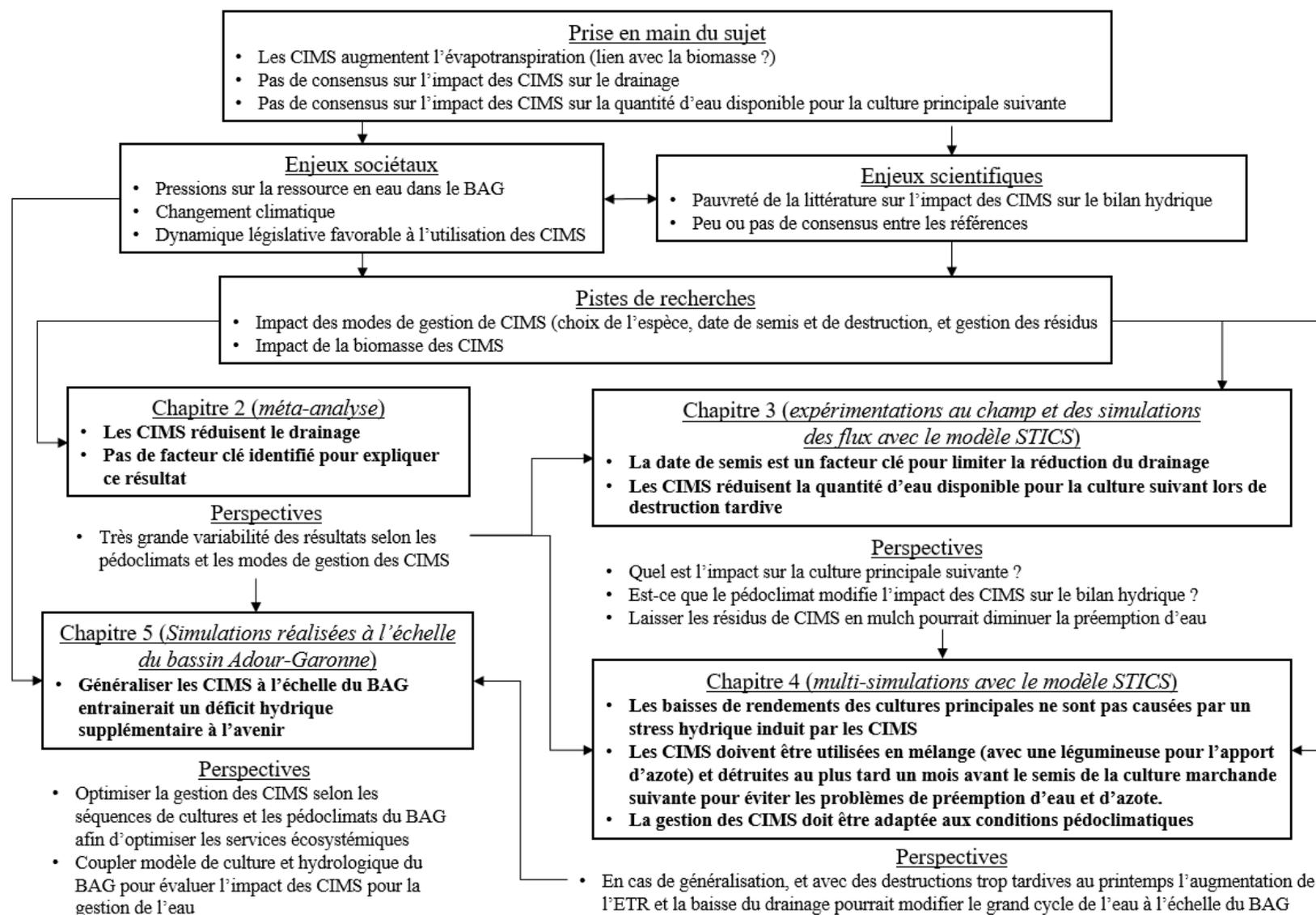


Figure 6.1. Démarche globale et articulations entre les différentes parties de la thèse. Les principaux résultats de chaque chapitre sont en encadrés et les perspectives que chaque chapitre a ouvert sont liées avec le chapitre suivant.

6.2 Synthèse des principaux résultats

Nous avons mis en évidence dans le chapitre 2 que les CIMS réduisent le drainage. Les résultats de la méta-analyse ont montré que la réduction est de 30 mm environ (-27 mm pour les expérimentations au champ et -32 mm pour les travaux par simulation) mais que l'impact des CIMS pouvait faire varier le drainage entre -110 mm et +40 mm selon les études, indiquant une forte variabilité de réponse en fonction des études publiées. Cependant, il n'a pas été possible d'identifier un ou plusieurs facteurs clés permettant d'expliquer cette différence de drainage. Les expérimentations publiées n'ont pas permis d'analyser en détail l'impact des CIMS sur le bilan hydrique, ni de connaître leur impact selon différents modes de gestion en interaction avec la variabilité pédoclimatique.

Dans le chapitre 3 nous nous sommes attachés, avec une stratégie couplant expérimentations de terrain et modélisation dynamique avec un modèle sol-plante, de mieux comprendre la dynamique des processus en jeu et de quantifier l'impact de la date de destruction des CIMS ainsi que du mode de gestion des résidus sur le bilan hydrique dans la région toulousaine. Ces travaux ont permis d'éclairer pourquoi les résultats publiés sont variables et aussi comment les CIMS réduisent le drainage, comparées à un sol nu, comme relevé par différents auteurs (Malone et al., 2014; Nielsen et al., 2015a; Plaza-Bonilla et al., 2015; Qi et al., 2011b; Strock et al., 2004). Nous avons aussi montré que la date de semis des CIMS pouvait être un élément clé dans la baisse de la réduction du drainage, due à une augmentation de l'évapotranspiration réelle (ETR), comparée à un sol nu. De plus, notre travail a permis de mettre en évidence l'impact des CIMS sur le stock en eau de l'ensemble du profil de sol disponible au semis de la culture principale suivante. Lors d'une destruction tardive des CIMS, le stock en eau du sol peut être réduit si les précipitations printanières ne sont pas suffisamment importantes pour compenser le surplus d'ETR due à la transpiration du couvert, qui explique la préemption d'eau du sol par la CIMS avant le semis de la culture principale suivante. Des travaux de la littérature montrent que les CIMS peuvent entraîner des baisses de rendements surtout dues à une préemption d'azote et parfois à des effets allélopathiques ou un préemption d'azote (Kessavalou and Walters, 1997; Tonitto et al., 2006). En conséquence, détruire les CIMS trop tardivement au printemps, juste avant le semis de la culture principale suivante, pourrait donc aussi causer des stress hydriques et pénaliser la culture principale suivante lors de son développement (Alonso-Ayuso et al., 2014). Notre dispositif expérimental ne nous a pas permis d'évaluer l'effet sur les rendements de la culture suivante. Notre dispositif avait aussi pour objectif de tester l'hypothèse selon laquelle de laisser les résidus de CIMS en mulch après la destruction pourrait permettre de réduire l'évapotranspiration en comparaison avec un sol labouré (Alliaume et al., 2014; Moschler et al., 1967). Cependant en raison de la repousse du trèfle composant le mélange bi-spécifique (moutarde Ethiopienne et trèfle incarnat) après une destruction automnale par broyage mécanique, nous n'avons pas pu observer l'effet in situ.

Au chapitre 4, notre travail s'est focalisé sur l'évaluation par simulation de l'impact de l'interaction entre modes de gestion et pédoclimats représentatifs du BAG. Le plan expérimental a permis de tester différents modes de gestions des CIMS : (i) choix de l'espèce avec des vitesses de croissances et des services écosystémiques spécifiques, (ii) la date de semis, afin de confirmer son impact sur la réduction du drainage, (iii) la date de destruction, pour déterminer l'impact du stock en eau pour la culture suivante ainsi que les stress hydriques pouvant y être associés, (iv) la variabilité pédoclimatique pour cinq sites représentant un gradient Est-Ouest du BAG et (v) laissés les résidus de CIMS en mulch, ceci afin de diminuer l'augmentation de l'ETR et la baisse du drainage comparé à un travail du sol. Le résultat majeur est que nous n'avons globalement pas relevé, dans les résultats de simulation, de situations où le stress hydrique induit par les CIMS causerait des baisses de rendement sur la culture principale suivante. Ce résultat est vrai à l'exception de cas extrêmes, lors d'années particulièrement sèches comme au printemps 2011 ou 2016, et où la date de destruction de la CIMS est réalisée mi-avril, juste avant le semis de la culture principale suivante. Les variations de rendements sont, en effet, fortement corrélées aux disponibilités en azote minéral selon le type de CIMS utilisé et la date de destruction. Dans ces cas-là, une destruction anticipée du couvert permet d'éviter des baisses de rendements des cultures principales (Lawson et al., 2015). Par ailleurs, l'utilisation des légumineuses (vesce seule ou trèfle incarnat en mélange avec la moutarde éthiopienne) permet notamment une augmentation de l'azote minéral disponible pour la culture suivante, qui compense l'effet de préemption d'azote de la CIMS et accroît parfois la disponibilité en azote minéral par minéralisation des résidus, illustrant l'occurrence d'un effet « engrais vert ». Toutefois, si la date de destruction est trop précoce, en climat très pluvieux, cela peut induire une hausse de la quantité d'azote nitrique du sol susceptible d'être lixivié après minéralisation des résidus, limitant ainsi l'effet « piège à nitrate » de la CIMS. Concernant l'impact sur le bilan hydrique, les simulations n'ont pas montré la nécessité d'une augmentation du volume d'eau d'irrigation avec des CIMS dans la succession de culture par rapport à un sol laissé nu en interculture. Ce volume est calculé automatiquement par le modèle sur la base d'une règle de décision basée sur un indicateur de stress hydrique du maïs). Cela indique clairement que les CIMS ont un effet de préemption d'eau qui se traduit essentiellement par une réduction du drainage dans les conditions pédoclimatiques testées. Les CIMS augmentent l'ETR, mais la répartition des pluies au printemps et leur quantité sont généralement suffisantes pour reconstituer la réserve en eau du sol au printemps et humidifier l'horizon superficiel qui constitue le lit de semences de la culture principale suivante.

Nos travaux ont aussi permis de quantifier le niveau d'augmentation de l'ETR qui détermine fortement le niveau de réduction du drainage. En termes de volume, les CIMS réduisent beaucoup plus le drainage dans des régions pluvieuses comme le Béarn ou les Landes, que dans la vallée de la Garonne. Cependant, en termes de ratio, ces baisses de drainage peuvent représenter la grande majorité du volume total drainé dans des régions « sèches », comme autour de Toulouse, ce qui est plus impactant pour la recharge des nappes phréatiques. Nos résultats montrent une nette réduction de la lixiviation nitrique sur tous les sites

améliorant ainsi la qualité de l'eau de drainage dans toutes les zones du BAG. Enfin, en lien avec le chapitre 3, nous n'avons pas mis en évidence de lien clair entre la biomasse aérienne produite et l'augmentation de l'ETR et la réduction du drainage, car la durée de croissance est aussi déterminante, notamment si les CIMS restent en place jusqu'à la date de semis de la culture principale suivante. Ce résultat suppose qu'au-dessus d'un niveau de biomasse, l'augmentation de l'ETR (ou la diminution du drainage) n'est plus corrélée avec l'augmentation de la biomasse aérienne (Kang et al., 2003; Kristensen, 1974). Les résultats obtenus dans ce chapitre, montrent donc que l'utilisation des CIMS n'est pas une technique pénalisante pour la gestion de la culture suivante en terme de bilan hydrique, à condition d'adapter la date de destruction et d'utiliser des espèces de CIMS ou des mélanges qui permettent de produire un effet « engrais vert » ou ne pas avoir de faim en azote. Ces résultats devraient donc inciter les agriculteurs à utiliser les CIMS sans crainte d'avoir un effet négatif dû à la préemption d'eau supposée et les conséquences néfastes pour les cultures principales de rentes. Il reste toutefois à inciter les conseillers agricoles à travailler en interaction avec les agriculteurs afin d'adapter localement les itinéraires techniques des CIMS en fonction des risques pédoclimatiques, notamment en adaptant la date de destruction et le choix des espèces.

Les références publiées, ainsi que nos résultats des chapitres 2, 3 et 4 montrent qu'introduire des CIMS dans les séquences de culture augmente l'évapotranspiration et diminue le drainage.

Notre travail a aussi évalué l'effet des CIMS sous un scénario de changement climatique du futur proche. Le changement climatique et l'augmentation de la population dans le BAG à l'horizon 2050 devraient accentuer la pression accrue sur la ressource en eau. En effet, le déficit en eau entre juin et octobre, entre les besoins et l'eau disponible devrait être multiplié par quatre (Agence de l'eau Adour-Garonne, 2016). Les résultats de nos simulations ne mettent pas en évidence une aggravation de l'impact négatif des CIMS sur le drainage à l'échelle du bassin, sans mise en évidence de problème de préemption d'eau supplémentaire pour les cultures principales suivantes. Toutefois, en cas de généralisation de l'implantation des CIMS dans les séquences de culture du BAG, ce sera un déficit supplémentaire de drainage potentiel prendre en compte, ce qui renforce la nécessité de compléter ce travail avec une modélisation dynamique hydrologique du BAG.

La figure 6.2 reprend l'ensemble des résultats majeurs de la thèse. Cette figure représente une synthèse de l'impact des CIMS lors d'une interculture longue sur les variables suivantes : i) l'évapotranspiration durant la succession de culture, ii) le drainage durant la succession de culture, iii) la lixiviation nitrique durant la succession de culture, iv) le stock d'eau disponible dans le sol pour la culture principale suivante et v) le stress hydrique induit. La table illustre l'intensité des effets avec des couleurs, en considérant que plus une couleur est foncée, plus l'impact des CIMS est important comparé à un sol nu. L'effet est analysé suivant le mode de gestion de la CIMS : i) date de semis et ii) date de destruction, et iii) type de destruction qui détermine le mode de gestion des résidus. Cette synthèse prend le parti de rester sur une analyse générale et de ne pas présenter les spécificités dues aux sites pédoclimatiques et

aux différentes espèces de CIMS implantées durant les intercultures, qui ont été présentées en détails dans le chapitre 4. Cette illustration permet de présenter l'impact des CIMS sur le bilan hydrique pour un grand nombre de situations pédoclimatiques du BAG.

Variable d'état	Semis précoce		Semis tardif	
	Destruction précoce	Destruction tardive	Destruction précoce	Destruction tardive
CIMS				
Biomasse aérienne <i>Chapitre 3 et 4</i>				
Cumul durant la succession de cultures (CIMS + Culture principale suivante)				
Evapotranspiration <i>Chapitres 3, 4 et 5</i>	Labour Mulch		Labour Mulch	
Drainage <i>Chapitres 2, 3, 4 et 5</i>	Labour Mulch		Labour Mulch	
Lixiviation <i>Chapitre 4</i>				
Culture principale suivante				
Stock d'eau disponible <i>Chapitres 3 et 4</i>				
Stress hydrique <i>Chapitre 4</i>				

Biomasse aérienne des CIMS



Impact des CIMS comparé à un sol nu

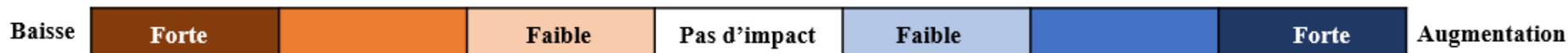


Figure 6.2. Bilan à l'échelle parcellaire de l'impact des CIMS sur l'évapotranspiration, le drainage et la lixiviation ainsi que sur le stock d'eau disponible sur la culture suivante et les stress hydriques induits selon différentes gestions des CIMS : date de semis, date de destruction et mode de gestion des résidus (laissés en mulch à la surface du sol ou enfouis avec le labour). Nous comparons ici l'impact des CIMS en comparaison avec un sol nu. Plus la couleur est foncée, plus l'impact est marqué par rapport au sol nu. Une couleur pale ou blanche représente un impact faible ou nul.

6.3 Limites de la thèse et perspectives de recherche

6.3.1 Les CIMS ont un impact positif sur le bilan hydrique du sol ?

Dans la plupart des modèles agronomiques, une approche par « réservoir » est utilisée pour simuler le bilan hydrique du sol (Ranatunga et al., 2008). C'est l'approche que nous avons choisie pour cette thèse en utilisant notamment le modèle de culture sol-plante STICS (Brisson et al., 2009, 2003). Ce choix suppose d'avoir une très bonne connaissance de la capacité du réservoir et donc de déterminer précisément les bornes de ce réservoir : l'humidité à la capacité au champ et l'humidité au point de flétrissement permanent. De plus, une simplification est faite quant à la non occurrence de transfert préférentiels ou de la faible occurrence de saturation en eau du sol (au-delà de la capacité au champ). L'activation du remplissage de la macroporosité du sol (jusqu'à une humidité de saturation du sol) dans le modèle STICS a été testée, mais dans nos conditions pédoclimatiques, cette option n'a pas amélioré significativement les résultats pour simuler la dynamique de l'eau dans le sol, sachant que le modèle a déjà permis d'obtenir une bonne précision pour simuler les teneurs en eau des divers horizons du sol pour les deux expérimentations. Aussi seule l'option du réservoir en eau du sol remplissant la microporosité a été activée. Les deux humidités caractéristiques (de rétention à la capacité au champ et au point de flétrissement) ont été déterminées par observation au champ et avec une validation des tables de textures (Jamagne et al., 1977). L'utilisation de cette approche, nécessite aussi de connaître la densité apparente du sol afin de déterminer les volumes d'eau pouvant être contenus dans le sol. Les densités apparentes ont donc aussi été déterminées par des prélèvements au champ et l'utilisation de tables de textures. Utiliser ce type de modèle suggère de faire l'hypothèse d'une densité apparente et des humidités caractéristiques constantes dans le temps. Cependant, nous savons que durant une succession de culture les densités apparentes peuvent être fortement modifiées en raison d'un travail du sol pour le cas d'un sol nu, mais aussi avec l'effet des racines des CIMS sur la compaction du sol (Alletto and Coquet, 2009; Chen and Weil, 2010). Or, certaines références suggèrent que les CIMS pourraient augmenter la taille du réservoir du sol en augmentant notamment la densité apparente et l'horizon de sol pouvant être prospecté par les racines (Chen et al., 2014; de Lima et al., 2012). Il est toutefois probable que cette augmentation ne soit pas très importante et donc ne mette pas en cause la pertinence des simulations concernant le sens des effets et de leur ordre de grandeur. Il a aussi été mis en évidence que sur le long terme, les CIMS peuvent modifier la structure du sol en réorganisant la distribution et la taille des pores ce qui peut entraîner aussi une augmentation de la taille du réservoir (Strudley et al., 2008). Les CIMS permettent aussi d'augmenter la part de pluie efficace, c'est-à-dire la part de la pluie qui s'infiltre dans le sol en réduisant le ruissellement (Eshel et al., 2015; Yu et al., 2016). Gabriel et al., (2019) ont mis en évidence que la modification des propriétés physiques du sol, une augmentation de la taille du réservoir et une meilleure continuité hydraulique permettrait de compenser en partie les pertes d'eau due à la transpiration des CIMS comparé à un sol nu, toutefois aucune quantification n'a été dans cette publication. Ces différents mécanismes ne sont pas modélisés dans STICS ce qui représente une

limite du modèle. Néanmoins, le modèle a été positivement évalué sur la dynamique hydrique sur les essais expérimentaux en l'absence de représentation de ces processus. Il est cependant possible que dans le cas de parcelles en pente par exemple et lors d'épisodes de pluies courtes et intenses, ces effets aient des conséquences importantes sur le bilan d'eau que nous n'avons pas simulées. Ainsi, même s'il est évident que les CIMS consomment plus d'eau qu'un sol nu et qu'elles sont responsables de l'augmentation de l'évapotranspiration et de la baisse du drainage, les résultats récents dans la littérature suggèrent que les CIMS serait aussi une solution pour augmenter les capacités de stockage en eau des sols et l'infiltration de l'eau. Cet effet potentiel sur l'infiltration pourrait être important en parcelle en pente et compactée. Il serait donc intéressant qu'un travail complémentaire évalue cette hypothèse. En cas de réponse positive et d'un effet important, l'impact négatif des CIMS sur le bilan hydrique et notamment la réduction du drainage à l'échelle du bassin versant pourrait donc plus faible que ne le semble penser les simulations que nous avons réalisées en première approche. Des nouvelles recherches doivent donc être menées afin d'évaluer la balance « consommation en eau/augmentation de la capacité d'infiltration du sol » en situation où l'intensité de la pluviométrie dépasserait la vitesse d'infiltration (cas de ruissellement et d'érosion hydrique).

6.3.2 Un besoin de données expérimentales sur les CIMS broyées et laissées en mulch à la surface du sol

L'expérimentation terrain mise en place dans la thèse ne nous a malheureusement pas permis d'avoir un vrai mulch de résidus de CIMS, sans repousse du couvert végétal. C'est-à-dire des résidus de CIMS laissés à la surface du sol après la destruction qui se décomposent en fonction des conditions climatiques. En effet le trèfle incarnat composant le mélange bi-spécifique avec la crucifère a fortement repoussé au printemps malgré à un premier broyage à la fin de l'automne. Il est donc nécessaire de réaliser de nouvelles expérimentations pour valider les effets simulés avec le modèle STICS pour des mulch de résidus de CIMS et ainsi vérifier leurs impacts sur le bilan hydrique. Certaines références mettent en évidence une réduction de l'évapotranspiration du sol et une meilleure infiltration de l'eau en présence de mulch (Alliaume et al., 2014; Moschler et al., 1967). Cependant, il n'y a pas de consensus et certaines études n'ont pas fait les mêmes observations, n'observant pas d'effet clair du mulch sur le stock en eau comparé à un sol nu (Williams and Weil, 2004). Le chapitre 4 de la thèse, a montré de fortes différences d'évapotranspiration réelle et de drainage entre des CIMS broyées et laissées en mulch et des CIMS broyées et enfouies par labour. L'apport de nouvelles données expérimentales permettrait donc de confirmer et appuyer ces résultats obtenus par simulation.

6.3.3 Simuler les CIMS en couplant modèles de culture et modèles hydrologiques

Dans les simulations réalisées dans cette thèse, les flux latéraux entre pixels ne sont pas simulés. Les méthodes de simulations mises en place ne nous permettent pas non plus de simuler l'impact des CIMS sur le bilan hydrologique. Afin d'analyser l'effet des CIMS sur les flux et la dynamique du cycle de l'eau du bassin, il serait nécessaire de coupler un modèle hydrologique et un modèle de culture, comme

le modèle SWAT ou la plateforme MAELIA (Garg et al., 2012; Therond et al., 2014) afin d'évaluer les impacts directs sur le niveau des nappes phréatiques ainsi que sur les débits des cours d'eau, notamment en période d'étiage. Nous n'avons pas exploré cette piste durant la thèse, car ces travaux sont menés par d'autres scientifiques du projet BAGAGES.

6.4 Conclusion générale

6.4.1 Les CIMS peuvent être adoptées par les agriculteurs sans crainte rédhibitoire

D'un point de vue purement environnemental mais aussi agronomique, les CIMS présentent de nombreux avantages à être généralisées sur l'ensemble du BAG, et donc intégrées aux séquences de cultures. Bien gérées, nous avons vu que les CIMS réduisent le drainage, mais n'entraînent pas de stress hydrique et azoté sur les cultures principales suivantes (Alvarez et al., 2017; Miguez and Bollero, 2005). Le choix de l'espèce doit notamment être réfléchi selon le contexte pédoclimatique puisqu'il peut y avoir des problèmes de levée de certaines CIMS dans des conditions sèches après une culture d'hiver. Ces conditions sèches, pourraient pousser les agriculteurs à irriguer les CIMS afin d'assurer la levée, alors que semer plutôt fin août début septembre, en fonction des pluies prédites pourrait permettre une meilleure levée et croissance juvénile des CIMS propice à la réussite de l'implantation (Constantin et al., 2015a). La surface irriguée représente environ 10 % de la surface du BAG et est responsable de 90 % de prélèvements d'eau par l'agriculture en été (Comité de Bassin Adour-Garonne, 2013). Irriguer les CIMS accentuerait donc potentiellement la consommation en eau de l'agriculture en fin d'été, au moment le plus critique de la ressource. Il apparaît donc judicieux de choisir des espèces de CIMS peu sensibles au stress hydrique dans des régions avec déficits hydriques réguliers (région toulousaine par exemple) et avec un potentiel de levée important lorsqu'elles sont semées en été. Choisir une ou plusieurs espèces semées en mélange est un moyen de réussir l'implantation de la CIMS. Ce choix doit aussi être réfléchi en fonction de la rotation de culture au sein de laquelle elles sont implantées afin de couper les cycles des ravageurs (Farooq et al., 2011). Il existe une multitude d'espèces permettant de répondre aux différents besoins des agriculteurs du BAG. Les crucifères permettent de lutter efficacement contre la lixiviation des nitrates, et de structurer le sol avec des structures racinaires bien développées (Chen and Weil, 2011; Tonitto et al., 2006). Les légumineuses sont connues pour leurs effets engrais verts et les graminées permettent une bonne couverture du sol en automne et en hiver. D'autres espèces comme la phacélie contribue au maintien de la biodiversité. Certaines espèces se développent rapidement en été, d'autres sont particulièrement résistantes aux stress hydriques, etc. (Justes, 2017). L'utilisation de mélange d'espèces est sans doute la meilleure solution, comme démontrée dans des travaux récents qui montrent que les espèces, de par leur complémentarité permettent de produire de plusieurs services écosystémiques simultanément (Couëdel et al., 2018a; Lawson et al., 2015; Tribouillois et al., 2016). Nielsen et al., (2015a) soulignent dans leurs travaux que les mélanges d'espèces n'utilisent toutefois pas l'eau différemment d'une culture seule. Il apparaît donc que la surface foliaire, à travers la biomasse aérienne produite est l'élément clé afin de déterminer l'impact des CIMS

sur l'eau. Cette surface évaporant et la biomasse produite dépendent du climat, du sol et de la gestion de la CIMS, c'est-à-dire du choix de l'espèce (ou des espèces), de la date de semis et de la date de destruction. L'utilisation des mélanges d'espèces doit permettre aux agriculteurs de bénéficier d'un bouquet de services écosystémiques tout en minimisant l'impact négatif des CIMS sur le bilan hydrique.

6.4.2 A l'échelle du bassin versant, la généralisation des CIMS doit être raisonnée

Aujourd'hui dans le BAG, l'agriculture est responsable de plus de 70 % de prélèvements dans les eaux de surfaces (lacs, rivières et nappes superficielles). Inclure des CIMS dans les séquences de cultures augmenterait donc inévitablement la consommation en eau de l'agriculture, si les CIMS n'améliorent pas drastiquement l'infiltration de l'eau en zone de coteaux et de plaine alluviale en période de crue. Le déficit entre les besoins et les ressources en eau de surface est aujourd'hui de 250 millions de m³ en été (Agence de l'eau Adour-Garonne, 2016). Les prévisions pour 2050 font état d'une augmentation de l'ETR de l'ordre de 20 à 30 %. De plus, le territoire Adour-Garonne est attractif et sa démographie devrait aussi augmenter de 20 % (Agence de l'eau Adour-Garonne, 2016). Si, selon le résultat des simulations réalisées, l'impact des CIMS sur le bilan hydrique ne devrait pas être accentué dans le futur, c'est toutefois toujours un déficit de drainage dû à la généralisation des CIMS auquel il faut s'attendre. Il convient donc d'évaluer cet effet global des CIMS sur le cycle de l'eau du BAG, car la réduction du drainage va s'ajouter aux autres déficits d'eau et donc poser potentiellement des questions sur la pérennité de la faune, de la flore et des activités humaines. Dans l'étude qui a servi de base à une première évaluation de l'effet des CIMS, les volumes d'eau ont été calculés sur la base d'une utilisation systématique des CIMS sur toute la surface en grandes cultures du BAG et d'une gestion visant à produire un maximum de biomasse pour estimer le potentiel d'atténuation du changement climatique et de stockage de carbone dans les sols. Il est évident qu'une gestion adaptée de la date de semis et de la date de destruction permettrait de diminuer les volumes évapotranspirés par les CIMS et donc de réduire l'impact négatif sur le drainage. En conséquence, dans certaines régions du BAG avec des pluviométries faibles, ou des sols peu profonds et retenant peu l'eau, les CIMS devront être détruites avant l'hiver, ceci afin de limiter la réduction du drainage, et ainsi limiter l'impact sur la recharge des nappes. Une généralisation des CIMS sans adaptation localisée de leur itinéraire technique sur la SAU entière apparaît donc comme une solution inadaptée en réponse à la forte pression actuelle sur la ressource en eau, qui va s'accroître avec les changements climatiques et globaux. Il est évident qu'une gestion optimisée des CIMS passe par une adaptation aux spécificités pédoclimatiques et du système de culture, qui détermine les périodes d'interculture courte et longue. C'est donc à une véritable optimisation de l'itinéraire technique que les agronomes, conseillers agricoles et agriculteurs doivent travailler de concert pour adapter la date de semis, la date de destruction et du choix des espèces, et ainsi permettre l'atteinte du meilleur compromis de services écosystémiques, en minimisant les dis-services et avec des coûts (économique et de temps de travail) acceptables.

Références bibliographiques

- Agence de l'eau Adour-Garonne, 2016. Plan d'adaptation au changement climatique du bassin Adour-Garonne 20.
- AGRESTE, 2014. Mémento agricole du bassin Adour-Garonne.
- Alletto, L., Coquet, Y., 2009. Temporal and spatial variability of soil bulk density and near-saturated hydraulic conductivity under two contrasted tillage management systems. *Geoderma* 152, 85–94. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.05.023>
- Alliaume, F., Rossing, W.A.H., Tittonell, P., Jorge, G., Dogliotti, S., 2014. Reduced tillage and cover crops improve water capture and reduce erosion of fine textured soils in raised bed tomato systems. *Agric. Ecosyst. Environ.* 183, 127–137. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.11.001>
- Alonso-Ayuso, M., Gabriel, J.L., Quemada, M., 2014. The kill date as a management tool for cover cropping success. *PLoS One* 9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0109587>
- Alonso-Ayuso, M., Quemada, M., Vancloster, M., Ruiz-Ramos, M., Rodriguez, A., Gabriel, J.L., 2018. Assessing cover crop management under actual and climate change conditions. *Sci. Total Environ.* 621, 1330–1341. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.095>
- Alvarez, R., Steinbach, H.S., De Paepe, J.L., 2017. Cover crop effects on soils and subsequent crops in the pampas: A meta-analysis. *Soil Tillage Res.* 170, 53–65. <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.03.005>
- Basche, A.D., Archontoulis, S. V., Kaspar, T.C., Jaynes, D.B., Parkin, T.B., Miguez, F.E., 2016. Simulating long-term impacts of cover crops and climate change on crop production and environmental outcomes in the Midwestern United States. *Agric. Ecosyst. Environ.* 218, 95–106. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.11.011>
- Basche, A.D., DeLonge, M.S., 2019. Comparing infiltration rates in soils managed with conventional and alternative farming methods: A meta-analysis. *PLoS One* 14, e0215702. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0215702>
- Beaudoin, N., Launay, M., Sauboua, E., Ponsardin, G., Mary, B., 2008. Evaluation of the soil crop model STICS over 8 years against the “on farm” database of Bruyères catchment. *Eur. J. Agron.* 29, 46–57. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2008.03.001>
- Bergez, J.E., Colbach, N., Crespo, O., Garcia, F., Jeuffroy, M.H., Justes, E., Loyce, C., Munier-Jolain, N., Sadok, W., 2010. Designing crop management systems by simulation. *Eur. J. Agron.* 32, 3–9. <https://doi.org/10.1016/J.EJA.2009.06.001>
- Blanco-Canqui, H., Mikha, M.M., Presley, D.R., Claassen, M.M., 2011. Addition of Cover Crops Enhances No-Till Potential for Improving Soil Physical Properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 75, 1471. <https://doi.org/10.2136/sssaj2010.0430>
- Bodner, G., Himmelbauer, M., Loiskandl, W., Kaul, H.-P., 2010. Improved evaluation of cover crop species by growth and root factors. *Agron. Sustain. Dev.* 30, 455–464. <https://doi.org/10.1051/agro/2009029>
- Bodner, G., Loiskandl, W., Kaul, H.-P., 2007. Cover crop evapotranspiration under semi-arid conditions using FAO dual crop coefficient method with water stress compensation. *Agric. Water Manag.* 93, 85–98. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2007.06.010>
- Borenstein, M., Hedges, L. V., Higgins, J.P.T., Rothstein, H.R., 2009. Introduction to Meta-Analysis. *Psychother. Res. J. Soc. Psychother. Res.* 19, 421. <https://doi.org/10.1002/9780470743386>
- Brisson, N., Gary, C., Justes, E., Roche, R., Mary, B., Ripoche, D., Zimmer, D., Sierra, J., Bertuzzi, P., Burger, P., Bussière, F., Cabidoche, Y.M., Cellier, P., Debaeke, P., Gaudillère, J.P., Hénault, C.,

- Maraux, F., Seguin, B., Sinoquet, H., 2003. An overview of the crop model STICS. *Eur. J. Agron.* 18, 309–332. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(02\)00110-7](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00110-7)
- Brisson, N., Launay, M., Mary, B., Beaudoin, N., 2009. Conceptual Basis, Formalisations and Parameterization of the Stics Crop Model. *Updat. Sci. Technol.* 304.
- Brisson, N., Ruget, F., Gate, P., Lorgeoud, J., Nicoullaud, B., Tayot, X., Plenet, D., Jeuffroy, M.-H., Bouthier, A., Ripoche, D., Mary, B., Justes, E., 2002. STICS: a generic model for simulating crops and their water and nitrogen balances. II. Model validation for wheat and maize. *Agronomie* 69–92. <https://doi.org/10.1051/agro>
- Chen, G., Weil, R.R., 2011. Root growth and yield of maize as affected by soil compaction and cover crops. *Soil Tillage Res.* 117, 17–27. <https://doi.org/10.1016/j.still.2011.08.001>
- Chen, G., Weil, R.R., 2010. Penetration of cover crop roots through compacted soils. *Plant Soil* 331, 31–43. <https://doi.org/10.1007/s11104-009-0223-7>
- Chen, G., Weil, R.R., Hill, R.L., 2014. Effects of compaction and cover crops on soil least limiting water range and air permeability. *Soil Tillage Res.* 136, 61–69. <https://doi.org/10.1016/j.still.2013.09.004>
- Clark, A.J., Decker, A.M., Meisinger, J.J., McIntosh, M.S., 1997. Kill date of vetch, rye, and a vetch-rye mixture: II. Soil moisture and corn yield. *Agron. J.* 89, 434–441. <https://doi.org/10.2134/agronj1997.00021962008900030011x>
- Comité de bassin Adour-Garonne, 2014. Synthèse de l’actualisation de l’état des lieux du SDAGE 2016 - 2021. Commission territoriale Garonne.
- Comité de Bassin Adour-Garonne, 2014a. Synthèse de l’actualisation de l’état des lieux du SDAGE 2016-2021. Commission territoriale Adour.
- Comité de Bassin Adour-Garonne, 2014b. Synthèse de l’actualisation de l’état des lieux du SDAGE 2016-2021. Commission territoriale Charente.
- Comité de Bassin Adour-Garonne, 2014c. Synthèse de l’actualisation de l’état des lieux du SDAGE 2016-2021. Commission territoriale Dordogne.
- Comité de Bassin Adour-Garonne, 2014d. Synthèse de l’actualisation de l’état des lieux du SDAGE 2016 - 2021. Commission territoriale Littoral.
- Comité de Bassin Adour-Garonne, 2014e. Synthèse de l’actualisation de l’état des lieux du SDAGE 2016 - 2021. Commission territoriale Lot.
- Comité de Bassin Adour-Garonne, 2014f. Synthèse de l’actualisation de l’état des lieux du SDAGE 2016 - 2021. Commission territoriale Tarn-Aveyron.
- Comité de Bassin Adour-Garonne, 2013. L’eau et les milieux aquatiques du bassin Adour-Garonne. Etat des lieux.
- Constantin, J., Beaudoin, N., Launay, M., Duval, J., Mary, B., 2012. Long-term nitrogen dynamics in various catch crop scenarios: Test and simulations with STICS model in a temperate climate. *Agric. Ecosyst. Environ.* 147, 36–46. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.06.006>
- Constantin, J., Durr, C., Tribouillois, H., Justes, E., 2015a. Catch crop emergence success depends on weather and soil seedbed conditions in interaction with sowing date: A simulation study using the SIMPLE emergence model. *F. Crop. Res.* 176, 22–33. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2015.02.017>
- Constantin, J., Justes, E., 2012. Impacts de la gestion de l’interculture sur les bilans d’azote et d’eau et sur le rendement de la culture suivante, simulés avec le modèle de culture STICS. Réduire les fuites nitrate au moyen Cult. intermédiaires. Conséquences sur les bilans d’eau d’azote, autres Serv. écosystémiques 10, 329–398.

- Constantin, J., Le Bas, C., Justes, E., 2015b. Large-scale assessment of optimal emergence and destruction dates for cover crops to reduce nitrate leaching in temperate conditions using the STICS soil–crop model. *Eur. J. Agron.* 69, 75–87. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2015.06.002>
- Constantin, J., Mary, B., Laurent, F., Aubrion, G., Fontaine, A., Kerveillant, P., Beaudoin, N., 2010. Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments. *Agric. Ecosyst. Environ.* 135, 268–278. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.10.005>
- Corak, S.J., Frye, W.W., Smith, M.S., 1991. Legume Mulch and Nitrogen Fertilizer Effects on Soil Water and Corn Production. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 55 (1991), pp. 1395-1400.
- Coucheney, E., Buis, S., Launay, M., Constantin, J., Mary, B., Garcia de Cortazar-Atauri, I., Ripoche, D., Beaudoin, N., Ruget, F., Andrianarisoa, K.S., Le Bas, C., Justes, E., Léonard, J., 2015. Accuracy, robustness and behavior of the STICS soil-crop model for plant, water and nitrogen outputs: Evaluation over a wide range of agro-environmental conditions in France. *Environ. Model. Softw.* 64, 177–190. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.11.024>
- Couëdel, A., 2018. Provision of multiple ecosystem services by crucifer-legume cover crop mixtures.
- Couëdel, A., Alletto, L., Justes, É., 2018a. Crucifer-legume cover crop mixtures provide effective sulphate catch crop and sulphur green manure services. *Plant Soil* 426, 61–76. <https://doi.org/10.1007/s11104-018-3615-8>
- Couëdel, A., Alletto, L., Tribouillois, H., Justes, É., 2018b. Cover crop crucifer-legume mixtures provide effective nitrate catch crop and nitrogen green manure ecosystem services. *Agric. Ecosyst. Environ.* 254, 50–59. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.017>
- Daigh, A.L., Helmers, M.J., Kladvik, E., Zhou, X., Goeken, R., Cavdini, J., Barker, D., Sawyer, J., 2014. Soil water during the drought of 2012 as affected by rye cover crops in fields in Iowa and Indiana. *J. Soil Water Conserv.* 69, 564–573. <https://doi.org/10.2489/jswc.69.6.564>
- Davies, D. B., Garwood, T.W.D., Rochford, A.D., D.H., Garwood, T.W., Rochford, A.D., D.H., 1996. Factors affecting nitrate leaching from a calcareous loam in East Anglia. *J. Agric. Sci.* 126, 75–86. <https://doi.org/10.1017/S0021859600088821>
- De Lima, C.L.R., Miola, E.C.C., Timm, L.C., Pauletto, E.A., da Silva, A.P., 2012. Soil compressibility and least limiting water range of a constructed soil under cover crops after coal mining in Southern Brazil. *Soil Tillage Res.* 124, 190–195. <https://doi.org/10.1016/j.still.2012.06.006>
- Ditzler, C., Scheffe, K., Monger, H.C., 2017. Soil Science Division Staff. 2017. Soil survey manual, USDA. ed, Soil Science. Washington, D.C. <https://doi.org/10.1097/00010694-195112000-00022>
- Doré, T., Makowski, D., Malézieux, E., Munier-Jolain, N., Tchamitchian, M., Tittonell, P., 2011. Facing up to the paradigm of ecological intensification in agronomy: Revisiting methods, concepts and knowledge. *Eur. J. Agron.* 34, 197–210. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2011.02.006>
- Durant, Y., Brun, E., Merindol, L., Guyomarc'h, G., Lesaffre, B., Martin, E., 1993. A meteorological estimation of relevant parameters for snow models. *Ann. Glaciol.* 18, 65–71.
- Duru, M., Therond, O., Martin, G., Martin-clouaire, R., Magne, M., Justes, E., Journet, E., Aubertot, J., Savary, S., Bergez, J., Sarthou, J.P., 2015. How to implement biodiversity-based agriculture to enhance ecosystem services : a review 1259–1281. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0306-1>
- Eshel, G., Egozi, R., Goldwasser, Y., Kashti, Y., Fine, P., Hayut, E., Kazukro, H., Rubin, B., Dar, Z., Keisar, O., DiSegni, D.M., 2015. Benefits of growing potatoes under cover crops in a Mediterranean climate. *Agric. Ecosyst. Environ.* 211, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.05.002>
- Farooq, M., Jabran, K., Cheema, Z.A., Hm, K., 2011. The role of allelopathy in agricultural pest

- management 493–506. <https://doi.org/10.1002/ps.2091>
- Feyereisen, G.W., Wilson, B.N., Sands, G.R., Strock, J.S., Porter, P.M., 2006. Potential for a rye cover crop to reduce nitrate loss in southwestern Minnesota. *Agron. J.* 98, 1416–1426. <https://doi.org/10.2134/agronj2005.0134>
- Gabriel, J.L., Muñoz-Carpena, R., Quemada, M., 2012. The role of cover crops in irrigated systems: Water balance, nitrate leaching and soil mineral nitrogen accumulation. *Agric. Ecosyst. Environ.* 155, 50–61. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.03.021>
- Gabriel, J.L., Quemada, M., Martín-lammerding, D., Vanclooster, M., 2017. Assessing the cover crop effect on soil hydraulic properties by inverse modelling in a 10-year field trial 1–16.
- Gabriel, J.L., Quemada, M., Martín-Lammerding, D., Vanclooster, M., 2019. Assessing the cover crop effect on soil hydraulic properties by inverse modelling in a 10-year field trial. *Agric. Water Manag.* 222, 62–71. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.05.034>
- Garg, K.K., Bharati, L., Gaur, A., George, B., Acharya, S., Jella, K., Narasimhan, B., 2012. Spatial mapping of agricultural water productivity using the SWAT model in Upper Bhima Catchment, India. *Irrig. Drain.* 61, 60–79. <https://doi.org/10.1002/ird.618>
- Gastal, F., Lemaire, G., 2002. N uptake and distribution in crops : an agronomical and ecophysiological perspective. *ournal Exp. Bot.* 53, 789–799.
- Gis Sol, 2011. L'état des sols de France. Groupement d'intérêt scientifique sur les sols. Sol 188p.
- Glass, G. V., 1976. Primary, secondary, and meta-analysis of research. *Am. Educ. Res. Assoc.* 5, 3–8. <https://doi.org/10.3102/0013189X005010003>
- Hedges, L. V., Gurevitch, J., Curtis, P.S., 1999. the Meta-Analysis of Response Ratios in Experimental Ecology. *Ecology* 80, 1150–1156.
- Hooker, K. V., Coxon, C.E., Hackett, R., Kirwan, L.E., O'Keeffe, E., Richards, K.G.G., 2008. Evaluation of cover crop and reduced cultivation for reducing nitrate leaching in Ireland. *J. Environ. Qual.* 37, 138–145. <https://doi.org/10.2134/jeq2006.0547>
- Hossard, L., Archer, D.W., Bertrand, M., Colnenne-David, C., Debaeke, P., Ernfors, M., Jeuffroy, M.H., Munier-Jolain, N., Nilsson, C., Sanford, G.R., Snapp, S.S., Jensen, E.S., Makowski, D., 2016. A meta-analysis of maize and wheat yields in low-input vs. conventional and organic systems. *Agron. J.* 108, 1155–1167. <https://doi.org/10.2134/agronj2015.0512>
- IPCC, 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Intergov. Panel Clim. Chang. Work. Gr. I Contrib. to IPCC Fifth Assess. Rep. (AR5)(Cambridge Univ Press. New York) 1535. <https://doi.org/10.1029/2000JD000115>
- Jamagne, M., Betremieux, R., Begon, J.C., Mori, A., 1977. Quelques donnees sur la variabilite dans le milieu naturel de la reserve en eau des sols. *Bull Tech Inf Minist Agric Paris.*
- Joly, D., Brossard, T., Cardot, H., Cavailles, J., Hilal, M., Wavresky, P., 2010. Les types de climats en France, une construction spatiale. *CyberGeo* 2010, 2–22.
- Justes E., Beaudoin N., Bertuzzi P., Charles R., Constantin J., Dürr C., Hermon C., Joannon A., Le Bas C., Mary B., Mignolet C., Montfort F., Ruiz L., Sarthou J.P., Souchère V., Tournebize J., Savini I., R.O., 2012. Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires : conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques. Synthèse du rapport d'étude, INRA (France).
- Justes, E., 2017. Cover crops for sustainable farming, *Cover Crops for Sustainable Farming.* <https://doi.org/10.1007/978-94-024-0986-4>

- Justes, E., Mary, B., Nicolardot, B., 1999. Comparing the effectiveness of radish cover crop, oilseed rape volunteers and oilseed rape residues incorporation for reducing nitrate leaching. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 55, 207–220. <https://doi.org/10.1023/A:1009870401779>
- Justes, E., Richard, G., 2017. Contexte , concepts et définition des cultures intermédiaires multi-services. *Innov. Agron. INRA* 62, p1-15.
- Kang, S., Gu, B., Du, T., Zhang, J., 2003. Crop coefficient and ratio of transpiration to evapotranspiration of winter wheat and maize in a semi-humid region. *Agric. Water Manag.* 59, 239–254. [https://doi.org/10.1016/S0378-3774\(02\)00150-6](https://doi.org/10.1016/S0378-3774(02)00150-6)
- Kaspar, T.C., Jaynes, D.B., Parkin, T.B., Moorman, T.B., Singer, J.W., 2012. Effectiveness of oat and rye cover crops in reducing nitrate losses in drainage water. *Agric. Water Manag.* 110, 25–33. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2012.03.010>
- Kaspar, T.C.C., Jaynes, D.B.B., Parkin, T.B.B., Moorman, T.B.B., 2007. Rye Cover Crop and Gamagrass Strip Effects on NO Concentration and Load in Tile Drainage. *J. Environ. Qual.* 36, 1503. <https://doi.org/10.2134/jeq2006.0468>
- Kaye, J., Finney, D., White, C., Bradley, B., Schipanski, M., Alonso-ayuso, M., Hunter, M., Burgess, M., Mejia, C., 2019. Managing nitrogen through cover crop species selection in the U . S . mid-Atlantic 1–23. <https://doi.org/10.18113/D3KH30.Funding>
- Kaye, J.P., Quemada, M., 2017. Using cover crops to mitigate and adapt to climate change. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 37, 4. <https://doi.org/10.1007/s13593-016-0410-x>
- Kessavalou, A., Walters, D.T., 1997. Winter rye cover crop following soybean under conservation tillage. *Agron. J.* 91, 643–649.
- Kristensen, K.J., 1974. Actual Evapotranspiration in Relation To Leaf Area. *Hydrol. Res.* 5, 173–182. <https://doi.org/10.2166/nh.1974.0012>
- Krueger, E.S., Ochsner, T.E., Porter, P.M., Baker, J.M., 2011. Winter rye cover crop management influences on soil water, soil nitrate, and corn development. *Agron. J.* 103, 316–323. <https://doi.org/10.2134/agronj2010.0327>
- Lawson, A., Cogger, C., Bary, A., Fortuna, A.M., 2015. Influence of seeding ratio, planting date, and termination date on rye-hairy vetch cover crop mixture performance under organic management. *PLoS One* 10. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0129597>
- Leenhardt, D., Therond, O., Mignolet, C., 2012. Quelle représentation des sys-tèmes de culture pour la ges-tion de l'eau sur un grand terri-toire. *Agron. Environ. Sociétés* 2, 77–90.
- Li, L., Malone, R.W., Ma, L., Kaspar, T.C., Jaynes, D.B., Saseendran, S.A., Thorp, K.R., Yu, Q., Ahuja, L.R., Longhuili, Robmalone, Tomkaspar, Qiangyu, 2008. Winter cover crop effects on nitrate leaching in subsurface drainage as simulated by RZWQM-DSSAT. *TransactionsoftheASABEVol* 51, 1575–1583. <https://doi.org/10.13031/2013.25314>
- Light, R., Pillemer, D., 1984. *Summing up: The science of reviewing research.*, Psychology Scholarship.
- Logsdon, S.D., Kaspar, T.C., Meek, D.W., Prueger, J.H., 2002. Nitrate leaching as influenced by cover crops in large soils monoliths. *Agron. J.* 94, 807–814.
- Malone, R.W., Jaynes, D.B., Kaspar, T.C., Thorp, K.R., Kladvivko, E., Ma, L., James, D.E., Singer, J., Morin, X.K., Searchinger, T., 2014. Cover crops in the upper midwestern United States: Simulated effect on nitrate leaching with artificial drainage. *J. Soil Water Conserv.* 69, 292–305. <https://doi.org/10.2489/jswc.69.4.292>
- Malone, R.W., Kersebaum, K.C., Kaspar, T.C., Ma, L., Jaynes, D.B., Gillette, K., 2017. Winter rye as a cover crop reduces nitrate loss to subsurface drainage as simulated by HERMES. *Agric. Water Manag.* 184, 156–169. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2017.01.016>

- Marcillo, G.S., Miguez, F.E., 2017. Corn yield response to winter cover crops: An updated meta-analysis. *J. Soil Water Conserv.* 72. <https://doi.org/10.2489/jswc.72.3.226>
- Martinez-Feria, R.A., Dietzel, R., Liebman, M., Helmers, M.J., Archontoulis, S. V., 2016. Rye cover crop effects on maize: A system-level analysis. *F. Crop. Res.* 196, 145–159. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2016.06.016>
- Martinez, J., Guiraud, G., 1990. Alysimeter study of the effects of a ryegrass catch crop, during a winter wheat/maize rotation, on nitrate leaching and on the following crop. *J. Soil Sci.* 41, 5–16. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1990.tb00040.x>
- Meisinger, J.J., Hargrove, W.L., Mikkelsen, R.L., Williams, J.R., Benson, V.W., 1991. Effects of cover crops on groundwater quality, in: *Cover Crops for Clean Water*. Soil and Water Conservation Society. pp. 57–68.
- Meyer, N., Bergez, J.-E., Constantin, J., Justes, E., 2019. Cover crops reduce water drainage in temperate climates : A meta-analysis. *Agron. Sustain. Dev.* 39: 3. <https://doi.org/10.1007/s13593-018-0546-y>
- Meyer, N., Bergez, J., Constantin, J., Belleville, P., Justes, E., 2020. Cover crops reduce drainage but not always soil water content due to interactions between rainfall distribution and management. *Agric. Water Manag.* 231, 105998. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.105998>
- Miguez, F.E., Bollero, G.A., 2005. Review of corn yield response under winter cover cropping systems using meta-analytic methods. *Crop Sci.* 45, 2318–2329. <https://doi.org/10.2135/cropsci2005.0014>
- Milburn, P., MacLeod, J.A., Sanderson, B., 1997. Control of fall nitrate leaching from harvested potatoes on Prince Edward Island. *Can. Agric. Eng.* 39, 263–271.
- Mitchell, J.P., Shrestha, A., Irmak, S., 2015. Trade-offs between winter cover crop production and soil water depletion in the San Joaquin Valley, California. *J. Soil Water Conserv.* 70, 430–440. <https://doi.org/10.2489/jswc.70.6.430>
- Moschler, W.W., Shear, G.M., Hallok, D.L., Sears, R.D., Jones, G.D., 1967. Winter Cover Crops for Sod-Planted Corn: Their Selection and Management1. *Agron. J.* 59, 547. <https://doi.org/10.2134/agronj1967.00021962005900060018x>
- Mulder, V.L., Lacoste, M., Richer-de-forges, A.C., Martin, M.P., Arrouays, D., 2016. Geoderma National versus global modelling the 3D distribution of soil organic carbon in mainland France. *Geoderma* 263, 16–34. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.035>
- Nielsen, D.C., Lyon, D.J., Hergert, G.W., Higgins, R.K., Calderón, F.J., Vigil, M., 2015a. Cover crop mixtures do not use water differently than single-species plantings. *Agron. J.* 107, 1025–1038. <https://doi.org/10.2134/agronj14.0504>
- Nielsen, D.C., Lyon, D.J., Hergert, G.W., Higgins, R.K., Holman, J.D., 2015b. Cover crop biomass production and water use in the Central Great Plains. *Agron. J.* 107, 2047–2058. <https://doi.org/10.2134/agronj15.0186>
- Pellerin, S., Bamière, L., Launay, C., Martin, R., Schiavo, M., Angers, D., Augusto, L., Balesdent, J., Basile-Doelsch, I., Bellassen, V., Cardinael, R., Cécillon, L., Ceschia, E., Chenu, C., Constantin, J., Darroussin, J., Delacote, P., Delame, N., Gastal, F., Gilbert, D., Graux, A.-I., Guenet, B., Houot, S., Klumpp, K., Letort, E., Litrico, I., Martin, M., Menasseri, S., Mézière, D., Morvan, T., Mosnier, C., Roger-Estrade, J., Saint-André, L., Sierra, J., Théron, O., Viaud, V., Gâteau, R., Le Perche, S., Savini, I., Réchauchère, O., 2019. Stocker du carbone dans les sols français, Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ? Synthèse du rapport d'étude, INRA (France).
- Philibert, A., Loyce, C., Makowski, D., 2012. Assessment of the quality of meta-analysis in agronomy. *Agric. Ecosyst. Environ.* 148, 72–82. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.12.003>

- Plaza-Bonilla, D., Nolot, J.M., Passot, S., Raffaillac, D., Justes, E., 2016. Grain legume-based rotations managed under conventional tillage need cover crops to mitigate soil organic matter losses. *Soil Tillage Res.* 156, 33–43. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.09.021>
- Plaza-Bonilla, D., Nolot, J.M., Raffaillac, D., Justes, E., 2015. Cover crops mitigate nitrate leaching in cropping systems including grain legumes: Field evidence and model simulations. *Agric. Ecosyst. Environ.* 212, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.06.014>
- Poepflau, C., Don, A., 2015. Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops - A meta-analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 200, 33–41. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.024>
- Qi, Z., Helmers, M.J., 2010. Soil Water dynamics under winter rye cover crop in central Iowa. *Vadose Zo. J.* 9, 53–60. <https://doi.org/10.2136/vzj2008.0163>
- Qi, Z., Helmers, M.J., Christianson, R.D., Pederson, C.H., 2011a. Nitrate-Nitrogen Losses through Subsurface Drainage under Various Agricultural Land Covers. *J. Environ. Qual.* 40, 1578. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0151>
- Qi, Z., Helmers, M.J., Kaleita, A.L., 2011b. Soil water dynamics under various agricultural land covers on a subsurface drained field in north-central Iowa, USA. *Agric. Water Manag.* 98, 665–674. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2010.11.004>
- Qi, Z., Helmers, M.J., Malone, R.W., Thorp, K.R., 2011c. Simulating Long-Term Impacts of Winter Rye Cover Crop on Hydrologic Cycling and Nitrogen Dynamics for a Corn-Soybean Crop System. *Trans. Asabe* 54, 1575–1588.
- Ranatunga, K., Nation, E.R., Barratt, D.G., 2008. Review of soil water models and their applications in Australia. *Environ. Model. Softw.* 23, 1182–1206. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2008.02.003>
- Restovich, S.B., Andriulo, A.E., Portela, S.I., 2012. Introduction of cover crops in a maize–soybean rotation of the Humid Pampas: Effect on nitrogen and water dynamics. *F. Crop. Res.* 128, 62–70. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2011.12.012>
- Ryder, M.H., Fares, A., 2008. Evaluating cover crops (sudex, sunn hemp, oats) for use as vegetative filters to control sediment and nutrient loading from agricultural runoff in a Hawaiian watershed. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 44, 640–653. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2008.00189.x>
- Salmerón, M., Cavero, J., Quílez, D., Isla, R., 2010. Winter cover crops affect monoculture maize yield and nitrogen leaching under irrigated Mediterranean conditions. *Agron. J.* 102, 1700–1709. <https://doi.org/10.2134/agronj2010.0180>
- Schipanski, M.E., Barbercheck, M., Douglas, M.R., Finney, D.M., Haider, K., Kaye, J.P., Kemanian, A.R., Mortensen, D.A., Ryan, M.R., Tooker, J., White, C., 2014. A framework for evaluating ecosystem services provided by cover crops in agroecosystems. *Agric. Syst.* 125, 12–22. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2013.11.004>
- Shepherd, M.A., Webb, J., 1999. Effects of overwinter cover on nitrate loss and drainage from a sandy soil: consequences for water management? *Soil Use Manag.* 15, 1. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1999.tb00073.x>
- Stipešević, B., Kladičko, E.J., 2005. Effects of winter wheat cover crop desiccation times on soil moisture, temperature and early maize growth. *Plant, Soil Environ.* 51, 255–261.
- Strock, J.S., Porter, P.M., Russelle, M.P., Strock, S.J., Porter, P.M., Russelle, M.P., 2004. Cover cropping to reduce nitrate loss through subsurface drainage in the northern U.S. corn belt. *J. Environ. Qual.* 33, 1010. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.1010>
- Strudley, M.W., Green, T.R., Ascough, J.C., 2008. Tillage effects on soil hydraulic properties in space and time: State of the science. *Soil Tillage Res.* 99, 4–48. <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.01.007>

- Suyker, A.E., Verma, S.B., 2009. Evapotranspiration of irrigated and rainfed maize-soybean cropping systems. *Agric. For. Meteorol.* 149, 443–452. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2008.09.010>
- Therond, O., Sibertin-blanc, C., Lardy, R., Gaudou, B., Sauvage, S., Taillandier, P., Vavasseur, M., Mazzega, P., 2014. Integrated modelling of social-ecological systems: The MAELIA high-resolution multi-agent platform to deal with water scarcity problems. 7th Intl. Congr. Env. Model. Software, San Diego, CA, USA 2014, 8.
- Thorup-Kristensen, K.; M.J.; S.J.L., 2003. Catch crops and green manures as biological tools in nitrogen management in temperates zones. *Null*. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(03\)81005-2](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(03)81005-2)
- Thorup-Kristensen, K., Nielsen, N.E., 1998. Modelling and measuring the effect of nitrogen catch crops on the nitrogen supply for succeeding crops. *Plant Soil* 203, 79–89. <https://doi.org/10.1023/A:1004398131396>
- Tibi, A., Therond, O., 2017. Evaluation des services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles. Une contribution au programme EFESE., Synthèse du rapport d'étude, INRA (France).
- Tolk, J.A., Howell, T.A., 2009. Transpiration and yield relationships of grain sorghum grown in a field environment. *Agron. J.* 101, 657–662. <https://doi.org/10.2134/agronj2008.0079x>
- Tonitto, C., David, M.B., Drinkwater, L.E., 2006. Replacing bare fallows with cover crops in fertilizer-intensive cropping systems: A meta-analysis of crop yield and N dynamics. *Agric. Ecosyst. Environ.* 112, 58–72. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.07.003>
- Tonitto, C., David, M.B., Drinkwater, L.E., Li, C., 2007. Application of the DNDC model to tile-drained Illinois agroecosystems: Model calibration, validation, and uncertainty analysis. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 78, 51–63. <https://doi.org/10.1007/s10705-006-9076-0>
- Tosti, G., Benincasa, P., Farneselli, M., Tei, F., Guiducci, M., 2014. Barley-hairy vetch mixture as cover crop for green manuring and the mitigation of N leaching risk. *Eur. J. Agron.* 54, 34–39. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.11.012>
- Tribouillois, H., 2015. Caractérisation fonctionnelle d'espèces utilisées en cultures intermédiaires et analyse de leurs performances en mélanges bi-spécifiques pour produire des services écosystémiques de gestion de l'azote.
- Tribouillois, H., Cohan, J.P., Justes, E., 2016. Cover crop mixtures including legume produce ecosystem services of nitrate capture and green manuring: assessment combining experimentation and modelling. *Plant Soil* 401, 347–364. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2734-8>
- Tribouillois, H., Constantin, J., Justes, E., 2018a. Cover crops mitigate greenhouse gases balance but reduce drainage under climate change scenarios in temperate climate with dry summers. *Glob. Chang. Biol.* 1–17. <https://doi.org/10.1111/gcb.14091>
- Tribouillois, H., Constantin, J., Justes, E., 2018b. Analysis and modeling of cover crop emergence: Accuracy of a static model and the dynamic STICS soil-crop model. *Eur. J. Agron.* 93, 73–81. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2017.12.004>
- Tribouillois, H., Cruz, P., Cohan, J.P., Justes, E., 2015. Modelling agroecosystem nitrogen functions provided by cover crop species in bispecific mixtures using functional traits and environmental factors. *Agric. Ecosyst. Environ.* 207, 218–228. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.04.016>
- Unger, P.W., Vigil, M.F., 1998. Cover crop effects on soil water relationships. *J. Soil Water Conserv.*
- Viechtbauer, W., 2010. Conducting Meta-Analyses in R with the metafor Package. *J. Stat. Softw.* 36, 1–48. <https://doi.org/10.1103/PhysRevB.91.121108>
- Volk, G.M. (Gaylord M., Bell, C.E. (Charles E., 1945. Some major factors in the leaching of calcium, potassium, sulfur and nitrogen from sandy soils.

- Wallach, D., 2014. Working with Dynamic Crop Models 2nd Edition.
- Ward, P.R., Flower, K.C., Cordingley, N., Weeks, C., Micin, S.F., 2012. Soil water balance with cover crops and conservation agriculture in a Mediterranean climate. *F. Crop. Res.* <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2011.10.017>
- Wells, M.S., Reberg-Horton, S.C., Mirsky, S.B., 2014. Cultural Strategies for Managing Weeds and Soil Moisture in Cover Crop Based No-Till Soybean Production. *Weed Sci.* 62, 501–511. <https://doi.org/10.1614/WS-D-13-00142.1>
- 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. https://doi.org/10.1007/978-94-007-0394-0_3
- White, C.M., DuPont, S.T., Hautau, M., Hartman, D., Finney, D.M., Bradley, B., LaChance, J.C., Kaye, J.P., 2017. Managing the trade off between nitrogen supply and retention with cover crop mixtures. *Agric. Ecosyst. Environ.* 237, 121–133. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.12.016>
- Williams, S., Weil, R.R., 2004. Crop cover root channels may alleviate soil compaction effects on soybean crop. *Education* 1403–1409.
- Yu, Y., Loiskandl, W., Kaul, H.P., Himmelbauer, M., Wei, W., Chen, L., Bodner, G., 2016. Estimation of runoff mitigation by morphologically different cover crop root systems. *J. Hydrol.* 538, 667–676. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.04.060>

Annexes

Annexe 1 : Matériels supplémentaires du chapitre 4

Annexe 2 : Zones vulnérables du BAG

Annexe 3 : Certification au verdissement

Annexe 1 : Matériels supplémentaires chapitre 4

Cette annexe contient des figures supplémentaires illustrant les résultats du chapitre 4.

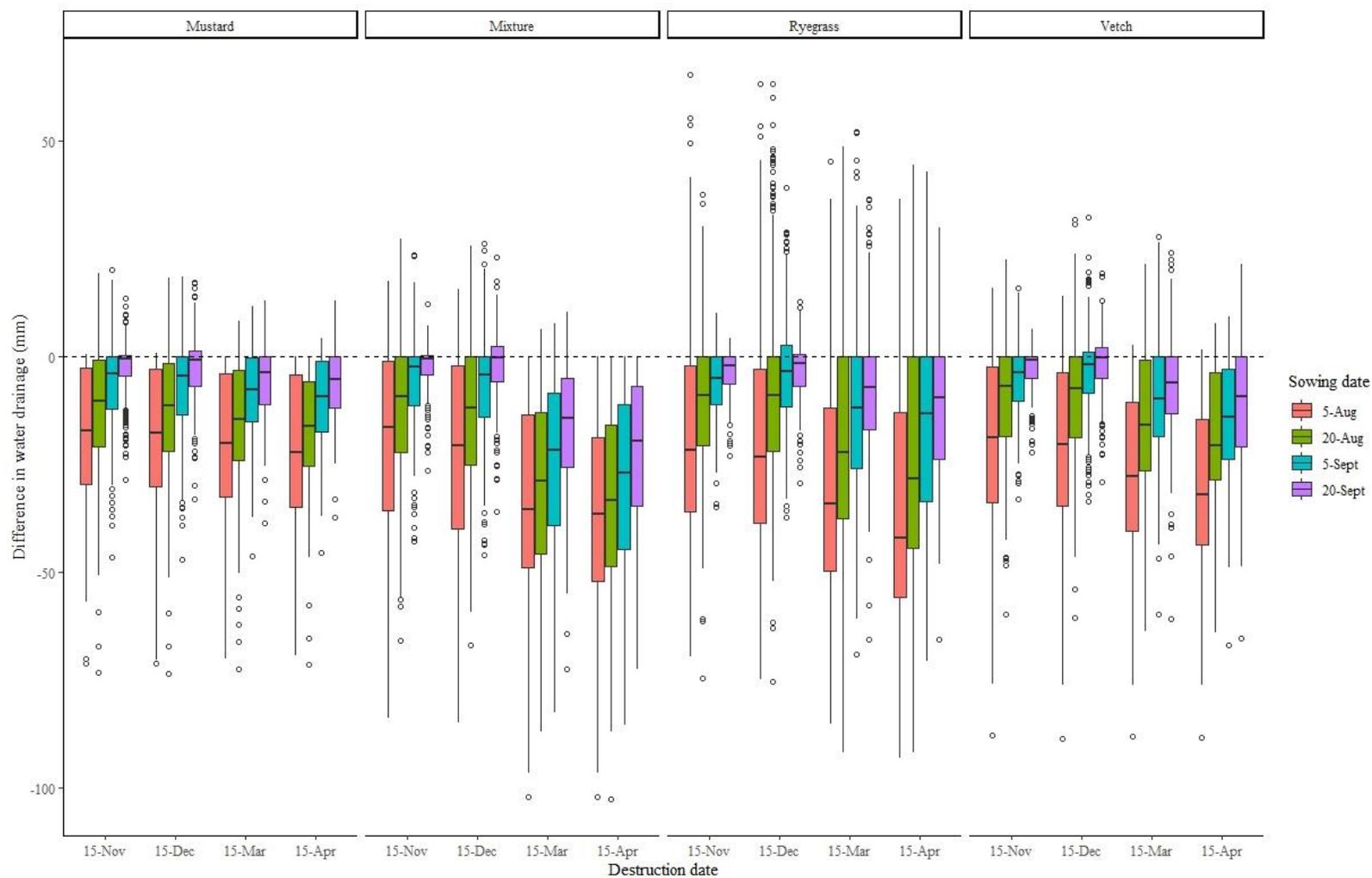


Figure A1.1. Différence de drainage entre le 1er août et le 15 avril selon différentes gestions de CIMS en comparaison avec un sol nu. Sur l'axe des abscisses on retrouve les quatre dates de destructions (15 novembre, 15 décembre, 15 mars et 15 avril), les quatre dates de semis (en rouge le 5 août, en vert le 20 août, en bleu le 5 septembre et en violet le 20 septembre). Sur l'axe des ordonnées, on retrouve les différences de drainage en mm. Pour chaque boxplot, le trait noir représente la médiane et les bornes de la boîte représente les 1^{er}s et 3^èmes quartiles des données. Les points représentent des valeurs extrêmes.

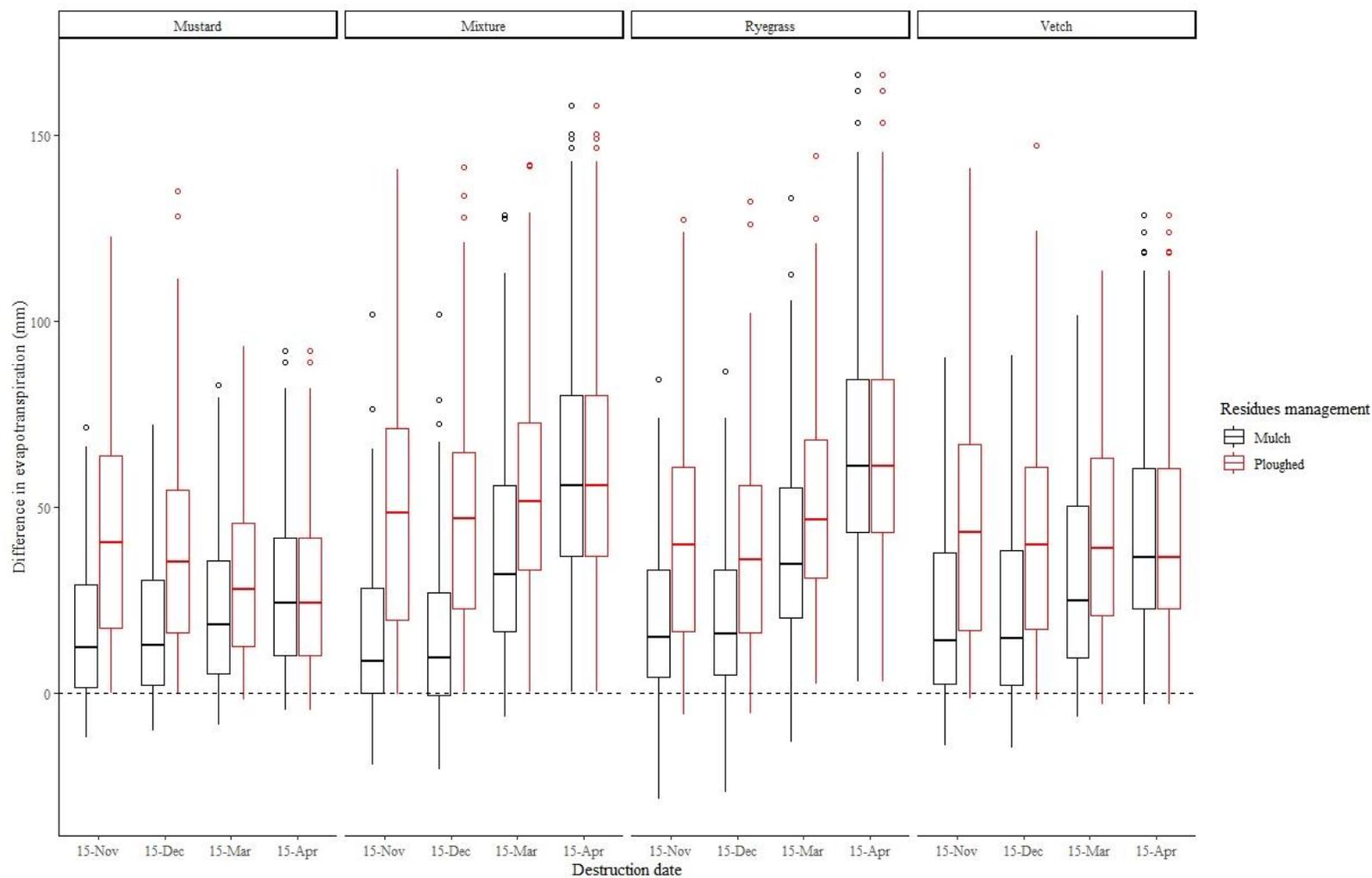


Figure A1.2 Différence d'évapotranspiration entre le 1er août et le 15 avril selon différentes gestions de CIMS en comparaison avec un sol nu. Sur l'axe des abscisses on retrouve les quatre dates de destructions (15 novembre, 15 décembre, 15 mars et 15 avril), et les quatre espèces de CIMS (moutarde blanche, mélange, ray-grass italien et vesce commune). Sur l'axe des ordonnées, on retrouve les différences d'évapotranspiration en mm. Les boxplots en rouge représentent des CIMS retournées par le labour après la destruction et les noirs représentent des CIMS broyées et dont les résidus sont laissés en mulch. Pour chaque boxplot, le trait noir représente la médiane et les bornes de la boîte représentent les 1^{er}s et 3^{èmes} quartiles des données. Les points représentent des valeurs extrêmes.

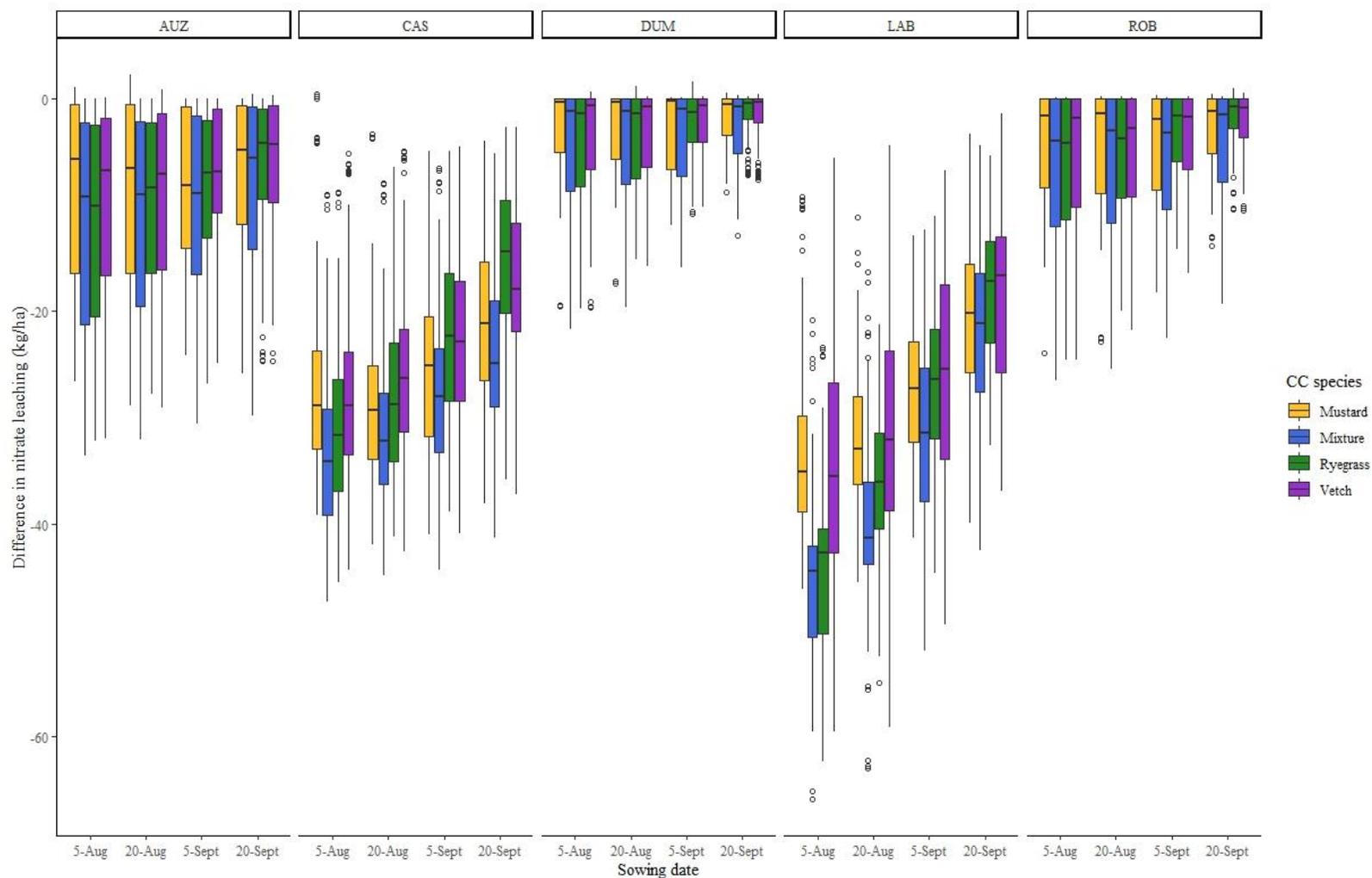


Figure A1.3 Différence de lixiviation en $\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$ entre le 1er août et le 15 avril selon différentes gestions de CIMS en comparaison avec un sol nu. Sur l'axe des abscisses on retrouve les quatre dates de semis (le 5 août, le 20 août, le 5 septembre et le 20 septembre) et les quatre espèces de CIMS (moutarde blanche, mélange, ray-grass italien et vesce commune). Sur l'axe des ordonnées, on retrouve les différences d'évapotranspiration en mm. Pour chaque boxplot, le trait noir représente la médiane et les bornes de la boîte représentent les 1^{er}s et 3^{èmes} quartiles des données. Les points représentent des valeurs extrêmes.

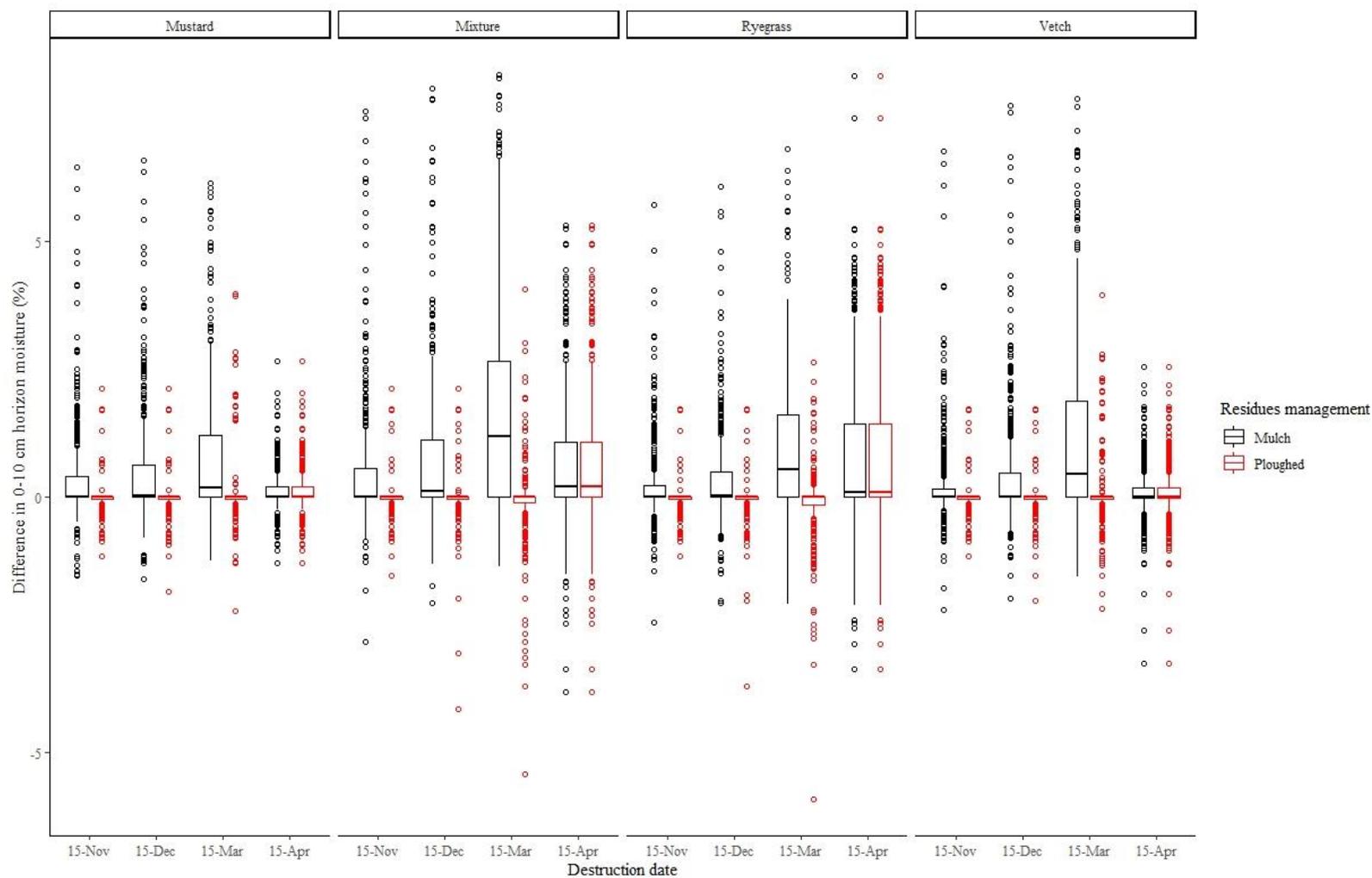


Figure A1.4. Différence d'humidité entre 0 et 10 cm de profondeur au 15 avril selon différentes gestions de CIMS en comparaison avec un sol nu. Sur l'axe des abscisses on retrouve les quatre dates de destructions (15 novembre, 15 décembre, 15 mars et 15 avril), et les quatre espèces de CIMS (moutarde blanche, mélange, ray-grass italien et vesce commune). Sur l'axe des ordonnées, on retrouve les différences d'humidité en pourcent. Les boxplots en rouge représentent des CIMS retournées par le labour après la destruction et les noirs représentent des CIMS broyées et dont les résidus sont laissés en mulch. Pour chaque boxplot, le trait noir représente la médiane et les bornes de la boîte représentent les 1^{er}s et 3^{es} quartiles des données. Les points représentent des valeurs extrêmes.

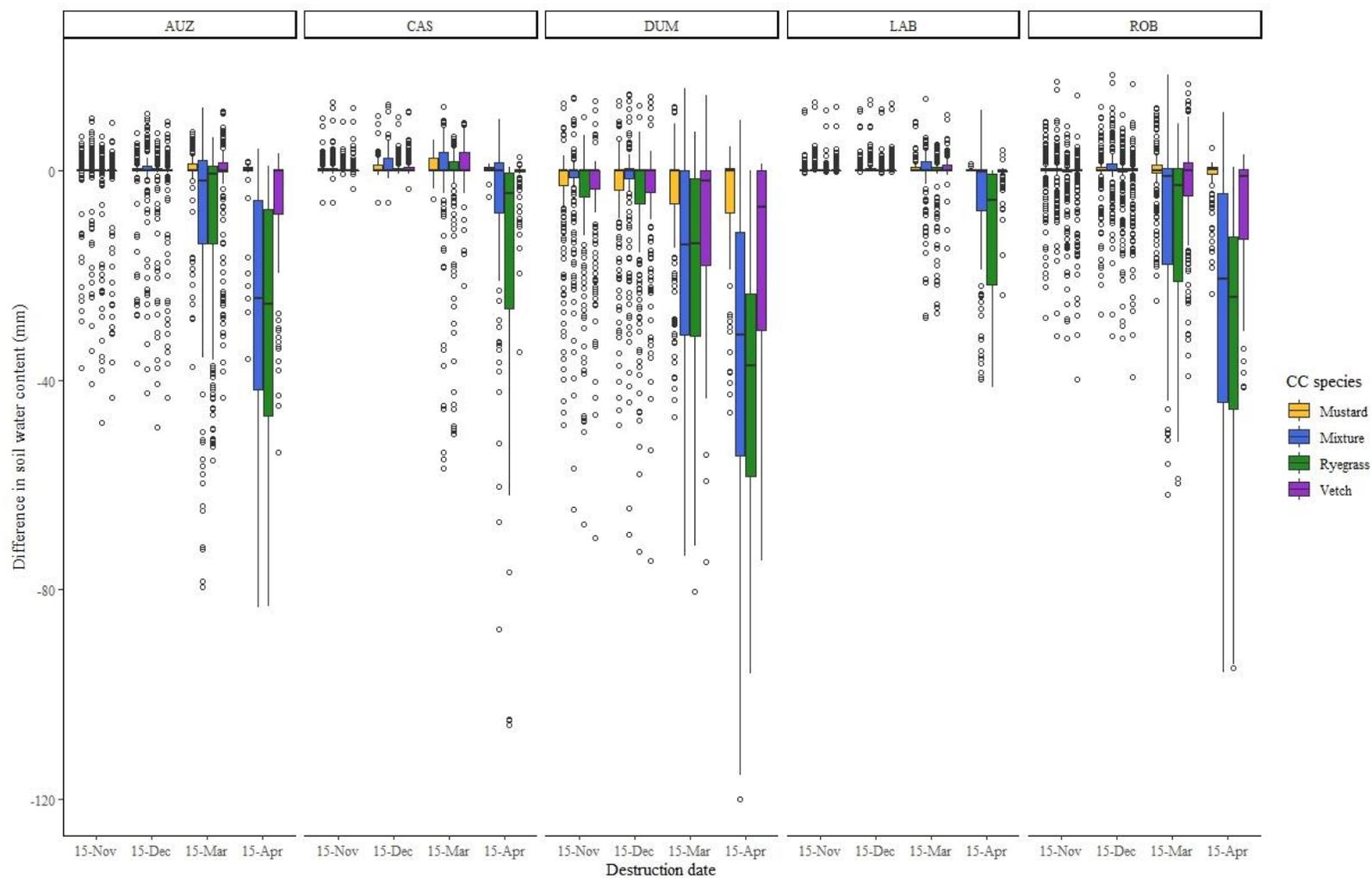


Figure A1.5. Différence de quantité d'eau dans le sol au 15 avril selon différentes gestions de CIMS en comparaison avec un sol nu. Sur l'axe des abscisses on retrouve dates de destructions (15 novembre, 15 décembre, 15 mars et 15 avril) et les quatre espèces de CIMS (moutarde blanche, mélange, ray-grass italien et vesce commune). Sur l'axe des ordonnées, on retrouve les différences de stock d'eau en mm. Pour chaque boxplot, le trait noir représente la médiane et les bornes de la boîte représentent les 1^{er}s et 3^{em}s quartiles des données. Les points représentent des valeurs extrêmes.

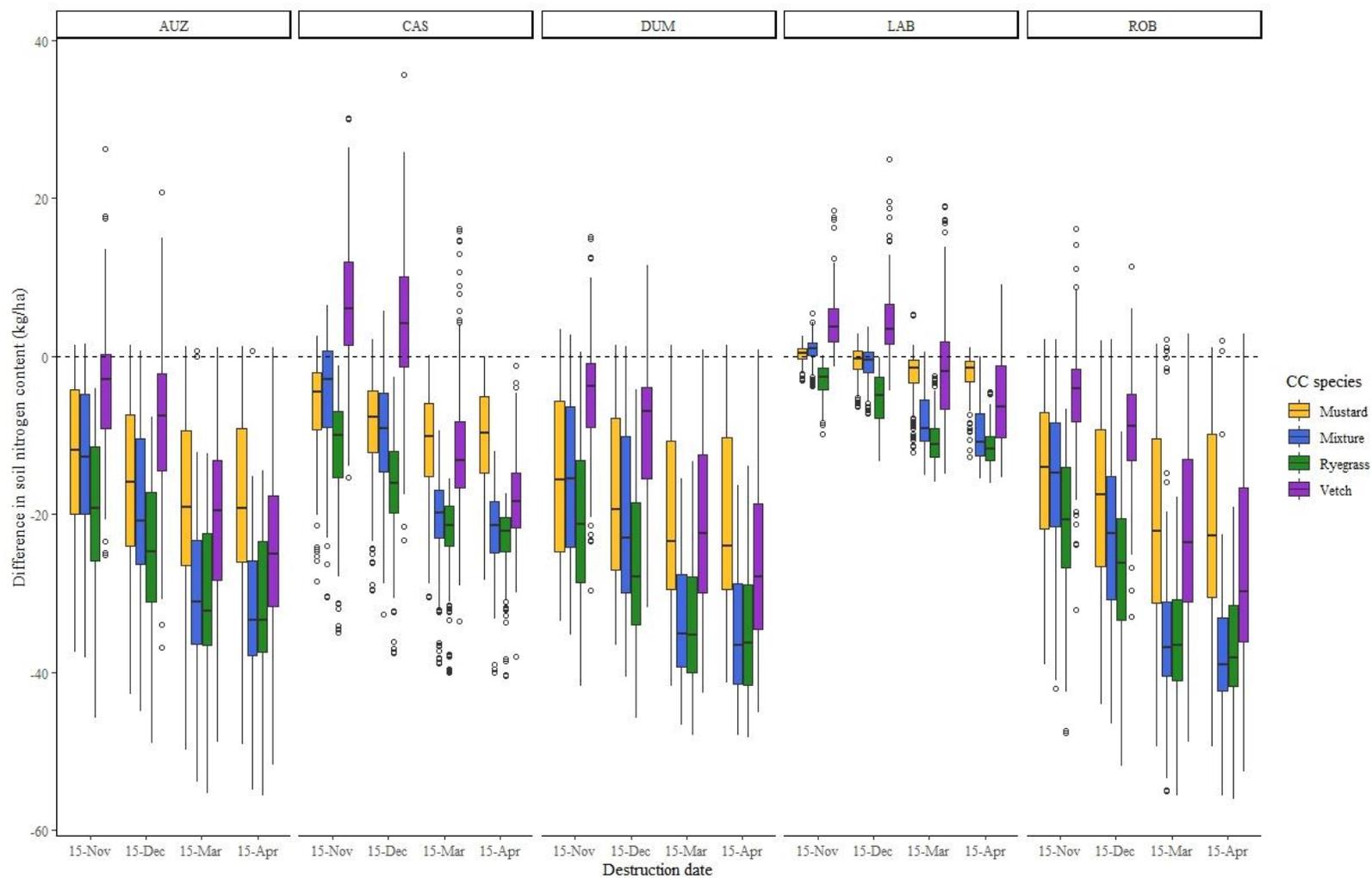
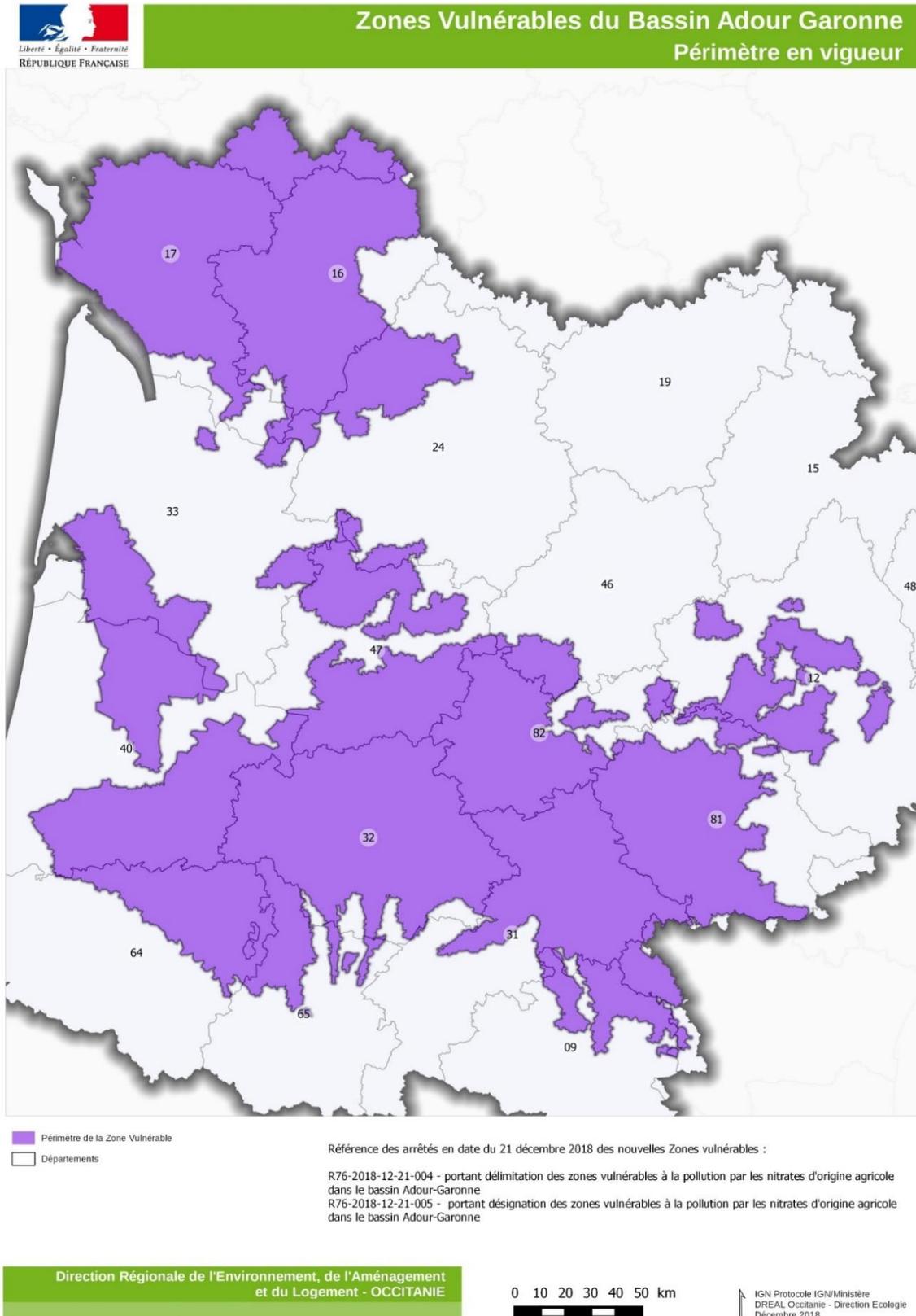


Figure 1 Différence de quantité d'azote en $\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$ dans le sol au 15 avril selon différentes gestions de CIMS en comparaison avec un sol nu. Sur l'axe des abscisses on retrouve dates de destructions (15 novembre, 15 décembre, 15 mars et 15 avril) et les quatre espèces de CIMS (moutarde blanche, mélange, ray-grass italien et vesce commune). Sur l'axe des ordonnées, on retrouve les différences de stock d'azote en mm. Pour chaque boxplot, le trait noir représente la médiane et les bornes de la boîte représentent les 1^{er}s et 3^{em}s quartiles des données. Les points représentent des valeurs extrêmes.

Annexe 2 : Zones vulnérables du BAG.

Cette annexe contient la carte des zones vulnérables à la pollution aux nitrates d'origine agricole dans le Bassin Adour-Garonne. Arrêtés du 21 novembre 2018.



Annexe 3 : Certification au verdissement

Cette annexe contient la certification équivalente au verdissement destinées aux exploitations agricoles spécialisées en maïs.

Certification équivalente au verdissement destinée aux exploitations agricoles spécialisées en maïs

- **Principe de la certification équivalente au verdissement**

La certification équivalente au verdissement est un régime alternatif au respect des règles générales du verdissement.

La certification équivalente repose sur un cahier des charges qui a été établi par le Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt, à la demande de l'Association Générale des Producteurs de Maïs (AGPM), et accepté par la Commission européenne.

Pour cela, les exploitations agricoles spécialisées dans la production de maïs doivent :

- en lieu et place du critère diversité des assolements, **satisfaire une obligation de couvert hivernal**, qui correspond à l'implantation d'une nouvelle culture semée sur **100 % des terres arables de l'exploitation** au plus tard dans les 15 jours après la récolte de maïs ;
- et respecter, comme les autres agriculteurs, les conditions des deux autres critères « prairies permanentes » et « surface d'intérêt écologique » prévus par le verdissement.

- **Exploitations agricoles concernées**

Les exploitations potentiellement concernées par le dispositif sont celles qui disposent d'une surface arable supérieure à 10 ha et dont la part de production de maïs (du genre *zea*) représente plus de 75 % de la surface arable et qui souhaitent conserver leur assolement.

- **Une certification contrôlée par l'organisme certificateur OCACIA**

Le contrôle du respect du cahier des charges est assuré par un organisme certificateur indépendant. L'organisme certificateur OCACIA a été retenu. C'est un organisme tiers certificateur accrédité.

L'organisme OCACIA délivre aux producteurs de maïs un certificat d'une validité de 3 ans. La validation du certificat s'effectue sur la base d'audits annuels documentaires et d'audits réalisés sur les exploitations (contrôles sur place au champ).

- **Le cahier des charges de la certification**

Le cahier des charges de la certification repose sur trois critères :

- le maintien des prairies permanentes :

Comme pour les obligations classiques du paiement vert, les producteurs sont tenus de ne pas retourner les prairies permanentes sensibles, de disposer d'une autorisation de retournement le cas échéant pour les autres prairies et de respecter les éventuelles obligations de réimplantation imposées au niveau régional.

- la mise en place de surfaces d'intérêt écologique sur 5 % des terres arables :

Les surfaces d'intérêt écologique prises en compte sont celles qui sont indiquées pour les règles horizontales applicables à ce critère, à l'exception des surfaces portant des cultures dérobées ou à couverture végétale (qui ne peuvent être comptabilisées à la fois pour les SIE et pour le couvert hivernal).

Une culture ne peut pas sur une même campagne être comptabilisée à la fois en tant que SIE et

en tant que couvert hivernal au titre du schéma de certification : par exemple, une jachère ou une surface en luzerne présente l'hiver 2015-2016 ne sera pas comptabilisée au titre des SIE pour la campagne 2015.

- l'implantation d'une couverture hivernale :

La couverture hivernale « levée » doit être présente **sur 100 % des terres arables de l'exploitation**. Cette obligation est également valable pour les exploitations disposant d'autres cultures que le maïs.

Ce couvert hivernal doit être implanté **au plus tard dans les 15 jours qui suivent la récolte du maïs**. La listes des espèces autorisées pour la couverture hivernale dans le cadre de l'équivalence au verdissement est la suivante :

- Graminées : avoines, blés, dactyles, fétuques, fléole, orge, pâturins, ray-grass, seigles, triticale, X-festulolium ;
- Hydrophyllacées : phacélie ;
- Linacées : lins ;
- Brassicacées : navette ;
- Fabacées : féveroles, fenugrec, gesses cultivées, lentilles, lotier corniculé, lupins (blanc, bleu, jaune), luzerne cultivée, minette, mélilots, pois, pois chiche, sainfoin, serradelle, trèfles, vesces.

Les espèces peuvent être implantées **pures ou en mélange entre elles**. La destruction de ce couvert n'est autorisée qu'à **partir du 1^{er} février** de l'année suivante.

Compte tenu des objectifs environnementaux du verdissement, il est recommandé de ne pas fertiliser le couvert hivernal et de privilégier la destruction mécanique du couvert, par broyage et roulage.

- **Le respect des règles des programmes d'actions nitrates**

La conduite des couverts hivernaux doit être **conforme aux règles prévues dans le cadre des programmes d'actions nitrates (national, régionaux) dans les zones vulnérables**¹. En zone vulnérable, les exploitations agricoles sont donc tenues de respecter les obligations spécifiques applicables aux cultures intermédiaires s'agissant notamment de leur fertilisation azotée (quantité, type de fertilisant, dates d'épandage, méthodes de calcul, enregistrement des pratiques, etc ...), de leur date d'implantation et de leur destruction, ainsi que l'interdiction de détruire chimiquement les couverts hivernaux sauf cas particuliers prévus par le programme d'actions nitrates.

- **Liens avec le dossier PAC**

Dans sa déclaration PAC, l'exploitant doit impérativement cocher la case indiquant qu'il s'inscrit dans le schéma de certification concernant la production de maïs donnant l'équivalence au respect des critères du verdissement.

Une copie de l'attestation d'engagement délivrée par l'organisme certificateur est transmise par l'exploitant comme pièce justificative du dossier d'aide PAC 2015. En cas de déclaration par TelePAC, le scan de l'attestation d'engagement sera à joindre à la demande TelePAC. L'exploitant doit conserver l'attestation d'engagement quatre ans pour pouvoir la produire sur demande. Cette attestation précise que la production de maïs sur l'exploitation concernée représente plus de 75% de la surface en terre arable et, que sur la base des documents fournis par l'exploitant, les critères maintien des prairies permanentes et SIE sont respectés.

A la suite du contrôle sur place réalisé à l'automne 2015 sur l'ensemble des critères du

¹ Arrêté du 23 octobre 2013 relatif aux programmes d'actions régionaux en vue de la protection des eaux contre la pollution par les nitrates d'origine agricole et arrêté du 19 décembre 2011 relatif au programme d'actions national à mettre en œuvre dans les zones vulnérables afin de réduire la pollution des eaux par les nitrates d'origine agricole

verdissement, l'organisme certificateur délivrera à l'agriculteur un certificat de conformité que ce dernier transmettra au format papier à la DDT(M). Le certificat précisera notamment la date de récolte du maïs, le fait que le couvert a été implanté dans les délais prévus par la certification ainsi que la nature du couvert mis en place.

- **Contrôle de la certification**

Les exploitations agricoles certifiées seront soumises à deux types de contrôles :

- **les audits de l'organisme certificateur** : 100 % des exploitations certifiées seront contrôlées annuellement sur une base documentaire (dossier PAC, cahier d'enregistrement) et 1/3 des exploitations feront l'objet de contrôle sur place entre le 15 novembre et le 1er février. A l'automne 2015, dans le cadre de la première année d'engagement dans le dispositif, 100 % des exploitations engagées feront l'objet d'un contrôle sur place.
- **les contrôles de l'Agence de Services et de Paiements (ASP)** : 5 % des exploitations inscrites dans un schéma de certification équivalent au verdissement feront l'objet d'un contrôle sur place par l'organisme en charge des paiements.

- **Sanctions**

Si l'organisme certificateur constate que l'exploitation ne respecte pas le cahier des charges prévu par le référentiel de certification, l'organisme certificateur retire le certificat de l'exploitation et en informe la DDT(M) du département dans lequel se situe le siège de l'exploitation.

Le non respect des critères du verdissement est alors traité selon les règles générales. En particulier, le non respect total ou partiel du critère de couverture hivernale des terres arables entraîne le non respect du critère relatif à la diversité des cultures, examiné selon les règles générales.

Evaluation of the cover crops influences soil water balance: experimentation and simulation approach. Application to the Adour - Garonne basin.

Cover crops are one of the pillars of agroecology and can be introduced into current cropping systems without major changes. However, in a context of climate change with changing rainfall patterns, the impact of cover crops on water dynamics and balance could be negative. The Adour-Garonne basin (BAG) has problems managing the quantity and quality (nitrates, pesticides) of its water bodies. Quantifying the impact of cover crops according to their management on the soil water dynamics and balance in the BAG is therefore a crucial social and scientific issue.

My objective is to evaluate the impact of cover crops on water balance and water flows at the field scale, depending on their management, and at the territorial scale, to assess the possible consequences on groundwater recharge in the event of reduced drainage. I have implemented a scientific approach combining three types of methods: meta-analysis of the scientific literature, experiments and field measurements and simulations with the STICS crops model at the plot scale, then by extrapolation to the BAG scale.

I analysed the impact of cover crops on evapotranspiration, drainage, nitrate leaching, water and nitrogen content according to various factors: soil and climate, cover crops species (mixture), sowing and termination date, and residue management (returned by plough or left in mulch at the soil surface). The results indicate that cover crops reduce drainage by increasing actual evapotranspiration in a vegetative cover situation compared to a bare soil. However, if cover crops are well managed, with adaptation of the species making up the plant cover, planting and destruction dates, they do not induce water and nitrogen stress leading to lower yields of the following main crops. The generalization of cover crops throughout the BAG, without local adaptation of their management and with late termination (case of conservation agriculture), could however modify the major water cycle by increasing evapotranspiration and decreasing drainage, which is the determining process for groundwater recharge. These changes could increase the gap between growing water needs and ever-tightening resources in the context of climate change.

Key words: Meta-analysis; Water drainage; Evapotranspiration; STICS crop-model; Agroecology

Evaluation de l'impact des cultures intermédiaires multi-services sur le bilan hydrique des sols : approche par expérimentation et simulation. Application au bassin Adour-Garonne.

Les cultures intermédiaires multi-services (CIMS) sont un des piliers de l'agroécologie et elles peuvent être introduites dans les systèmes de culture actuels sans les modifier fortement. Cependant, dans un contexte de changement climatique avec une modification des régimes pluviométriques, l'impact des CIMS sur la dynamique et le bilan hydrique pourrait être négatif. Le bassin Adour-Garonne (BAG), connaît des problèmes de gestion de la quantité et de la qualité (nitrates, pesticides) de ses masses d'eau. Quantifier l'impact des CIMS en fonction de leur gestion sur la dynamique et le bilan hydrique des sols agricoles du territoire du BAG représente donc un enjeu social et scientifique crucial.

Mon objectif est d'évaluer l'impact des CIMS sur le bilan hydrique et les flux d'eau à l'échelle de la parcelle, en fonction de leur mode de gestion, et à l'échelle du territoire, pour évaluer les conséquences possibles sur la recharge des nappes en cas de réduction de drainage. J'ai mis en place une démarche scientifique couplant 3 types de méthodes : méta-analyse de la littérature scientifique, expérimentations et mesures de terrains et simulations avec le modèle de culture STICS à l'échelle de la parcelle, puis par extrapolation à l'échelle du territoire du BAG.

J'ai analysé l'impact des CIMS sur l'évapotranspiration, le drainage, la lixiviation des nitrates et les stocks d'eau et d'azote en fonction de divers facteurs : pédoclimat, espèce de CIMS (et mélange d'espèces), date de semis et de destruction et gestion des résidus (enfouissement par travail du sol ou laissés en mulch). Les résultats indiquent que les CIMS diminuent le drainage par une augmentation de l'évapotranspiration réelle en situation avec couvert végétal, en comparaison à un sol nu. Toutefois, si les CIMS sont bien gérées, avec une adaptation des espèces composant le couvert végétal, des dates de semis et de destruction, elles n'induisent pas de stress hydrique et azoté entraînant des baisses de rendements des cultures principales suivantes. La généralisation des CIMS sur l'ensemble du BAG, sans adaptation locale de leur gestion et avec des destructions tardives (cas de l'agriculture de conservation), pourrait cependant modifier le grand cycle de l'eau en augmentant l'évapotranspiration et diminuant le drainage, qui est le processus déterminant de la recharge des nappes. Ces modifications pourraient accentuer le déficit entre les besoins en eau grandissant et les ressources toujours plus restreintes dans un contexte de changement climatique.

Mots clés : Méta – analyse ; Drainage ; Evapotranspiration ; STICS ; Agroécologie.