



HAL
open science

Modélisation bioéconomique spatialisée des effets de l'usage des sols sur le bilan environnemental du bioéthanol lignocellulosique

Monia El Akkari

► To cite this version:

Monia El Akkari. Modélisation bioéconomique spatialisée des effets de l'usage des sols sur le bilan environnemental du bioéthanol lignocellulosique. Ingénierie de l'environnement. Université Paris-Saclay, 2021. Français. NNT : 2021UPASB003 . tel-03461296

HAL Id: tel-03461296

<https://pastel.hal.science/tel-03461296>

Submitted on 1 Dec 2021

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

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

Modélisation bioéconomique spatialisée
des effets de l'usage des sols sur le bilan
environnemental du bioéthanol
lignocellulosique

Thèse de doctorat de l'université Paris-Saclay

École doctorale n° 581, Agriculture, alimentation, biologie,
environnement et santé (ABIES)

Spécialité de doctorat: Sciences de l'Environnement

Unité de recherche : INRAE, AgroParis Tech, UMR ECOSYS, 78850, Thiverval-Grignon,
France.

Référent : AgroParis Tech

**Thèse présentée et soutenue à Paris-Saclay,
le 08/02/2021, par**

Monia EL AKKARI

Composition du Jury

Isabelle LAMY

Directrice de recherche, INRAE-Centre IdF-Versailles-Grignon

Présidente

Claudine BASSET-MENS

Chercheuse (HDR), CIRAD

Rapporteur & Examinatrice

Eric CESCHIA

Directeur de recherche, INRAE-Centre Occitanie-Toulouse

Rapporteur & Examineur

Daphné LORNE

Chercheuse, IFPEN

Examinatrice

Thomas EGLIN

Ingénieur de recherche, ADEME

Examineur

Direction de la thèse

Benoît GABRIELLE

Professeur, AgroParisTech

Directeur de thèse

Pierre Alain JAYET

Directeur de recherche, INRAE-Centre IdF-Versailles-Grignon

Co-Directeur & examinateur

Jean-Louis DROUET

Directeur de recherche, INRAE-Centre IdF-Versailles-Grignon

Co-Encadrant & Invité

Sylvestre NJAKOU-DJOMO

Chercheur, INRAE -Centre IdF-Versailles-Grignon

Invité

"Pour celui qui en est muni, le savoir est en soi une patrie même en situation d'expatriation. Quant à celui qui en est dépourvu, il vit l'expatriation même dans sa propre patrie".

*Ibn Rochd
(Philosophe arabe)*

"Promesse de la science : la science moderne a pour but aussi peu de douleur que possible."

Friedrich Nietzsche

Remerciements

Couronner mes études par un diplôme de Doctorat a toujours été mon souhait depuis que j'ai entamé mes études universitaires. Maintenant que j'y suis, je dois reconnaître que mon enthousiasme et ma motivation ont été à plusieurs reprises mis à rudes épreuves et ce travail n'aurait pas pu voir le jour sans l'aide très précieuse de plusieurs personnes que je souhaite remercier ici.

Je tiens donc à profiter de ces quelques lignes pour adresser mes plus sincères remerciements à tous ceux qui m'ont encouragé, poussé et aidé à accomplir ce travail de thèse que ce soit de façon professionnelle ou personnelle et j'espère n'oublier personne.

Mes remerciements les plus chaleureux, ma gratitude et ma reconnaissance, je les adresse d'abord à mon directeur de thèse Professeur Benoit GABRIELLE. Je lui dois tout à la fois la proposition du sujet, la confiance qu'il m'a sans cesse renouvelée et les précieux conseils qu'il m'a prodigués tout au long de cette aventure.

Je remercie également mes encadrants de thèse M. Pierre Alain JAYET et M. Jean Louis DROUET dont la disponibilité sans faille et l'écoute particulièrement attentionnée ont été salvatrices pour moi dans les moments difficiles.

Je tiens à remercier les co-auteurs des articles publiés, tout particulièrement Sylvestre NJAKOU-DJOMO et Nosra BEN FRADJ pour leur disponibilité et leur réactivité exemplaire.

Je remercie également les membres du jury qui m'ont fait l'honneur d'accepter d'évaluer ce travail de thèse.

Je n'oublierai jamais Les discussions que j'ai constamment entretenues avec Julie WOHLFART, Patrick DURAND et Thomas EGLIN au sein du comité de pilotage. Leurs points de vue ont été enrichissants et nécessaires pour le bon déroulement de ma thèse. Je les remercie pour leur engagement et leur implication.

Mes remerciements vont également à l'ADEME pour avoir accepté de financer ce projet de thèse et à madame Valérie PINEAU qui a facilité toutes les procédures administratives.

Je remercie également Les services communs de l'INRA-ECOSYS (secrétariat, bibliothèque, informatique) particulièrement Catherine, Angélique, Julie, Arnaud et Christine qui, autant que faire se peut, m'ont épargné toutes les tracasseries administratives et toujours avec le sourire. Je leur suis tout à fait reconnaissante.

Est-il besoin de souligner que l'élaboration d'une thèse de Doctorat est un parcours truffé d'embuches et de moments de doute et d'incertitude. Grace à une volonté collective qui nous a uni, Lais, Marion, Maire, Julie et moi-même, tous doctorants, avons participé à la construction d'un espace commun où chacun de nous peut compter sur le soutien et l'encouragement des autres. Pour ma part, j'avoue que l'élan de solidarité qui m'a été témoigné dans ce cadre m'a été d'un grand secours pour exorciser les moments de "fébrilité intellectuelle" et elles étaient nombreuses. Je tiens à leur souligner que cette espèce de "cocon protecteur" 'aussi singulier soit-il, a compté pour moi et je les remercie pour y avoir participé.

Par ailleurs, je dédie ce travail à ma famille, en particulier mes parents, mon frère et ma tante ainsi qu'à ma belle-famille. Ils ont toujours cru en moi et ont toujours tenu à me prouver tout le soutien qu'ils m'accordent.

Enfin, j'offre ce travail à mon époux, mon plus grand soutien pour la vie, et à mes enfants, ma source d'énergie.

A tous merci !

Liste des abréviations

ACV / LCA: Analyse de Cycle de Vie / Life Cycle Assessment

C: Carbone

CAS / LUC: Changement d'Affectation des Sols / Land Use Change

CASd /dLUC: Changement d'Affectation des Sols directs / Direct Land Use Change

CASi / iLUC: Changement d'Affectation des Sols Indirects/ Indirect Land Use Change

CE / EC: Commission Européenne / European Commission

CERES-EGC: Crop Environment REsource Synthesis - Environnement et Grandes Cultures

CO₂: Dioxyde de carbone

EqCO₂: Equivalent CO₂

FAO: Food and Agriculture Organization

FQD: Fuel Quality Directive

GES/GHG: Gaz à Effet de Serre/Green House Gases

IEA: International Energy Agency

IFPEN: Institut Français du Pétrole et des Energies Nouvelles

IPCC: Intergovernmental Panel on Climate Change

Mtep: Million de tonne équivalent pétrole

N₂O: Protoxyde d'azote

NO_x: Oxyde d'azote

NH₃: ammoniac

NO₃⁻: Nitrate

Nr: Reactive Nitrogen

PRG/GWP: Pouvoir de Réchauffement Global / Global Warming Potential

PLC: Perrenial Lignocellulosic Crop

SIG: Système d'Information Géographique

SOC: Soil C

RED: Renewable Energy Directive

RICA/FADN: Réseau d'Information Comptable Agricole / Farm Accountancy Data Network

UAA: Utilised agricultural area

UE / EU: Union Européenne / European Union

1G: Première Génération

2G: Deuxième Génération

3G: Troisième Génération

GLOSSAIRE

Biocarburants : Des combustibles liquides d'origine biologique non fossile. Contrairement aux combustibles fossiles, ils constituent une source d'énergie renouvelable. On distingue deux catégories de biocarburants: le bioéthanol et le biodiesel.

Biocarburants de deuxième génération (2G): Des Carburants produits à partir de matières cellulosiques.

Modélisation : La modélisation est la représentation d'un système par un autre, plus facile à appréhender. Il peut s'agir d'un système mathématique ou physique. Le modèle sera alors numérique ou analogique.

Modélisation numérique: La modélisation numérique consiste à construire un ensemble de fonctions mathématiques décrivant le phénomène. En modifiant les variables de départ, on peut ainsi prédire les modifications du système physique.

Bio-économie: La bioéconomie englobe l'ensemble des activités de production et de transformation de la biomasse qu'elle soit forestière ou agricole à des fins de production alimentaire, d'alimentation animale, de matériaux biosourcés, d'énergie. Elle représente des opportunités pour nos exploitations agricoles et forestières, elle permet d'augmenter la compétitivité de nos industries tout en apportant des solutions durables aux défis environnementaux et sociétaux auxquels nous sommes aujourd'hui confrontés. La bioéconomie s'inscrit dans le cadre plus large de l'économie verte, c'est-à-dire une économie respectueuse de l'environnement et qui utilise de façon plus efficace les ressources naturelles.

CERES-EGC: (pour Crop Environment REsource Synthesis - Environnement et Grandes Cultures) : modèle de simulation des cycles eau-carbone-azote dans les agroécosystèmes, développé à l'ex UMR Environnement et grandes cultures. Il permet de prédire à la fois la productivité et les bilans environnementaux des cultures, en lien avec les pratiques agricoles.

AROPAJ: modèle technico-économique d'optimisation statique mono-périodique de l'offre agricole européenne. Le modèle initialement conçu pour évaluer les effets des réformes de la Politique Agricole Commune s'oriente progressivement et principalement sur les relations entre l'agriculture et l'environnement, les politiques agro-environnementales, et l'évaluation des incitations à l'atténuation et l'adaptation au changement climatique.

Groupe type ou exploitation type : Chaque exploitation-type représente statistiquement un ensemble d'exploitations enquêtées par le (RICA) ayant les mêmes caractéristiques économiques et géographiques dans une région administrative.

Durabilité: le terme est utilisé depuis les années 1990 pour désigner une configuration de la société humaine qui lui permet d'assurer sa pérennité. Une telle organisation humaine repose sur le maintien d'un environnement viable, permettant le développement économique et social à l'échelle planétaire et, selon les points de vue, sur une organisation sociale équitable. La période de transition vers la durabilité peut se faire par le développement durable, via la transition énergétique et la transition écologique notamment. Ici dans le cadre de cette thèse le terme durabilité désigne la stabilité du rendement, émissions et stockage du carbone des cultures lignocellulosique face aux changements climatiques.

Changements d'affectation des sols (CAS): Les changements d'affectation des sols modifient les stocks de carbone contenus sur les sols. Il peut en résulter soit une émission de CO₂, soit une captation de CO₂.

CAS direct (CASd): Décrit les situations où le développement d'une culture modifie l'usage du sol, qui pouvait préalablement être occupé par exemple par une forêt ou une prairie permanente. On change donc localement de catégorie d'affectation, ce qui entraîne de nouveaux impacts environnementaux.

CAS indirect (CASi): Concerne un changement de pratiques agricoles ou de finalité de la production dans une zone déjà cultivée (remplacement d'une culture alimentaire par une culture énergétique, par exemple), ou encore une disparition de terres agricoles qui entraîne un report de la production alimentaire vers d'autres terres, induisant indirectement un CAS dans des zones qui n'étaient pas cultivées.

Analyse de Cycle de Vie (ACV) : Une méthode d'évaluation des impacts environnementaux d'un service ou d'un produit au fil de son existence, de la conception jusqu'à la gestion de sa fin de vie.

Potentiel d'acidification : Il calcule la perte de nutriments tels que le calcium, la magnésium ou le potassium, et leur remplacement par des éléments acides à cause de la pollution. L'acidification est causée par le dioxyde de soufre (SO₂), le monoxyde d'Azote et le dioxyde d'Azote (NO_x), ou encore l'Ammoniac (NH₃) qui sont présents dans les engrais ou résulte de la combustion de fossiles lors de la production d'électricité ou le chauffage. L'acidification

perturbe les sols, l'eau, la flore et la faune, et est à l'origine des pluies acides. Le potentiel d'acidification est calculé en équivalent SO_2 .

Potentiel d'eutrophisation : L'eutrophisation est due à un apport excessif en nutriments et en matières organiques biodégradables issus de l'activité humaine. Elle s'observe surtout dans les milieux aquatiques dont les eaux sont peu renouvelées. Stimulés par un apport substantiel en certains nutriments dont principalement le phosphore et l'azote (monoxyde et dioxyde), le phytoplancton et certaines plantes aquatiques croissent et se multiplient de manière excessive, ce qui conduit, lorsqu'ils se décomposent, à une augmentation de la charge naturelle de l'écosystème en matières organiques biodégradable. Les bactéries, qui dégradent cette matière organique, prolifèrent à leur tour, en appauvrissant de plus en plus l'oxygène de l'eau. Le potentiel d'eutrophisation est mesuré en équivalent phosphate.

Potentiel de réchauffement climatique : Il mesure la contribution des substances émises dans l'atmosphère au réchauffement climatique. Celui-ci est dû aux gaz à effet de serre, comme le CO_2 et méthane (CH_4). Il est mesuré en équivalent CO_2 .

Processus de premier plan d'une ACV : sont constitués de processus qui sont sous le contrôle du décideur qui réalise l'ACV. Dans le cas de cette thèse les processus de premier plan sont ceux qui ont été extraits des modèles lors de l'établissement de l'inventaire (émissions azotées, stock de carbone des sols, rendements des cultures, les distances de transport...).

Processus d'arrière-plan d'une l'ACV : sont les processus sur lesquels aucune influence directe ou indirecte n'a été faite par le réalisateur de l'ACV. Ce sont les processus qui sont extraits directement des bases de données disponibles AGRIBALYSE ou ECOINVENT.

Séquestration du carbone (C): est le processus correspondant à un stockage de C dans le système sol-plante et va donc atténuer les émissions de gaz à effet de serre responsable du changement climatique. Le sol agit donc comme un puits de carbone.

Table des matières

CHAPITRE 1	17
INTRODUCTION GENERALE	17
1. Contexte scientifique et socio-économique face au changement climatique.....	22
1.1 Le rôle du secteur énergétique dans les changements climatiques	22
1.2 Le rôle des biocarburants dans les politiques climatiques	24
2. Promotion des énergies renouvelable pour l'atténuation des émissions de GES	28
2.1 Quelle est la part des énergies renouvelables dans l'approvisionnement mondial en énergie ?	28
2.2 Les biocarburants, une source d'énergie renouvelable de plus en plus importante mais aussi controversée	30
2.2.1 Les différents types de biocarburants.....	31
2.2.2 Enjeux politiques et économiques liés au développement des biocarburants.....	34
3. Situation de la France par rapport aux enjeux économiques et environnementaux liés au développement des biocarburants	34
4. Intérêts et limites des biocarburants 2G.....	36
4.1 Les cultures candidates pour la production de biocarburants 2G	37
4.1.1 Le Miscanthus	37
4.1.2 Le Switchgrass	38
5. L'analyse de cycle de vie, méthode de référence pour l'évaluation de la performance environnementale des biocarburants	39
5.1 Généralités sur ACV	39

5.2	Difficultés liées à l'application de l'ACV aux filières biocarburants.....	41
5.2.1	Comment mieux estimer les émissions lors de la production de biomasse?	41
5.2.2	Comment mieux estimer les changements d'affectation des sols.....	44
	Conclusion.....	49
	Références	50
	CHAPITRE 2.....	56
	L'APPORT DE LA MODÉLISATION « BIO-ÉCONOMIQUE » À L'ANALYSE DE	
	CYCLE DE VIE.....	56
1.	L'application de l'ACV au cas du bioéthanol 2G en France	57
2.	La modélisation biophysique avec le modèle CERES-EGC	59
3.	La modélisation bio-économique: AROPAj.....	60
4.	Le couplage entre CERES-EGC et AROPAj	61
	Références	65
	CHAPITRE 3.....	66
	USING A CROP MODEL TO BENCHMARK MISCANTHUS AND SWITCHGRASS.....	66
1.	Introduction.....	68
2.	Material and Methods	70
2.1.	Model Description.....	70
2.1.1.	General Characteristics	70
2.1.2.	Model Inputs	70
2.1.3.	Crop Development Stages.....	71
2.1.4.	Biomass Production, Partitioning, and Translocation.....	71
2.2.	Experimental Data.....	74

2.3.	Model Evaluation	77
3.	Results.....	78
3.1.	Model Calibration	78
3.2.	Model Evaluation in the Calibration Site	82
3.2.1.	Plant Biomass.....	82
3.2.2.	Nitrogen Partitioning in the Plant.....	83
3.2.3.	Soil Nitrogen and Water Dynamics	85
3.3.	Model Testing	85
4.	Discussion and conclusion.....	90
	Appendix A	93
	CHAPITRE 4.....	97
	POTENTIALITÉS ET DURABILITÉ DU MISCANTHUS ET DU SWITCHGRASS DANS LES RÉGIONS DE FRANCE À MOYEN ET LONG TERME.....	97
	Résumé	98
1.	Introduction	99
2.	Méthodes	100
3.	Résultats et Discussion.....	104
	Conclusion.....	116
	Références	117
	125
	CHAPITRE 5.....	126
	BIO-ECONOMIC MODELLING OF PERENNIAL LIGNOCELLULOSIC CROPS¹ SUPPLY IN FRANCE.....	126
	Abstract	127

1.	Introduction.....	128
2.	Bio-economic farm modelling	130
2.1.	Application of the CERES-EGC agro-ecosystem model: generation of N yield response curves	131
2.2.	The AROPAj agricultural supply model: integration of N yield response functions	132
2.2.1.	Inter-temporal optimisation of yield potential and N fertiliser application at farm level.....	134
2.2.2.	Optimisation process at AROPAj farm group level.....	136
2.2.3.	Simulation scenarios and assumptions.....	137
3.	Preliminary results and discussion.....	139
3.1.	Results of the inter-temporal optimisation.....	139
3.2.	Impacts on land use allocation	141
	Conclusion	146
	References	147
	Supplementary Material	152
	Appendix 1: Regional distribution of arable and grassland areas over French FADN regions for different scenarios of area threshold and 25-year rotation cycle.....	152
	Appendix 2: Mapped illustration of metropolitan France consisting of 21 FADN regions...	153
	Appendix 3: Regional distribution of soil wetness index (in %) given by ARPEGE climate projections.	154
	CHAPITRE 6	155
	SPATIALLY EXPLICIT ENVIRONMENTAL ASSESSMENT OF BIOETHANOL FROM MISCANTHUS AND SWITCHGRASS IN FRANCE	155
	Abstract	156
1.	Introduction.....	157

2.	Material and Methods	160
2.1	Overview of assessment methodology.....	160
2.2	Simulation of miscanthus and switchgrass growth (CERES-EGC).....	160
2.3	Land use change simulation (AROPAj).....	161
2.4	Life cycle assessment.....	162
3.	Results and discussion	166
3.1	Direct land-use changes and SOC variations	166
3.2	GHG budget of crop production	168
3.3	GHG budget of bioethanol production.....	170
3.4	Contribution analysis of the different stages of the biofuel production chain to GHG emissions	172
3.5	Energy efficiency and other environmental impacts.....	174
	Conclusion.....	176
	References	177
	Supplementary material.....	182
	CHAPITRE 7	194
	DISCUSSION GÉNÉRALE	194
	Les aspects innovants de la thèse	194
	La paramétrisation et le test du modèle de simulation des cultures	195
	Les incertitudes liées à la régionalisation du modèle.....	199
	La méthodologie d'évaluation des impacts sur le climat, et sur les autres enjeux environnementaux	201
	Les choix de modélisation pour l'analyse en cycle de vie	203

Comparaison des résultats par rapport aux objectifs 4 pour 1000 en termes de stock de carbone	203
CONCLUSION	210

Liste des figures

Figure 1: Concentrations moyennes annuelles mondiales des GES dans l’atmosphère (source : Bulletin annuel de l’organisation météorologique mondiale (nov 2018)).	23
Figure 2: Répartition des émissions de GES entre les différents secteurs économiques (source : GIEC, 3ème groupe de travail, 2014).	23
Figure 3: Consommation d’énergie primaire en France (source BP: standard review world energy 2018).	28
Figure 4: Production primaire d’énergie provenant de sources renouvelables en Europe (source Eurostat).	29
Figure 5: Production primaire des énergies renouvelables par filière en 2018 en France.	29
Figure 6: Production mondiale des biocarburants entre 2000 et 2018 en milliers de tep (source : Statista 2020).	30
Figure 7: Schéma du procédé de conversion de la biomasse pour les biocarburants 1G (IFPEN, 2013).	31
Figure 8: Procédé de conversion de la biomasse pour la production du biocarburant 2G (source: IFPEN, 2013).	32
Figure 9: Schéma du procédé de conversion de la biomasse pour la production du biocarburant 3G (IFPEN, 2013).	33
Figure 10: Les 4 étapes d’une analyse de cycle de vie (ISO, 2006).	40
Figure 11: Schéma de fonctionnement du modèle CERES-EGC	44
Figure 12: schéma de fonctionnement du modèle AROPAj.	47
Figure 1: Cycle de vie d’un biocarburant (source ADEME, 2010).	57
Figure 1: Schéma de fonctionnement du modèle CERES-EGC en version parcelle (bleu) et en version spatialisée (violet).	101
Figure 9: Variations de stock de carbone ($t\ C\ ha^{-1}\ an^{-1}$) pour le miscanthus (en haut) et le switchgrass (en bas) en fonction des différentes doses d’azotes. Les valeurs négatives représentent des émissions de carbone et les positives représentent un stockage.	113
Figure 5: Regional distribution of perennial lignocellulosic crops areas over French FADN regions for different scenarios of area threshold and 25-year rotation cycle.	142

Liste des tables

Chapitre 3

Table 1. Crop management characteristics for the experimental sites used for model calibration and testing.76

Table 2. Pedoclimatic and management characteristics of the Lignoguide experimental sites.77

Table 3. Goodness of fit statistics for the simulation of the switchgrass crop.81

Table 4. Goodness of fit statistics for the simulation of the miscanthus crop.81

Table 5. Statistical analyses of the difference between the yields of miscanthus and switchgrass crops.89

Chapitre 4

Table 1: Variations des rendements du miscanthus et du switchgrass ($t Ms ha^{-1}$) entre climat 2010-2035 et climat 2007-2100 avec une dose d'azote de $60 kg N ha^{-1}$ pour les deux cultures.109

Table 2: Variation des émissions du miscanthus et du switchgrass ($kg N_2O-N ha^{-1} an^{-1}$) entre futur proche et futur lointain et climat futur avec une dose d'azote de $60 kg N ha^{-1}$ pour les deux cultures.112

Table 3: Variation des rendements du miscanthus et du switchgrass ($t C ha^{-1} an^{-1}$) entre futur proche et futur lointain avec une dose d'azote de $60 kg N ha^{-1}$ pour les deux cultures.115

Chapitre 5

Table 1: Aggregated land share (in %) on a country-wide scale per scenario of allowed area141

Chapitre 6

Table 1: Data used for the inventory.163

Table 2: Data sources and values for soil organic carbon stock variations related to direct land-use changes for various transitions, total stocks for the various initial land-use classes.165

Table 3: Breakdown of the variation in usable agricultural area among the main land uses following the establishment of energy crops miscanthus and switchgrass compared to the FADN reference (kha) in France (year 2010).167

CHAPITRE 1

INTRODUCTION GENERALE

Ce premier chapitre de la thèse présente les principaux enjeux environnementaux liés au développement des bioéthanol de seconde génération ainsi que le contexte économique et politique dans lequel ils sont amenés à se développer. Ce chapitre expose également les problématiques scientifiques liées aux incertitudes sur l'évaluation environnementales via l'ACV et la possibilité de l'amélioration de la précision via la modélisation.

L'explosion démographique enregistrée au XIX^{ème} siècle et la croissance économique qui a débuté avec la révolution industrielle sont deux phénomènes qui ont fortement impacté l'environnement. Ceci a provoqué des faits de plus en plus accentués parmi lesquels figurent les changements climatiques, dont le caractère anthropique a été largement documenté par le GIEC (IPCC, 2006). L'accélération de ce phénomène est grandement liée à l'accroissement du rythme d'exploitation des énergies fossiles telles que le pétrole dans les différents secteurs économiques (notamment le transport et les industries) (IPCC, 2018). En plus du caractère non renouvelable de ces énergies, leur combustion s'accompagne par d'importantes émissions de gaz à effet de serre (GES). Il était de ce fait inévitable de chercher à diminuer de manière drastique la consommation de l'énergie fossile et de réfléchir à trouver des alternatives par l'utilisation de sources d'énergies plus respectueuses de l'environnement (IPCC, 2011).

C'est avec un double objectif visant à la fois la diminution des GES et l'assurance de la sécurité énergétique que les énergies renouvelables telles que la biomasse, les énergies solaire, éolienne, hydraulique et géothermique se sont développées. La biomasse provient de l'agriculture, de la forêt ou des déchets. Elle permet de réduire la dépendance énergétique aux ressources fossiles. Elle peut par ailleurs être stockée, lui conférant ainsi un avantage significatif sur d'autres énergies renouvelables qui, à ce jour, ne disposent pas de moyens à la fois techniquement et économiquement viables de stockage. Pour autant, contrairement à ces énergies, la biomasse est limitée en capacité par la disponibilité et la productivité des terres. Un des moyens d'améliorer cette dernière est l'emploi de fertilisants, mais cette intensification présente le risque de dégrader l'environnement et d'augmenter les émissions de GES au-delà des capacités de recyclage des écosystèmes. L'agriculture fait ainsi face à deux contraintes limitant la production de biomasse pour l'énergie : (i) la réduction des terres disponibles pour les utilisations alimentaires, énergétiques et forestières, et (ii) l'augmentation de la demande alimentaire due à la croissance démographique. Cela oblige à l'intensification des systèmes de production pour satisfaire cette demande et impacte plus fortement l'environnement. Une autre forme de réponse à l'augmentation de la demande mondiale en biomasse (alimentaire comme non alimentaire) concerne l'extension de l'activité agricole sur des terres dont on change l'usage. Cela conduit à une pression sur des ressources naturelles de moins en moins disponibles en quantité et qualité, ainsi que sur un environnement dont la qualité s'est dégradée à cause de différentes formes de pollutions. Or l'émergence durant les dernières décades de la question des conséquences des activités anthropiques sur l'environnement ainsi que la nécessité d'en tenir compte pour garantir un développement

Le secteur durable a fait que l'agriculture, comme tous les autres secteurs de l'économie, est plus que jamais appelée à modérer ses impacts sur l'environnement. Cela implique par exemple une réduction de ses émissions de GES vers l'atmosphère.

La biomasse peut être transformée en énergie à travers de multiples filières, allant de la simple combustion (pour le chauffage) à la conversion en carburants liquides (biocarburants). Ceux-ci peuvent être fabriqués à partir de cultures alimentaires (pour la première génération, déjà sur le marché) ou lignocellulosiques (pour la deuxième génération, en cours de développement).

La mesure des impacts de la production des biocarburants sur l'environnement, reste difficile. Elle fait l'objet depuis plusieurs années d'une controverse scientifique portant entre autres sur les conséquences du développement des biocarburants sur l'usage des terres dans le monde. En effet, les processus de production des biocarburants s'accompagnent d'une forte consommation des ressources et représentent une source non négligeable de pollution. Toutefois, la performance énergétique et environnementale des biocarburants dépend largement des ressources et procédés de conversion utilisés.

Une analyse détaillée de la littérature montre que les connaissances scientifiques nécessitent d'être complétées en ce qui concerne les biocarburants, la biomasse lignocellulosique et les impacts environnementaux liés à leur production. Celle-ci repose en effet sur de multiples mécanismes biophysiques, à l'origine de pollutions environnementales, qu'il est nécessaire d'appréhender explicitement pour évaluer de façon plus précise l'intérêt de ces biocarburants. Par ailleurs, une meilleure prise en compte des changements d'usage des sols liés au développement des biocarburants implique de simuler des mécanismes économiques de réponse des producteurs de biomasse (les agriculteurs) aux opportunités ouvertes par ces nouveaux marchés.

C'est dans ce contexte que s'inscrivent les travaux effectués dans le cadre de cette thèse.

Ce travail de thèse a été cofinancé par le département AGROENV de INRAE et par l'ADEME et les travaux ont été conduits principalement dans l'unité mixte de recherche INRAE AgroParisTech ECOSYS et en partie dans l'UMR INRAE Économie Publique.

• Objectifs de la thèse

L'objectif premier de ce travail de thèse consiste à améliorer la précision des bilans environnementaux des biocarburants de 2ème génération, basés sur des cultures lignocellulosiques : le miscanthus et le switchgrass (deux plantes herbacées pérennes). Pour cela nous nous sommes basés sur le cadre de l'analyse en cycle de vie (ACV), combiné avec un modèle d'agro-écosystème (CERES-EGC) et un modèle économique (AROPAj) pour améliorer la précision liée à l'inventaire des émissions directes aux champs et des changements d'affectation des sols directs (CAS) associés au développement des cultures lignocellulosiques.

Un objectif secondaire de la thèse est d'étudier à la fois la chaîne d'approvisionnement et la distribution spatiale des impacts environnementaux du bioéthanol 2G produit à partir du miscanthus et du switchgrass en France sous différents itinéraires techniques. Nous avons tenté également d'appréhender les variations d'impacts au sein des différentes régions et essayé d'identifier dans quelles régions de France le bioéthanol cellulosique peut avoir le moins d'impacts environnementaux.

• Organisation du manuscrit

Le premier chapitre contient une partie introductive à la thèse, suivie par un état de l'art et une contextualisation du sujet dans son environnement socio-économique, politique et scientifique. Les questions de recherche de la thèse sont également présentées dans cette partie, de même que l'organisation générale des chapitres et les liens fonctionnels entre ceux-ci.

Un deuxième chapitre présente la méthodologie mise en place pour atteindre les objectifs fixés, le couplage des modèles biophysiques et économiques, et leur apport à l'analyse de cycle de vie. Les modèles utilisés sont décrits et détaillés dans ce chapitre.

Le troisième chapitre est un article paru dans la revue à comité de lecture *Energies* qui traite de la calibration et de la validation du modèle CERES-EGC sur des données d'essais au champ pour le miscanthus et le switchgrass.

Le quatrième chapitre concerne la régionalisation et la détermination de la performance des deux cultures à l'échelle des régions de France et pour deux horizons climatiques différents : futur proche (2010-2035) et lointain (2007-2100).

Le cinquième chapitre présente le couplage effectué entre le modèle CERES-EGC avec le modèle économique AROPAj, qui fait l'objet d'un article (en cours de soumission) comparant la performance agro-économique des cultures de miscanthus et de switchgrass.

Le sixième chapitre de la thèse est également sous forme d'article (en cours de soumission). Ce chapitre utilise les résultats de la modélisation agronomique régionalisée (chapitre 4) et de la modélisation économique (Chapitre 5) pour établir le bilan environnemental de biocarburant 2G produit à partir des deux cultures étudiées dans la thèse. L'originalité est de limiter les incertitudes sur l'inventaire de l'ACV en utilisant les résultats de cette modélisation couplée. Plusieurs scénarios de production de biomasse et de conversion en bioéthanol sont également comparés afin de déterminer la chaîne de production la plus performante pour chaque région.

Le septième et dernier chapitre discute de la méthodologie et des différents résultats obtenus dans les différents chapitres de thèse.

Une conclusion résume les résultats saillants de la thèse, discute ses limites et développe quelques perspectives.

1. Contexte scientifique et socio-économique face au changement climatique

1.1 Le rôle du secteur énergétique dans les changements climatiques

L'effet de serre est un phénomène naturel qui résulte du fait que seule une partie du rayonnement solaire est absorbée par la Terre. Le reste du rayonnement est réémis dans l'atmosphère sous forme de rayonnement infrarouge qui est intercepté et renvoyés vers la surface de la terre par les GES, provoquant ainsi son réchauffement, ce que nous appelons communément l'effet de serre. La présence de GES dans l'atmosphère est utile et nécessaire à la vie sur Terre. Néanmoins ce phénomène naturel de piégeage par l'atmosphère de la fraction du rayonnement solaire réémis par la Terre, est amplifié depuis deux siècles par les rejets de GES liés aux activités humaines, notamment de gaz carbonique (CO₂), de méthane (CH₄) et de protoxyde d'azote ou oxyde nitreux (N₂O).

Ces dernières années, les concentrations atmosphériques de ces GES ont atteint des niveaux sans précédent depuis au moins 800 000 ans (IPCC, 2014). Les teneurs en dioxyde de carbone (CO₂), en méthane (CH₄) et en oxyde nitreux (N₂O) ont toutes augmenté fortement depuis 750 (de 40 %, 150 % et 20 %, respectivement). Au cours de la période 2002–2011, les concentrations de CO₂ ont progressé au rythme décennal le plus rapide jamais observé (2,0 ± 0,1 ppm/an, Figure 1).

Les modèles de simulation du fonctionnement du système terre-océan-atmosphère concordent sur le constat que les émissions de GES anthropiques contribuent au réchauffement climatique et en sont aujourd'hui largement responsables, augmentant ainsi la probabilité d'impacts sévères et irréversibles sur les écosystèmes (IPCC, 2014). Des études portant sur les changements climatiques ont montré que l'augmentation de la température moyenne globale depuis le milieu du 20ème siècle est indubitablement corrélée à l'augmentation des émissions de GES associés aux activités anthropiques.

La température moyenne à la surface du globe pourrait augmenter jusqu'à environ +4,5°C à l'horizon (2007-2100) par rapport à son niveau de l'époque préindustrielle si l'augmentation des émissions de GES se poursuit à son rythme actuel (IPCC, 2014).

Limiter le réchauffement climatique en dessous de 2°C par rapport à l'époque préindustrielle et ainsi limiter les risques graves pour les écosystèmes nécessiteront une réduction substantielle des émissions de GES dans les prochaines décennies (IPCC, 2018).

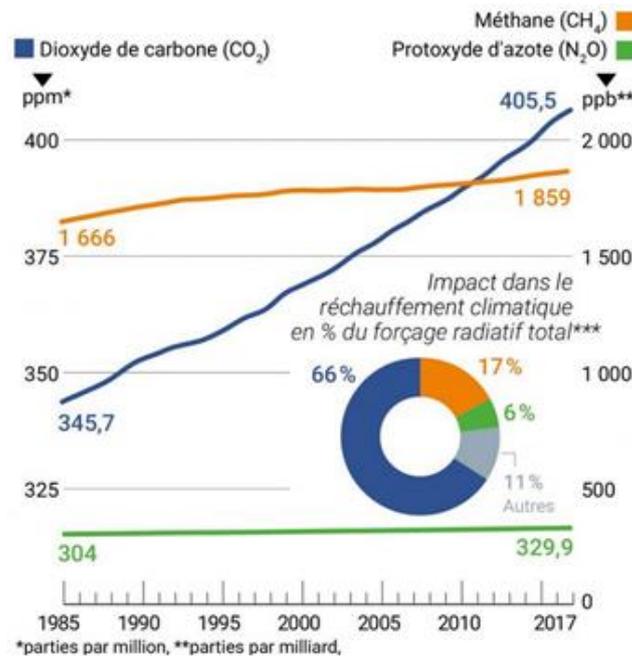


Figure 1: Concentrations moyennes annuelles mondiales des GES dans l'atmosphère (source : Bulletin annuel de l'organisation météorologique mondiale (nov 2018)).

Selon le cinquième rapport d'évaluation du GIEC (IPCC, 2014), l'augmentation des émissions de GES s'explique en premier lieu par l'utilisation massive de combustibles fossiles pour répondre aux besoins énergétiques des différents secteurs économiques (industries, bâtiments transport, etc) (Figure 2).

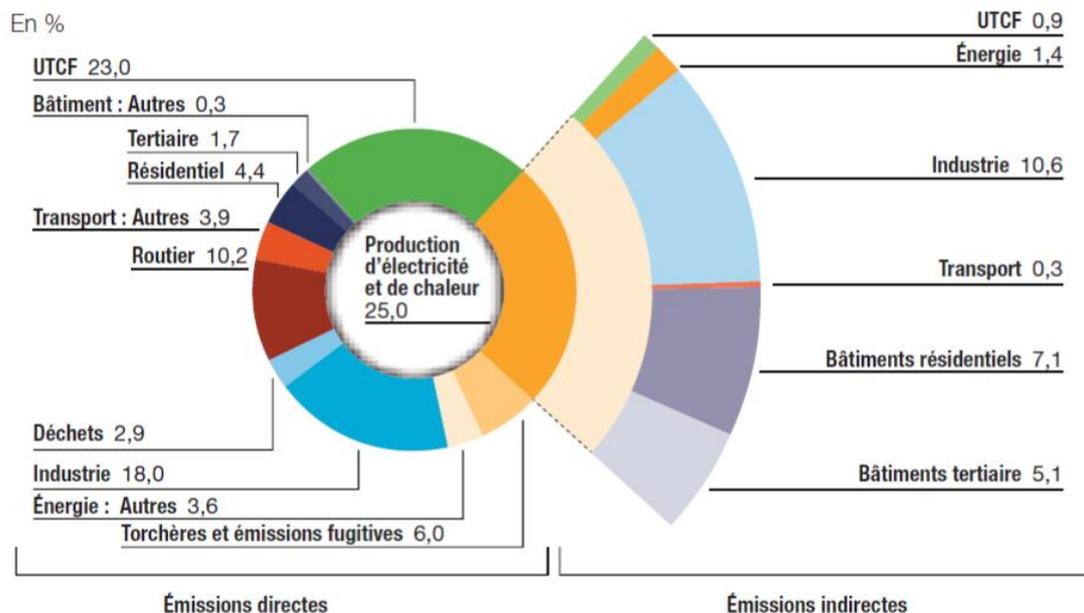


Figure 2: Répartition des émissions de GES entre les différents secteurs économiques (source : GIEC, 3ème groupe de travail, 2014).

Les émissions anthropiques et leurs incidences climatiques ont augmenté à l'échelle du globe. Ceci est d'autant plus critique que, selon la FAO (FAO, 2017), la population mondiale

continuerait à augmenter, pour passer de 6,5 milliards en 2009 à 8,3 milliards en 2010-2035 et 11,2 milliards en (2007-2100).

La croissance de la demande mondiale en énergie reste importante, bien que les prévisions d'augmentation à court terme aient été revues à la baisse suite à un changement de conjoncture en 2019 et à la pandémie de Covid-19 qui a pesé lourdement sur le secteur des transports en particulier aérien. A moyen terme en revanche, si les tendances constatées avant 2019 sont prolongées, la demande en énergie augmentera de 1,3 % par an d'ici à 2040 (IEA, 2019) sachant que le rapport du Statistical Review of World Energy 2019 montre que les émissions mondiales de CO₂ ont augmenté de 2 % en 2018, soit la plus forte hausse depuis 2011. Cette augmentation de 2 % est le résultat direct d'une hausse de la demande mondiale en énergie.

La satisfaction des besoins en énergie se heurte à une double contrainte : celle de réduire les émissions de GES associées pour respecter les objectifs fixés par les négociations internationales en termes d'atténuation des changements climatiques, et d'autre part celle de la raréfaction des ressources fossiles. Ces contraintes et politiques sont abordées dans la partie qui suit.

1.2 Le rôle des biocarburants dans les politiques climatiques

Suite à la reconnaissance des effets de l'activité humaine sur l'augmentation de la concentration des GES dans l'atmosphère lors du sommet de la Terre à Rio de Janeiro en 1992, le Protocole de Kyoto (1997) a visé à réduire de façon globale les émissions de GES en fixant des objectifs pour chacun des pays l'ayant ratifié et selon leur situation économique et leur potentiel de développement.

Dans le contexte européen, la Commission Européenne a mis en place plusieurs directives traduisant les objectifs internationaux fixés lors de ces sommets, notamment via la promotion des biocarburants comme alternative aux carburants fossiles qui sont fortement incriminés dans le réchauffement climatique.

En 2003, une première directive (2003/30/EC) promeut l'utilisation des biocarburants ou autres carburants renouvelables dans un des secteurs les plus polluants qui est le secteur des transports. A travers cette directive, l'Union Européenne a fixé un objectif en termes de part des énergies renouvelables dans le secteur du transport en 2010, qui est d'intégrer 5,75 % d'énergie renouvelable rapportée à la quantité d'énergie utilisée par ce secteur.

Le Conseil européen de mars 2007 a pris l'engagement ferme de réduire, de 2007 à 2020, les émissions globales de GES de la Communauté d'au moins 20 % par rapport à leurs niveaux de 1990, et de les réduire davantage d'ici 2050 pour passer à au moins 50 % de réduction des émissions par rapport à leurs niveaux de 1990.

L'objectif fixé par la convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques lors de la Conférence de Copenhague de 2009 (Rapport de la quinzième session de la Conférence des Parties tenue à Copenhague du 7 au 19 décembre 2009), est de stabiliser les concentrations de GES dans l'atmosphère à « un niveau qui empêche toute perturbation anthropique dangereuse du système climatique ». Pour cela, il faudrait que la température mondiale annuelle moyenne à la surface du globe n'augmente pas de plus de 2 °C par rapport aux niveaux de l'ère préindustrielle.

La directive 2009/28/CE (European Parliament, 2009) Énergies renouvelables (ou RED) a traduit cet objectif en remplaçant la directive 2003/30/EC (European Parliament, 2003) et a revu à la hausse les objectifs à tenir en termes d'adoption des biocarburants pour le secteur des transports tout en satisfaisant les objectifs du Paquet Énergie-Climat. Ainsi passe-t-on des 5,75 % d'intégration des énergies renouvelables dans la quantité d'énergie utilisée par le secteur du transport, retenus précédemment à 10 % à l'horizon 2020. La directive 2009/28/CE a été modifiée à plusieurs reprises, toujours dans un souci d'atténuation des émissions de GES de plus en plus pressant et urgent et ce principalement après l'engagement pris par l'Union au titre de l'accord de Paris de 2015 sur les changements climatiques. Celui-ci prévoit de contenir d'ici à 2100 le réchauffement climatique en dessous de 2 °C par rapport aux niveaux préindustriels et si possible de viser un seuil plus restrictif de 1,5 °C (Accord de Paris, 2015).

En raison des controverses liées au développement des biocarburants, la directive du 9 septembre 2015, dite « directive CASi » (pour « changement d'affectation des sols indirect »), est venue modifier la directive RED pour plafonner les biocarburants conventionnels, favoriser le recours aux biocarburants avancés et restreindre la conversion des terres agricoles en cultures destinées à la production de biocarburants (European Parliament, 2015).

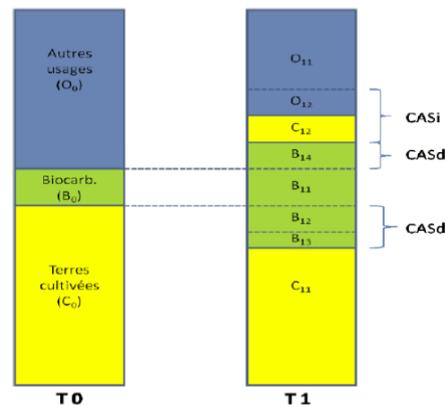
La directive CASi a en effet reconnu non seulement l'existence des émissions de GES liées au CASi mais aussi le fait que leur ampleur est susceptible d'annuler, en partie ou en totalité, les réductions d'émissions de GES obtenues grâce aux différents biocarburants (Réchauchère et al., 2018). Elle a donc introduit une limite globale à la quantité de carburants produits à partir de cultures vivrières ainsi qu'à partir de plantes cultivées essentiellement à des fins de production d'énergie sur des terres agricoles. La contribution maximale de ces carburants a

ainsi été limitée à 7 % de la consommation finale d'énergie dans les transports routiers des États membres.

La directive 2009/28/CE a fini par être remplacée par une autre directive qui s'appelle désormais directive (UE) 2018/2001 du parlement européen et du conseil, dont l'objectif fixe à au moins 32 % la part de l'énergie produite à partir de sources renouvelables dans la consommation d'énergie finale brute de l'Union d'ici à 2010-2035. Ceci inclut 14 % d'énergie renouvelable pour le transport, et un objectif de 40 % de réduction des émissions de GES par rapport aux années 1990.

Définition des changements d'affectation des sols (CAS) : Ce terme désigne les changements d'occupation des sols dus à la conversion de terres pour un nouvel usage. Les CAS ont notamment un impact sur les émissions de GES (évolution des stocks de carbone du sol et émissions de CO₂ liées), mais ils peuvent également avoir d'autres conséquences environnementales (habitat et biodiversité, ressources en eau, eutrophisation, lessivage, érosion, ...)

Les CAS liés à l'augmentation de la production de biocarburants peuvent être directs (CASd) du moment qu'il y a un changement d'usage des terres pour la production de la biomasse dédiée au biocarburant ou indirecte (CASi) via la réponse du marché aux changements d'offre et de demande de récolte de biocarburant et d'autres matières premières agricoles qui y sont liées. Les changements d'affectation des sols modifient les stocks de carbone contenus dans les sols. Il peut en résulter soit une émission nette de CO₂ soit une captation nette (un puit de GES).



Représentation schématique des CAS induits par le développement des biocarburants (de Cara et al., 2012)

La représentation de la figure est issue du rapport de (De CARA et al., 2012). En situation initiale (T0), l'ensemble des terres émergées est réparti entre les terres cultivées (C0), les terres sur lesquelles sont déjà cultivées des biocarburants (B0) et les terres destinées à d'autres usages (O0 : sols forestiers, pâtures, zones humides ou bâties ...). Après la mise en oeuvre des politiques favorables au développement des biocarburants, et les différents ajustements de marchés, l'usage des sols est modifiés (T1) et les cultures destinées à la production de biocarburants occupent plus d'espace.

Ainsi les terres initialement productrices de biocarburants (B0) continuent leur production (B11), il n'y a donc pas de CAS.

Trois types de CASd sont à distinguer :

- B12: terres initialement cultivées, mais changement de destination de la matière produite (ex : alimentaire vers biocarburants). L'impact en termes de GES peut être considéré comme nul.
- B13: implantation de cultures pérenne, donc potentielle fixation de GES.
- B14: installation de cultures pour la production de biocarburants sur des terres destinées à d'autres usages.

Les CASi se distinguent en deux types :

- C12: mise en culture de nouvelles surfaces aux dépens de terres destinées à d'autres usages afin de satisfaire la demande en matière première pour l'alimentation animale et humaine principalement, compensant B12 et B13. Ces changements sont liés à des émissions de GES (déboisement, retournement de prairies).
- O12: changements d'affectation des sols au sein même de la catégorie « autres usages ». C'est par exemple le cas de l'intensification de la déforestation pour la création de pâtures, ce qui est lié à des émissions supplémentaires de GES.

2. Promotion des énergies renouvelable pour l'atténuation des émissions de GES

2.1 Quelle est la part des énergies renouvelables dans l'approvisionnement mondial en énergie ?

L'approvisionnement énergétique en France est actuellement dominé par l'énergie fossile (avec une part de 80 % en 2017), l'énergie nucléaire contribue à 4,5 % de la consommation d'énergie, l'énergie hydraulique à 6,8 %. La contribution de la bioénergie est quant à elle aux alentours de 10 % de la totalité de l'énergie utilisée. (Figure 3)(BP, 2017).

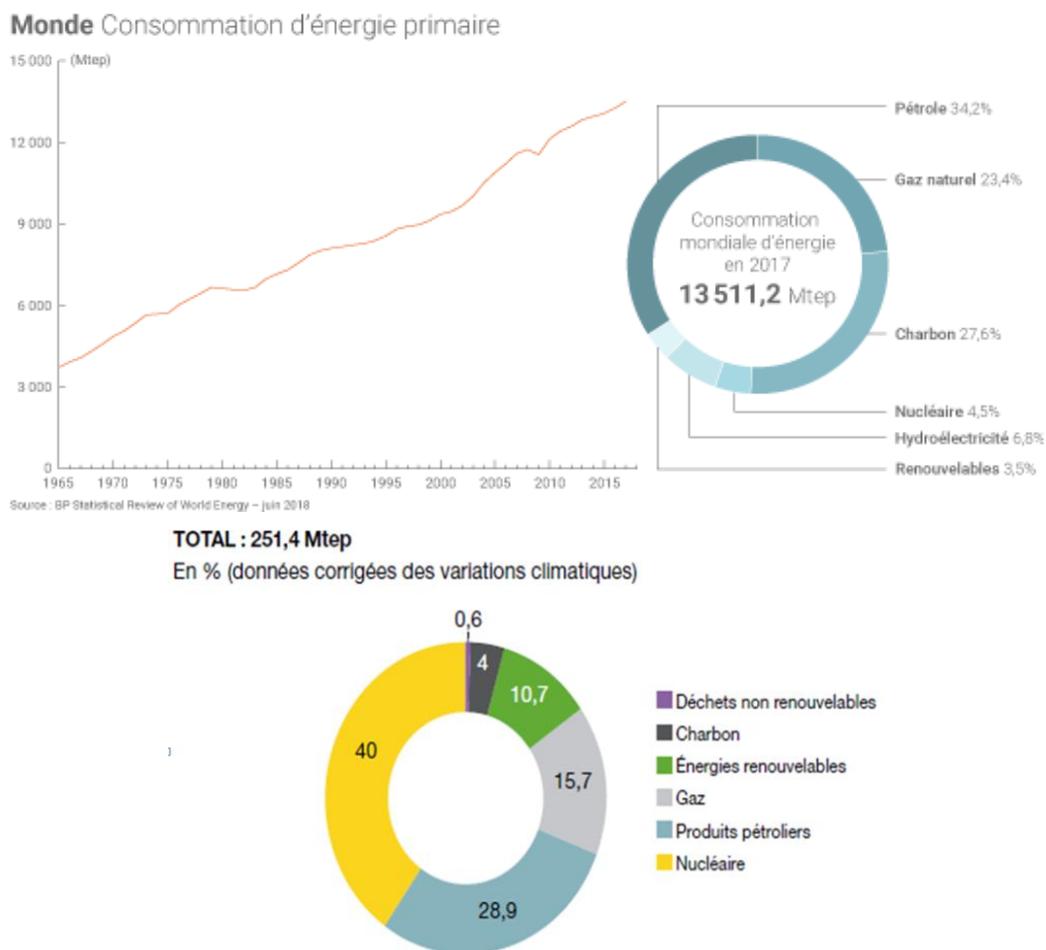


Figure 3: Consommation d'énergie primaire en France (source BP: standard review world energy 2018).

Au cours de la dernière décennie et suite aux différentes réglementations visant l'atténuation des émissions des GES dans différents secteurs, notamment celui du transport, le monde a assisté à une accélération du rythme du développement des énergies renouvelables (Figure 4)

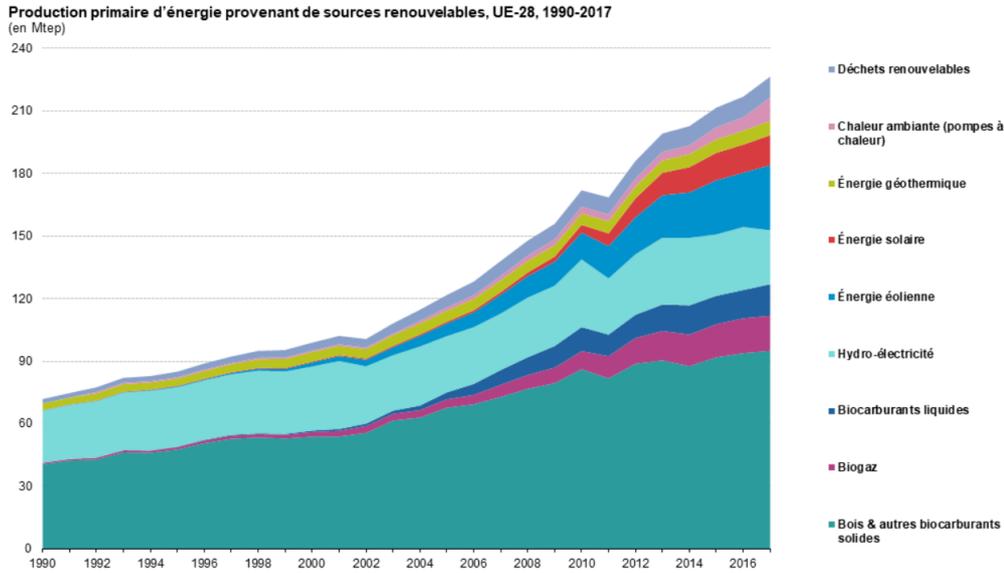
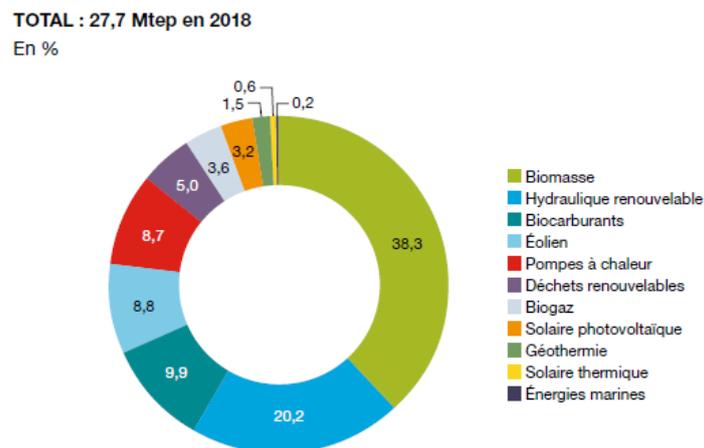


Figure 4: Production primaire d'énergie provenant de sources renouvelables en Europe (source Eurostat).

La production d'énergie renouvelable a été donc multiplié par 3,5 en Europe entre les années 1990 et 2016 pour passer de 70 à 230 millions de tonnes équivalent pétrole (Mtep). Cette augmentation de production a été enregistrée pour les différentes filières d'énergies renouvelables, comme le montre le cas de la France (Figure 5).



Champ : France entière (y compris DOM).
Source : SDES, d'après les sources par filière

Figure 5: Production primaire des énergies renouvelables par filière en 2018 en France.

2.2 Les biocarburants, une source d'énergie renouvelable de plus en plus importante mais aussi controversée

La biomasse transformée en biocarburants constitue une source d'énergie renouvelable de plus en plus produite dans le monde, (Figure 6). Cette croissance est une réponse directe aux politiques publiques qui visent à favoriser l'intégration des énergies renouvelables dans le secteur des transports.

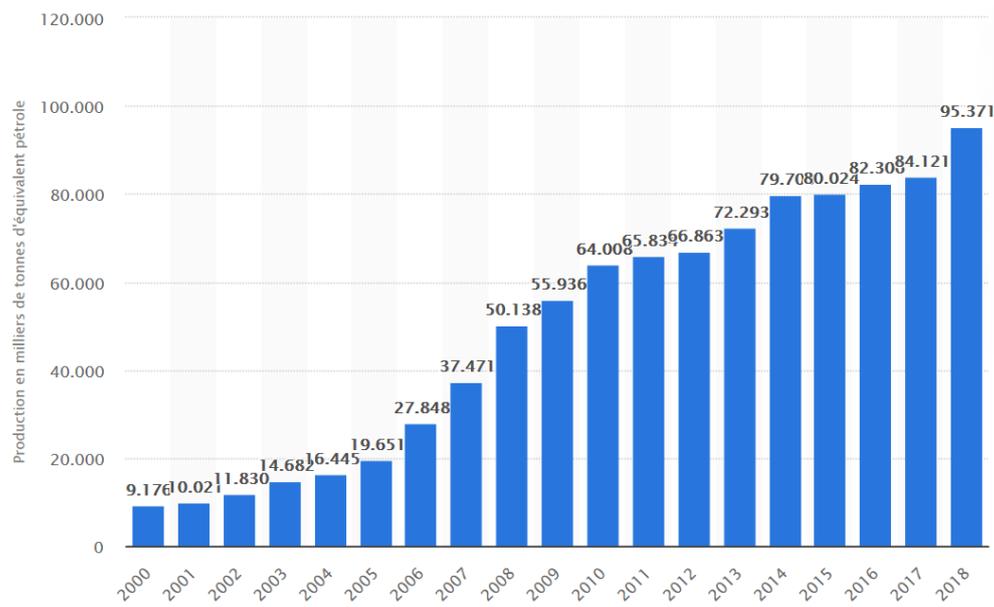


Figure 6: Production mondiale des biocarburants entre 2000 et 2018 en milliers de tep (source : Statista 2020).

La Figure 6 présente la production mondiale de biocarburants entre 2000 et 2018. La production mondiale de biocarburants enregistrée en 2000 est de 9,17 millions de tonnes d'équivalent pétrole (Mtep). En 2018 la production a été multipliée par 10 pour excéder 95 Mtep, soit plus de 2 fois la consommation totale de carburants en France. Entre les années 2000 et 2018, la production est passée par plusieurs étapes. Deux années en particulier ont enregistré de fortes augmentations de la production : tout d'abord 2008 avec une augmentation de 13Mtep pour atteindre 50,13Mtep, puis 2018 avec 11,25Mtep d'augmentation sur un an (+15 %) pour passer à 95Mtep. En 2011, environ 8 % de la production mondiale de céréales aurait été consommée par la filière éthanol alors que la filière biodiesel aurait utilisé respectivement 26 % et 13 % de la production mondiale de colza et de soja (De Cara et al., 2012).

- **Qu'est-ce qu'un biocarburant ?**

Les biocarburants sont des combustibles liquides ou gazeux utilisés principalement dans le secteur des transports, produits à partir de la biomasse agricole, de déchets et résidus provenant de l'agriculture et de la sylviculture ainsi que de ses industries connexes, et également de la fraction biodégradable des déchets industriels et municipaux. Cette filière apparaît aujourd'hui comme l'une des solutions technologiques les plus commodes pour remplacer le pétrole et diminuer les émissions de GES provenant du secteur des transports. Un argument politico-économique en faveur de cette substitution concerne aussi la réduction de la dépendance aux énergies fossiles.

Les biocarburants englobent une large gamme de produits parmi lesquels le bioéthanol, le biodiesel, le biogaz et le biodiméthylène. On distingue trois types de biocarburants selon la biomasse utilisée et les procédés de transformation associés, qualifiés de première, seconde ou troisième génération. Ces différents biocarburants et leurs technologies de production sont détaillés ci-après.

2.2.1 Les différents types de biocarburants

- **Les biocarburants de première génération (1G)**

Les biocarburants 1G sont synthétisés à partir des organes de réserve des cultures vivrières, produites traditionnellement pour l'alimentation humaine.

On distingue deux filières principales de biocarburants 1G : la filière éthanol qui utilise le sucre ou l'amidon et la filière biodiesel qui utilise les huiles végétales (Figure 7).

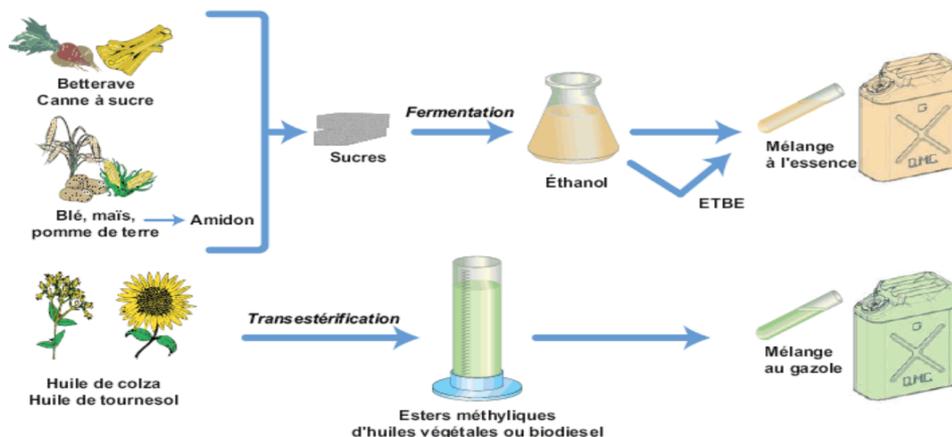


Figure 7: Schéma du procédé de conversion de la biomasse pour les biocarburants 1G (IFPEN, 2013).

En 2013, la consommation de biocarburants dans l'UE était de 13,6 Mtep dont 79 % sous forme de biodiesel, lequel est produit en majorité à partir du colza (EurObserv'ER, 2014).

- **Les biocarburants de deuxième génération (2G)**

Les biocarburants 2G sont issus de la biomasse lignocellulosique, ressource non comestible disponible en grande quantité et sous différentes formes. La technologie pour la production de ces biocarburants est à l'étude et plusieurs sites pilotes sont en cours d'expérimentation dans le monde.

Le procédé de conversion de la biomasse ne se base plus sur les organes de réserve, le sucre et l'huile, mais sur la lignocellulose qui est le constituant principal des parois secondaires de tout végétal.

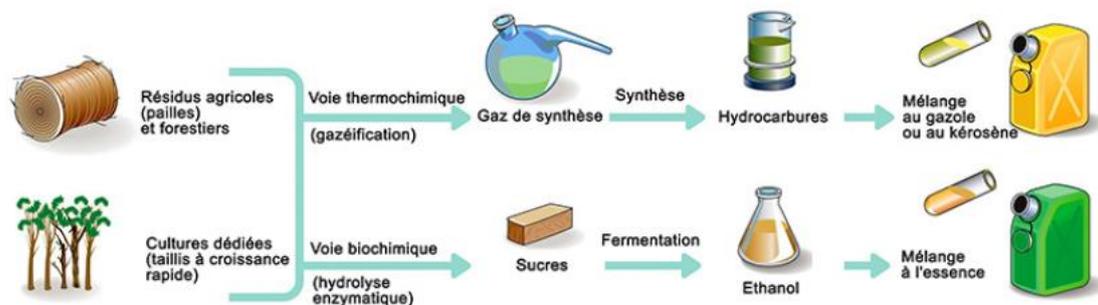


Figure 8: Procédé de conversion de la biomasse pour la production du biocarburant 2G (source: IFPEN, 2013).

En France, en comparaison avec les carburants fossiles, les biocarburants 1G réduisent de 50 % à 70 % les émissions de GES contre 85 % de réduction pour les biocarburants 2G et ce sans prendre en compte les émissions liées aux CASd. Les biocarburants 2G seraient donc de meilleurs candidats pour répondre aux exigences imposées par les réglementations en termes de réduction des émissions de GES par rapport au carburant fossile (Gabrielle et al., 2014).

Ces résultats sont confirmés par une méta-analyse (El Akkari et al., 2018) qui, en comparant cinquante articles traitant d'analyse de cycle de vie des biocarburants 1G et 2G concluent que les biocarburants de 2G et la bio-électricité ont un potentiel d'abattement plus important que les biocarburants de 1G et ce même en prenant en compte les émissions liées aux CASd.

- **Les biocarburants de troisième génération (3G)**

Les algocarburants présentent la troisième génération de biocarburants.

Leur production se fait à partir de la biomasse algale (Figure 9), cette génération de biocarburants est au stade de recherche et développement. Les algues sont sélectionnées pour

leur production d'acides gras à haut contenu énergétique, qui peuvent être convertis en biocarburants de type EMHV (biodiesel), de gaz de synthèse ou de biokérosène. Ces biocarburants bénéficient d'un rendement à l'hectare au moins 30 fois supérieur aux oléagineux. (Academic journals, calculs Sia Partners, 2015). Ce type de biocarburant bénéficie également par rapport aux biocarburants 1G et 2G de l'avantage de s'affranchir de la contrainte de sol et de la compétition avec l'alimentaire.

De nombreuses variétés d'algues peuvent être cultivées, Il existe plus de 300 000 espèces de microalgues dont la diversité est bien supérieure à celle des plantes. Certaines variétés peuvent potentiellement recycler le CO₂ ou d'autres nutriments issus des eaux usées.

Cependant, la production de biomasse des microalgues est généralement plus coûteuse sur le plan technologique que la culture des plantes. La croissance photosynthétique des microalgues nécessite de la lumière, du CO₂, de l'eau et des sels inorganiques (Alam et al., 2015).

De nombreuses études sont donc encore à réaliser avant de passer au stade de la production industrielle de biocarburants 3G qui est envisagée à moyen terme au-delà de 2040 (Passoth et Sandgren, 2019). Les biocarburants à base de biomasse 'terrestre' (notamment la 2G) constituent donc un intermédiaire indispensable pour décarboner le secteur des transports d'ici là.

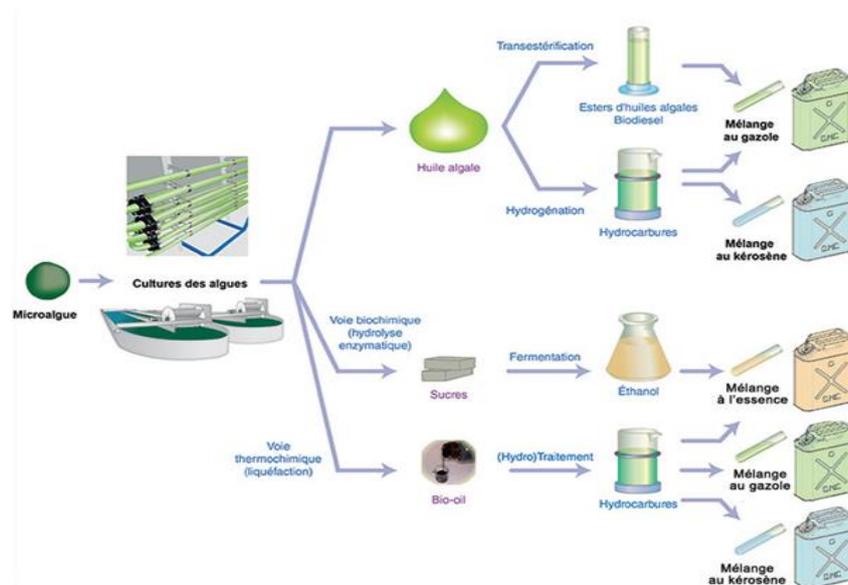


Figure 9: Schéma du procédé de conversion de la biomasse pour la production du biocarburant 3G (IFPEN, 2013).

2.2.2 Enjeux politiques et économiques liés au développement des biocarburants

Malgré les avantages des biocarburants 1G, deux défis fondamentaux contraignent leur développement. Tout d'abord, leur bilan environnemental en termes d'émissions de GES n'est pas toujours avantageux par rapport aux carburants fossiles : la production de la biomasse émet des GES à cause de l'utilisation d'intrants agricoles (engrais, pesticides), du transport et de la conversion de cette biomasse. Bien que les émissions de CO₂ lors de la combustion des biocarburants soit considérée comme sans effet sur le climat car compensées par la photosynthèse, la substitution du pétrole par la biomasse ne conduit pas nécessairement à des économies de GES, surtout si l'on inclut l'effet des CASi (El Akkari et al., 2018). Ensuite, l'augmentation de la production des biocarburants a entraîné une compétition pour l'usage des terres avec leur fonction alimentaire et l'émergence du débat "food-vs-fuel", centré sur la sécurité alimentaire.

Compte tenu de ces limites, les biocarburants 2G paraissent être une alternative intéressante et ont fait l'objet de nombreux travaux de recherche dans les dix dernières années. Leur bilan en termes d'émissions de GES est nettement plus avantageux, tout au long de leur cycle de vie avec un taux de réduction des émissions de 80-90 % par rapport au carburant fossile (El Akkari et al., 2018).

Face aux besoins pressants de réduire les émissions de GES dans le secteur des transports, la biomasse lignocellulosique devrait jouer un rôle majeur dans la transition vers des économies bas carbone. En Europe son rôle est mis en exergue dans la révision de la directive RED, qui propose un comptage avantageux des économies de GES associées en vue de promouvoir leur développement.

3. Situation de la France par rapport aux enjeux économiques et environnementaux liés au développement des biocarburants

La France est un des pays européens où les biocarburants sont les plus développés.

Elle se positionne actuellement quatrième par rapport aux pays producteurs de biocarburants dans le monde (avec 5 % de la production mondiale et plus de 2 millions de tonnes de biocarburants produits sur le territoire), après les États Unis, le Brésil et l'Allemagne. Ce développement de la production des biocarburants a été encouragé par l'engagement du pays

dans un programme de soutien démarré en 2005. Cet engagement a permis de mettre en œuvre une série de mesures permettant d'encourager la production des biocarburants (rapport Biocarburants du ministère de la transition écologique et solidaire, 2021).

L'article 32 de la loi de finances pour 2005 a introduit une taxe incitative relative à l'incorporation de biocarburants dans la loi de finances 2019, sur la mise à la consommation d'essence d'une part et de gazole d'autre part. Elle encourage l'incorporation et la distribution de biocarburants en pénalisant les opérateurs qui mettent à la consommation une proportion de biocarburants inférieure à l'objectif d'incorporation dans chacune des filières.

Par ailleurs, la directive 2015/1513, dite « CASi », impose que les états fixent un objectif d'incorporation de biocarburants avancés.

En parallèle des dispositifs fiscaux incitatifs, deux types de mesures ont été mis en œuvre pour permettre l'atteinte de ces objectifs d'incorporation :

- Relever les pourcentages minimaux d'incorporation dans les carburants distribués avec le lancement de l'essence SP95 « E10 » en 2009 et l'incorporation jusqu'à 10 % en volume dans le gazole dit « B10 » en 2015,
- Autoriser des carburants à teneur élevée en biocarburants avec le lancement du super éthanol E85 (contenant entre 65 et 85 % en volume d'éthanol) en 2007 puis en 2016 le carburant ED95 (contenant jusqu'à 95 % en volume d'éthanol) et enfin en 2018 le carburant B100 destinés aux flottes captives.

L'article 43 de la Loi de Transition Énergétique pour la Croissance Verte prévoit qu'il convient désormais d'accorder la priorité au développement des biocarburants avancés tout en préservant les investissements réalisés dans les filières de production des biocarburants conventionnels. Les objectifs d'incorporation de biocarburants avancés dans les carburants sont définis dans la Programmation Pluriannuelle de l'Énergie.

En France, la première programmation pluriannuelle de l'énergie (PPE), présentée en 2016 en application de la loi du 17 août 2015 relative à la transition énergétique pour la croissance verte (LTECV), avait fixé des objectifs d'incorporation de biocarburants avancés dans l'essence consommée (objectifs : 1,6 % en 2018 et 3,6 % en 2023) et dans le diesel consommé (1 % en 2018 et 2,3 % en 2023), mais ces objectifs étaient conditionnés à l'intégration, dans la révision de la directive RED, de plusieurs substances supplémentaires dans la liste des produits pouvant être considérés comme des biocarburants avancés.

4. Intérêts et limites des biocarburants 2G

Le contexte présenté ci-dessus montre que le développement des biocarburants devrait respecter une triple contrainte (Tilman et al., 2009), à savoir ne pas compromettre la sécurité alimentaire, garantir une sécurité énergétique et respecter l'environnement (en particulier les objectifs climatiques).

Étant données les limites de la production des biocarburants 1G liées à la compétition entre secteur alimentaire et secteur énergétique d'une part et à la compétition sur les ressources en terres d'autre part, et vu le coût très élevé des biocarburants 3G et leur manque de maturité technologique, les biocarburants 2G représentent une des solutions les plus prometteuses pour la réduction des émissions de GES du secteur des transports.

Les biocarburants 2G sont favorisés par les caractéristiques suivantes (Chum et al., 2011) :

- Une production élevée de biocarburant à l'hectare permettant de fournir une quantité significative d'énergie tout en limitant la pression sur les terres et donc la concurrence avec la production ou les autres usages des sols,
- De faibles besoins en intrants et en particulier en fertilisation azotée permettant de limiter les émissions de GES directs et indirects et ainsi permettre une réduction substantielle des émissions de GES par rapport aux filières fossiles,
- De faibles impacts environnementaux à l'échelle locale (sur l'eau, l'air et les sols), voire des impacts positifs comme le stockage de carbone dans les sols (Ferchaud et al., 2016).

Diverses sources de biomasse sont mobilisables pour la production des biocarburants 2G :

- Les ressources coproduites : résidus ou surplus d'exploitation agricole destiné à l'alimentation humaine et forestière. En agriculture la biomasse coproduite provient principalement de la paille, ce type de biomasse est préconisé pour son rendement de production à l'hectare élevé (Passoth et Sandgren, 2019). A priori, tout type de paille peut être collecté pour approvisionner une unité 2G, dans le respect des contraintes de préservation de la qualité des sols (Saffih-Hdadi et Mary, 2008). Les résidus forestiers (rémanents) peuvent également être collectés pour fournir la biomasse nécessaire, selon le même type de contraintes.

- Les cultures lignocellulosiques dédiées à la valorisation énergétique : comme elles entrent facilement dans un assolement, les cultures annuelles présentent un intérêt non négligeable,

on peut citer la betterave par exemple. Elles peuvent également être sélectionnées selon la région afin d'optimiser leur rendement et minimiser le rapport rendements et leurs besoins en intrants. Les cultures pérennes herbacées ont une durée de vie de plusieurs dizaines d'années. Elles combinent des rendements annuels élevés avec de faibles intrants (Boehmel et al., 2008). De plus ces cultures sont préconisées pour leur capacité à réduire les pertes d'azotes avec le lessivage du nitrate lors de leur production (Smith et al., 2013).

Parmi les cultures pérennes dédiées à la production des bioénergies, on distinguera notamment le miscanthus et le switchgrass. Le premier (*Miscanthus x Giganteus*) est un hybride stérile originaire d'Asie. Le second (*Panicum virgatum*) est une espèce très répandue aux États-Unis (dont elle est endémique), que l'on retrouve sous de nombreuses latitudes. Ces deux cultures sont de la famille des Poacées avec des périodes de rotation d'environ 20 ans. Le travail qui suit s'est focalisé sur ces deux cultures comme espèces candidates à la fois les plus prometteuses du point de vue de leurs rendements potentiels (Laurent et al., 2015) et de leur adaptation à des conditions climatiques contrastées telles que celles rencontrées en France (avec un climat tempéré océanique pour le Nord de la France, et Méditerranéen pour le Sud).

4.1 Les cultures candidates pour la production de biocarburants 2G

4.1.1 Le Miscanthus

Miscanthus x gignateus est une espèce triploïde connue pour sa forte productivité et son caractère stérile et donc non envahissant. La multiplication se fait donc par plantation de fragments de rhizomes (Smith et al., 2013).

La culture de Miscanthus a pour particularité de présenter des rendements élevés (allant de 10 à 30 t MS/an) (Cadoux et al., 2012; Lewandowski et Heinz, 2003) et de faibles besoins en intrants (Cadoux et al., 2012), en raison d'un fort développement des rhizomes d'une part et d'un recyclage efficace des nutriments (Amougou et al., 2012).

De faibles émissions de GES ont été mesurées sous miscanthus par rapport à des cultures annuelles (Drewer et al., 2012) ou des prairies (Roth et al., 2013). De plus, leur implantation sur les zones marginales fait que ces cultures n'entrent pas ou peu en compétition avec les cultures alimentaires, réduisant ainsi leurs émissions de GES liées aux CASi (Heaton et al., 2008; De Cara et al., 2012).

Le rendement du miscanthus peut être considérablement réduit par le stress hydrique (Heaton et al., 2008), cependant il n'y a aucun consensus sur l'effet de la disponibilité en azote sur la production de biomasse végétale. De plus, les données sur le développement du système racinaire en fonction de la disponibilité de l'azote et de l'eau manquent dans la plupart des études.

4.1.2 Le Switchgrass

Le Switchgrass (*Panicum virgatum* L) est une espèce pérenne en C4 de la saison chaude originaire de l'Amérique du Nord. La variation naturelle au sein de l'espèce présente une diversité morphologique considérable et une large gamme d'adaptations. L'espèce a été adoptée initialement pour le fourrage et ce n'est qu'au cours des 20 dernières années que ses utilisations potentielles ont été élargies pour inclure la production des biocarburants.

En plus de son utilisation comme fourrage ou biocarburant, le switchgrass a un intérêt dans le contrôle de l'érosion des sols. Ces plantes sont également caractérisées par leur bonne tolérance au stress hydrique (Hawkes et Kiniry, 2018; Liu et al., 2014).

Une autre valeur écologique ou environnementale qui a été attribuée au switchgrass concerne l'habitat de la faune, en particulier pour les oiseaux. Certaines espèces d'invertébrés préfèrent la structure de la canopée que produisent d'autres graminées hautes (Murphy et Kendall, 2015; Gottwald et Adam, 1998).

Afin d'atteindre le rendement optimal du switchgrass, il y a besoin de fertiliser. La quantité de fertilisant NPK appliquée dépend des caractéristiques de la plante dans des conditions pédoclimatiques données. Mais malgré le besoin en fertilisation, le switchgrass présente une opportunité de réduire les émissions de GES par rapport au carburant fossile en augmentant le stock de carbone du sol pendant la culture (Murphy et Kendall, 2015).

Une étude comparant les impacts environnementaux de l'essence et du bioéthanol produit à partir du switchgrass met en évidence des économies d'émissions de GES de 79 % avec l'utilisation du switchgrass (Cherubini et Jungmeier, 2010).

Miscanthus et switchgrass représentent des cultures candidates qui peuvent être envisagées pour la production de bioéthanol. Laurent et al. (2015) ont conclu que le miscanthus produisait en moyenne 56 % plus de biomasse que le switchgrass, ce qui conduirait à favoriser le miscanthus en général. Cependant, dans des conditions climatiques plus sèches, le switchgrass peut s'avérer plus tolérant à la sécheresse et avoir une meilleure productivité que

le miscanthus (Mann et al., 2013). D'autre part la phase de production de biomasse contribue de façon importante (voire majoritaire) à la performance environnementale et économique des filières biocarburants. Même si les unités de production 2G peuvent utiliser plusieurs ressources, il est important de pouvoir situer leurs avantages comparatifs en fonction du contexte pédoclimatique local et de pouvoir optimiser l'approvisionnement dans une perspective cycle de vie. La méthode d'analyse qui en découle (l'analyse du cycle de vie) est présentée ci-dessous.

5. L'analyse de cycle de vie, méthode de référence pour l'évaluation de la performance environnementale des biocarburants

5.1 Généralités sur ACV

La comparaison de la performance environnementale des filières biocarburants à celle des carburants fossiles est indispensable pour quantifier les bénéfices pouvant être tirés de leur substitution. La RED exige l'utilisation de la méthode d'analyse en cycle de vie (ACV). L'analyse de la performance environnementale des biocarburants dépend de la variabilité des conditions locales de production et du design spécifique à chaque système de production. Pour appréhender de façon holistique cette complexité des processus, l'analyse de cycle de vie (ACV) est devenue un cadre méthodologique incontournable pour l'évaluation environnementale des biocarburants (Directive RED, 2009).

Il s'agit d'une méthode quantitative holistique développée depuis les années 1980 dont l'objectif principal est de fournir un moyen systématique pour l'évaluation des impacts environnementaux potentiels d'un produit, d'un service ou d'un procédé selon une approche qui intègre toutes les étapes du cycle de vie qualifiée de « du berceau à la tombe » (Dufossé et al., 2013).

Depuis les débuts de sa normalisation en 1997, une ACV doit être conforme aux normes ISO 14040 (ISO 2006a, 2006b). D'après ces normes, la conduite d'une ACV se fait en quatre étapes interdépendantes (Figure 10).

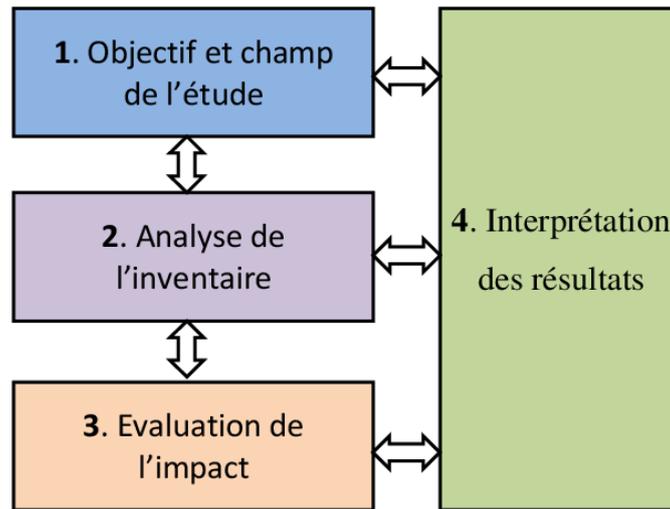


Figure 10: Les 4 étapes d'une analyse de cycle de vie (ISO, 2006).

La définition des objectifs est la première étape de l'ACV. Elle permet de justifier les choix faits au cours de l'élaboration de celle-ci, et consiste à préciser les objectifs de l'étude, la détermination des frontières du système et le choix de l'unité fonctionnelle. Les frontières du système délimitent l'ensemble des étapes à prendre en compte dans l'analyse. L'unité fonctionnelle (UF) est la base de comparaison de la performance du produit étudié et est utilisée comme unité de référence lors du calcul des différents impacts (Menten, 2013). Pour les biocarburants, les UF les plus souvent choisies sont le mégajoule (MJ) de biocarburant ou le kilomètre parcouru dans un véhicule de taille moyenne.

L'inventaire de cycle de vie est la deuxième étape d'une analyse de cycle de vie, dans laquelle on quantifie tous les flux entrants et sortants d'un système. A l'issue de cette étape, les flux de matériaux, d'énergies et d'émissions peuvent être listés sur la base de l'UF pour chaque étape du cycle de vie.

L'étape de l'évaluation des impacts est l'étape durant laquelle se fait le choix du modèle de caractérisation des relations entre émissions (ou consommations de ressources) et impacts. Lors de cette étape, les flux inventoriés dans l'étape précédente sont transformés via des modèles plus ou moins complexes en impacts environnementaux potentiels.

Plusieurs catégories d'impacts peuvent être étudiées, à un niveau intermédiaire (« mid-point ») ou au niveau de cibles finales (« end-point »). Pour les études portant sur des biocarburants, le pouvoir de réchauffement global, la consommation d'énergies non renouvelables, l'eutrophisation et l'acidification sont les catégories d'impacts les plus utilisées dans cette troisième étape de l'ACV (Malça et Freire, 2012; Menten, 2013).

L'interprétation des résultats se fait tout au long de l'ACV. Cette étape est donc fondamentale pour discuter les choix retenus et identifier d'éventuelles améliorations.

5.2 Difficultés liées à l'application de l'ACV aux filières biocarburants

Plusieurs travaux (Malça et Freire, 2012) soulignent la variabilité des données d'inventaire (comme les émissions de GES au champ), et l'incertitude qui en résulte sur les ACV des biocarburants. Afin d'obtenir des résultats fiables, il est essentiel de limiter les incertitudes liées aux à l'inventaire de l'ACV et de pallier aux principales limites de l'ACV de ce point de vue.

(Whitaker et al., 2010) ont ainsi fait la comparaison des bilans environnementaux des biocarburants de première et deuxième génération sur la base d'une analyse de cycle de vie. Ils en ont conclu que pour pouvoir tester la significativité de l'écart de performance entre 1G et 2G, il est important que les incertitudes sur les flux des émissions de GES et sur le stock de carbone des sols soient incluses dans les calculs des cycles de vie. De plus, il est difficile d'en faire une analyse robuste sans prendre en compte les impacts liés aux CASd. Sans la prise en compte de ces paramètres, qui sont déterminant dans les calculs des impacts environnementaux des biocarburants, il est difficile de conclure si ces biocarburants conduisent à des réductions d'émissions de GES compatibles avec les exigences réglementaires, par comparaison à leurs équivalents d'origine fossile. La première limite concerne la phase d'inventaire de l'ACV, qui est cruciale de façon générale, tandis que la seconde soulève l'importance des limites du système étudié et de la prise en compte des conséquences du développement des biocarburants sur l'usage des terres, localement (CAS directs) ou dans le monde (CAS indirects). Ces deux sources d'incertitudes sont au cœur de ce travail de thèse et discutées ci-après.

5.2.1 Comment mieux estimer les émissions lors de la production de biomasse ?

La première incertitude d'une ACV des biocarburants réside dans la prise en compte du rendement, des émissions azotées ainsi que les variations du stock de carbone contenu dans le sol au niveau de la parcelle cultivée.

Les conditions pédoclimatiques locales ont une grande incidence sur les rendements et les émissions de GES liées à la culture et compromettent donc les avantages de celle-ci (van der Hilst et al., 2014). Une connaissance précise de la localisation de ces cultures est ainsi

nécessaire pour évaluer précisément ses impacts spécialement dans le cadre des cultures pérennes (Dufossé et al., 2013).

Le GIEC propose des méthodes de calculs de ces émissions au champ en appliquant un facteur d'émission à partir des quantités de fertilisants appliqués (IPCC, 2019). La méthode suggérée par défaut, dite de Niveau (Tier) 1, reste très globale et présente beaucoup d'incertitudes puisqu'elle ne prend pas en compte les conditions pédoclimatiques locales. Il est d'autant plus important de comptabiliser précisément les émissions de N₂O dans le bilan de GES des biocarburants que ces émissions sont un facteur de réchauffement global 300 fois plus élevé que celui du CO₂.

- **La modélisation pour la prise en compte des facteurs pédoclimatiques**

Les émissions de GES d'une culture et principalement les émissions azotées ne sont pas forcément en corrélation linéaire avec les doses d'engrais mises en place (Philibert et al., 2012), car elles dépendent de processus biogéochimiques complexes. Cela explique l'intérêt d'utiliser des modèles qui représentent ces processus et sont plus à même de restituer ces relations. Cette approche permet de prendre en compte les effets des conditions pédoclimatiques et des pratiques agricoles sur les émissions au champ du N₂O, les rendements et les autres pertes de carbone (Gallejones et al., 2015).

Les émissions de N₂O sont considérées comme une source de pollution très importante dans les ACV des biocarburants (Smeets et al., 2009). Les émissions au champ varient énormément en fonction du type de sol, du climat et des itinéraires techniques. Dans le cadre de la plupart des ACV étudiées, ces émissions sont quantifiées via un facteur d'émission (Tier 1 de l'IPCC, Cherubini et Jungmeier, 2010).

Deng et al. (2017) ont aussi comparé deux méthodes d'évaluations environnementales : la première en couplant le modèle de culture DNDC avec la méthode ACV, et la deuxième en utilisant des méthodes de calculs basés sur les facteurs d'émissions fixes de l'IPCC. Ils ont conclu que pour les émissions de N₂O, le couplage entre le modèle et l'ACV donne un facteur d'émission de 0,25 à 0,5 %, ce qui est inférieur à celui recommandé par la méthode de l'IPCC (1 %). De même, la méthode DNDC simule une réduction de 17 % sur la catégorie changement climatique comparé au niveau obtenu par l'IPCC sur l'ensemble du cycle de vie.

Cette différence significative d'estimation est liée principalement à la négligence de l'interaction sol/température de l'air. Ceci a été également étudié par Gabrielle et al. (2006) qui a montré que les émissions de N₂O simulées par un modèle de culture (CERES-EGC)

représentent un facteur de 0,07 à 0,33 % de la dose d'azote appliquée, ce qui est inférieur au facteur de niveau 1 de l'IPCC. De même, (Dufossé et al., 2013) ont montré que les simulations faites en utilisant le couplage entre le modèle de culture CERES-EGC et l'ACV permettent d'avoir des résultats spatialisés en fonction des conditions pédioclimatiques locales ce qui les rend plus précises que celles qui utilisent le facteur d'émissions IPCC.

- **Pourquoi utiliser le modèle CERES-EGC ?**

CERES-EGC est un modèle d'agro-écosystème (ou « de culture ») qui permet d'évaluer les rendements, les émissions azotées et les variations du stock de carbone du sol à l'échelle de la parcelle (Gabrielle et al., 2006), tout comme STICS (Brisson et al., 1998), EPIC (Izaurre et al., 2006; Williams et al., 1983) ou DAYCENT (Parton et al., 1996).

Le modèle CERES-EGC présente plusieurs avantages par rapport aux autres modèles de cultures par rapport aux objectifs de ce travail de thèse. Tout d'abord, ce modèle est basé sur une simulation dynamique des processus de l'atmosphère sol-culture, avec un pas de temps journalier, et met l'accent sur les émissions azotées notamment le N₂O (Gabrielle et al., 2006). Il n'est pas spécifique à une culture donnée, contrairement à certains modèles de cultures lignocellulosiques comme MISCANFOR pour le miscanthus (Dufossé et al., 2013; Hastings et al., 2009). Enfin il a été testé et validé pour plusieurs cultures annuelles et a été adapté pour les cultures pérennes à l'issue de tests préliminaires (Logist'EC, 2013).

De plus le modèle CERES-EGC a été spatialisé (Dufossé et al., 2013) ce qui lui permet de simuler des rendements et émissions à une échelle régionale. Un autre avantage de CERES-EGC réside dans la facilité de son couplage à l'ACV, le modèle a été auparavant couplé à une ACV pour la comptabilisation des bilans environnementaux des biocarburants (Gabrielle et al., 2014).

- **Description du modèle de culture CERES-EGC**

CERES-EGC (Figure 11) a été développé à partir du groupe de modèles sol-culture CERES (Jones et Kiniry, 1986). Ce modèle comprend plusieurs sous-modèles représentant différents types de processus. Un sous-modèle biologique spécifique à chaque type de culture simule la croissance des plantes et le développement phénologique. Ce dernier simule la croissance de divers organes végétaux (racines, feuilles, tiges, fruits) et la répartition des photosynthats entre ces organes. La photosynthèse des cultures est une fonction linéaire du rayonnement intercepté, selon l'approche de Monteith, en fonction de l'indice de surface foliaire des cultures (LAI) et des éventuelles carences en eau et en azote. Un sous-modèle physique

calcule les transferts de chaleur et de masse dans le système sol-culture-atmosphère. Le modèle NOE (Hénault et al., 2005) a été inclus dans CERES-EGC pour simuler les émissions de N_2O et de NO par nitrification et dénitrification dans les sols. Un module microbiologique calcule le renouvellement de la matière organique dans la couche de labour, impliquant la décomposition, la minéralisation et l'immobilisation dans trois compartiments de matière organique (OM): biomasse microbienne, OM labile et humides. Les émissions de CO_2 , N_2O , NO et NH_3 sur le terrain sont calculées à la suite de ces transformations.

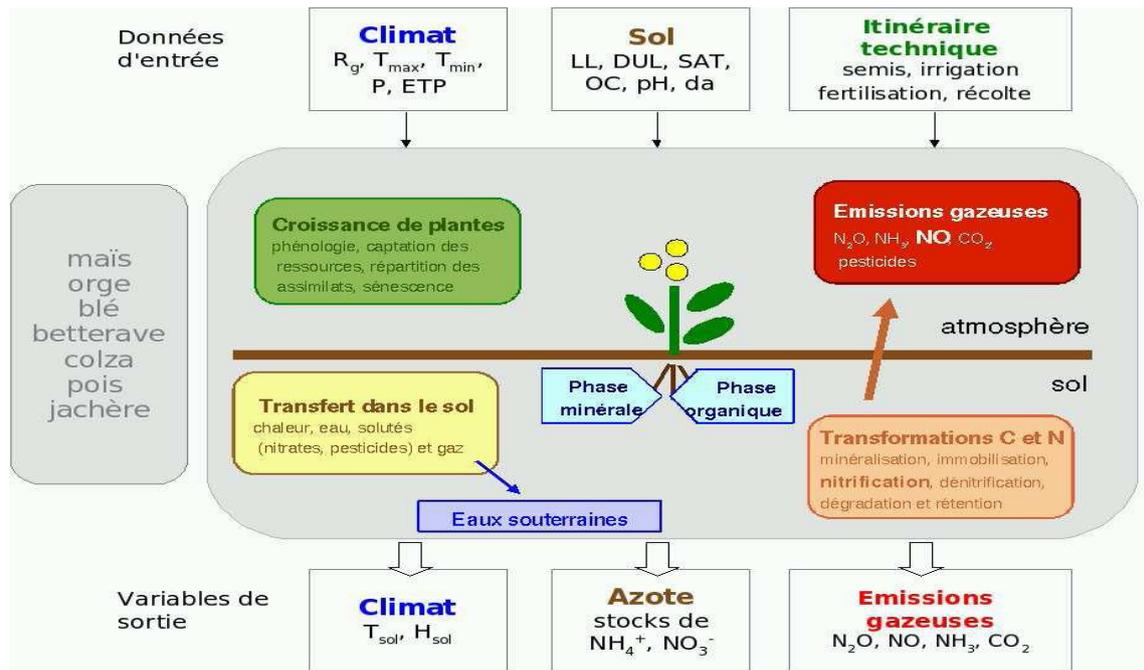


Figure 11: Schéma de fonctionnement du modèle CERES-EGC

5.2.2 Comment mieux estimer les changements d'affectation des sols

(Searchinger et al., 2008) ont montré dans leur étude du bioéthanol de maïs que l'augmentation de production de bioéthanol afin de répondre à une demande accrue a pour conséquence de provoquer des CAS qui ne sont pas sans impact sur les émissions de GES et peuvent même provoquer des émissions plus élevées que les carburants fossiles.

Les émissions du CASd peuvent être évaluées grâce à des mesures au champ pour les différentes cultures afin de prendre en compte les variations locales de sol et de climat. En l'absence de ces mesures, le GIEC propose des synthèses de données expérimentales au niveau des grands biomes de la planète (IPCC, 2006) pour estimer ces émissions. Les CASd sont pris en considération dans la méthodologie européenne de calcul des émissions de GES des biocarburants définie à l'annexe 5 de la directive RED (2009/28/CE), ce qui n'est pas le cas pour les CASi. En effet, ces derniers s'inscrivent dans une problématique beaucoup plus

complexe car ils font intervenir des mécanismes de marché, traduisant des changements d'équilibre entre offre et demande de matières premières agricoles en fonction des quantités de biocarburants produites.

Deux études françaises parues en 2012 permettent de faire la lumière sur ce point litigieux (ADEME, 2012; De Cara et al., 2012) : la prise en compte de ces émissions (CASd et CASi) rend le bilan de GES de la première génération de biocarburants particulièrement défavorable (Searchinger et al., 2008) et les émissions de GES ne rentrent plus dans les critères de durabilité de la RED (De Cara et al., 2012). Seuls les bioéthanol de deuxième génération peuvent alors minimiser les CAS (De Cara et al., 2012) car issus de coproduits ou cultivés sur des terres marginales. La proposition de révision des directives européennes (RED et FQD) va également dans ce sens en instaurant une limitation à la contribution de la première génération de biocarburants au profit de la deuxième génération, ainsi qu'en imposant la notification des émissions du CASi (European Parliament, 2012).

- **La modélisation pour la prise en compte des CAS**

Une augmentation de l'utilisation des bioéthanol va engendrer une intensification, expansion ou déplacement de la production de la biomasse. L'intensification contribue à une émission supplémentaire de GES liée à l'augmentation de l'utilisation des fertilisants et des pesticides et du déstockage du carbone. Le déplacement et l'expansion engendrent l'utilisation de terres supplémentaire, ce qui n'est pas sans impact sur les émissions de GES. Il en ressort qu'il est indispensable d'étudier le CAS liés à une augmentation de la production des biocarburants (Hoekman et Broch, 2018).

(Babcock et Iqbal, 2014) ont examiné les CAS à une échelle globale et ils ont comparé les usages des terres entre 2010 et 2012 par rapport à ceux de 2004-2006. Ils ont déterminé que, mis à part l'Argentine et l'Indonésie et quelques pays africains, les CAS qui ont eu lieu entre ces deux périodes sont principalement liés à l'intensification et non à l'extensification des cultures agricoles. Dans d'autres termes, le changement le plus important est lié à l'utilisation des ressources en terres existantes de façon plus efficace et ce via par exemple l'augmentation de la fertilisation.

(Cherubini et Jungmeier, 2010) ont conduit une méta-analyse sur 47 articles qui étudient les analyses de cycle de vie et ils en ont conclu que la moitié des évaluations sont globalement limitées aux émissions de GES et le bilan énergétique, ne prenant pas en compte la plupart des

autres catégories d'impacts. De plus, 9 % seulement des études prennent en compte dans leur étude d'impact des CAS.

(Curtright et al., 2012) ont exploré en 2012 des scénarios d'incertitude dans l'estimation des émissions GES liés à la production de la biomasse et il en a conclu que les émissions des CAS qui ont lieu durant la production de biomasse dominent les émissions globales de GES d'où l'intérêt de l'utilisation d'un modèle qui aide à la quantification de ces émissions.

Plusieurs méthodes permettent de calculer les CAS et de les prendre en compte dans l'évaluation environnementale, Les évaluations environnementales dans la littérature reposent sur des modèles économiques d'équilibre partiel ou général, des approches de type causales-descriptives ou ACV dites « conséquentielles » qui permettent la prise en compte des flux indirects via les mécanismes de marché (De Cara et al., 2012).

Langpap et Wu. (2011) intègrent une méthode physique et économique afin d'évaluer l'effet de l'augmentation des prix du blé sur les CAS. Les auteurs ont également étudié les impacts environnementaux liés à ces CAS.

Hudiburg et al. (2016) ont fait l'analyse environnementale d'un choc de demande de 32 milliards de gallons d'éthanol produit à partir du miscanthus et switchgrass aux USA. Ils ont utilisé pour cela le modèle de culture DAYCENT couplé à un modèle économique (BEPAM-F) et une ACV. BEPAM-F est un modèle d'économie ouverte, dynamique et multi-marchés qui intègre les secteurs de l'agriculture, de la foresterie et des carburants de transport aux États-Unis. L'équilibre du marché est atteint en maximisant la somme des surplus des consommateurs et des producteurs dans les secteurs des carburants agricoles et de transport). Le couplage est un couplage de modèles biophysique et économique en amont de l'évaluation environnementale dans l'objectif d'intégrer les résultats des simulations dans l'ACV. La combinaison de modèles biophysiques et économiques est une méthode qui permet de combiner les résultats agronomiques et économiques ce qui permet de calculer de façon localisée et précise les changements d'affectation des sols directs, une des limites de l'inventaire des ACV sur les biocarburants. Cette méthode repose principalement sur l'intégration d'indicateurs environnementaux et agronomiques générés à partir de modèles agronomiques dans des modèles économiques (Flichman, 2011). Une autre méthode consiste à introduire des fonctions de réponse à l'azote générées par des modèles biophysiques. Il s'agit d'une approche traditionnelle visant une meilleure représentation de la réalité (Leclère et al., 2013). Parmi les peu de modèles basés sur cette technique, il y a le modèle AROPAj.

- **Description du modèle économique AROPAj**

Le modèle AROPAj (Jayet et al., 2020) est un modèle statique d'optimisation mathématique linéaire dont l'unité de base est l'exploitation-type. Chaque exploitation-type représente statistiquement un ensemble (au moins 15) d'exploitations enquêtées par le réseau d'information comptable agricole (RICA) ayant les mêmes caractéristiques économiques et géographiques dans une région administrative. En effet, la typologie des exploitations-type prend en compte l'orientation technico-économique (OTE; reflétant les principales activités agricoles végétales et animales rémunératrices de l'exploitation), la taille économique, et la classe d'altitude (0-300 m, 300-600 m, 600-900 m). Pour chacune des exploitations-type, le producteur est supposé être rationnel, cherchant à maximiser sa marge brute (somme des marges des activités). Le modèle économique détermine, pour chaque exploitation, la combinaison et le niveau des productions végétales et animales permettant d'atteindre la marge brute la plus grande, sous des contraintes de capacité de production (la surface agricole utile totale et le capital animal sont fixes) et réglementaires (quotas de production, primes, etc.).

Le modèle AROPAj (Figure 12) est constitué d'un ensemble de modèles économiques indépendants représentant chacun le comportement d'un producteur associé à une « ferme type ». Ces fermes types sont-elles même représentatives du comportement des producteurs réels. On suppose que chaque producteur d'une ferme type cherche à optimiser sa marge brute totale en choisissant le niveau d'offre qu'il apporte (ses productions).

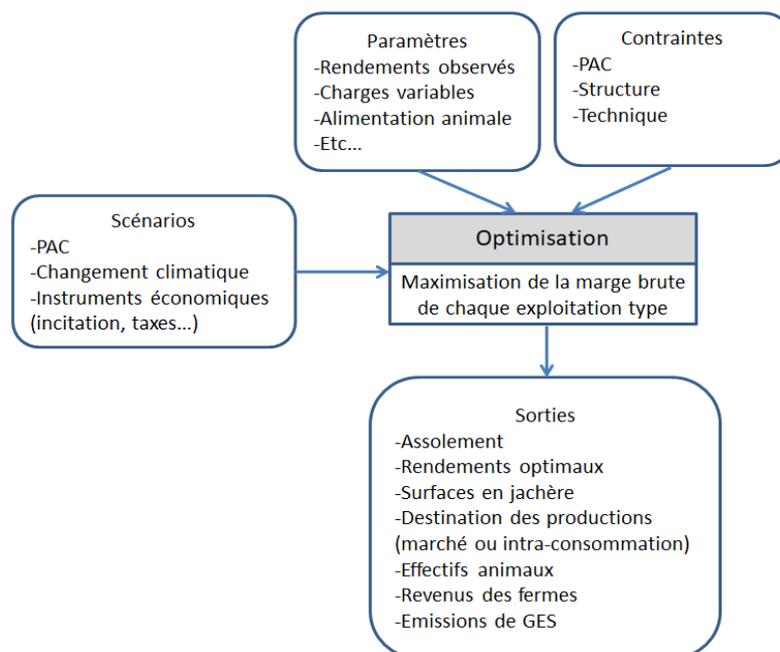


Figure 12: schéma de fonctionnement du modèle AROPAj.

Le programme d'optimisation économique d'un producteur-type (un producteur type représente un ensemble de producteurs réels ayant les mêmes caractéristiques économiques au sein d'une exploitation donnée) s'écrit comme suit :

$$\max_{X_K} Z_K(X_K) = r_K \cdot x_K \text{ s.t. } A_K \cdot X_K \leq b_K, X_K \geq 0 \quad (1)$$

Avec :

Z_k : profit

r_k : vecteur des rendements économiques de chaque activité dans l'exploitation-type k

x_k : vecteur activités végétales et animales dans l'exploitation-type k

A_k : matrice des coefficients techniques

b_k : vecteur des disponibilités de ressources

Conclusion

En utilisant un modèle de culture couplé à AROPOA_j, nous pouvons précisément répondre aux objectifs de ce travail de thèse en matière de représentation physique et technique des exploitations agricoles et de prédiction des changements d'affectation des sols associés au développement de cultures lignocellulosiques. Ce couplage permet de prendre en compte les caractéristiques pédoclimatiques des différentes régions, via la simulation des rendements par le modèle CERES-EGC (Durandea et al., 2010), et de calculer par la suite les surfaces des terres pouvant être mises en culture dans chaque région ainsi que les CASd liés à l'introduction de ces nouvelles cultures. La combinaison des informations produites par les deux modèles permet enfin de conduire une ACV régionalisée de la production de bioéthanol 2G en France.

La méthodologie suivie pour ces couplages et la chaîne de modélisation associée est détaillée dans le Chapitre suivant.

Références

- ACCORD DE PARIS, 2015, NATIONS UNIES.
- Alam, F., Mobin, S., Chowdhury, H., 2015. Third Generation Biofuel from Algae. *Procedia Eng.* 105, 763–768. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2015.05.068>.
- Amougou, N., Bertrand, I., Cadoux, S., Recous, S., 2012. *Miscanthus* × *giganteus* leaf senescence, decomposition and C and N inputs to soil. *GCB Bioenergy* 4, 698–707. <https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2012.01192.x>.
- Babcock, B.A., Iqbal, Z., n.d. Using Recent Land Use Changes to Validate Land Use Change Models 38.
- Bai, Y., Luo, L., van der Voet, E., 2010. Life cycle assessment of switchgrass-derived ethanol as transport fuel. *Int. J. Life Cycle Assess.* 15, 468–477. <https://doi.org/10.1007/s11367-010-0177-2>.
- Ben Fradj, N., Jayet, P.-A., 2018. Optimal management of perennial energy crops by farming systems in France: A supply-side economic analysis. *Biomass Bioenergy* 116, 113–121. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2018.06.003>.
- Ben Fradj, N., Jayet, P.A., Aghajanzadeh-Darzi, P., 2016. Competition between food, feed, and biofuel: A supply-side model based assessment at the European scale. *Land Use Policy* 52, 195–205. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.12.027>.
- Ben Fradj, N., Jayet, P.-A., Rozakis, S., Georganta, E., Jędrejek, A., 2020. Contribution of agricultural systems to the bioeconomy in Poland: Integration of willow in the context of a stylised CAP diversification. *Land Use Policy*. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104797>.
- Boehmel, C., Lewandowski, I., Claupein, W., 2008. Comparing annual and perennial energy cropping systems with different management intensities. *Agric. Syst.* 96, 224–236. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2007.08.004>.
- Boussard, J.-M., Boussemart, J.-P., Flichman, G., Jacquet, F., Lefer, H.-B., 1997. Les effets de la réforme de la Pac sur les exploitations de grande culture [Changements techniques et renforcement des spécialisations régionales]: Changements techniques et renforcement des spécialisations régionales. *Économie Rurale* 239, 20–29. <https://doi.org/10.3406/ecoru.1997.4865>.
- Brisson, N., Gary, C., Justes, E., Roche, R., Mary, B., Ripoche, D., Zimmer, D., Sierra, J., Bertuzzi, P., Burger, P., Bussièrre, 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).
- Cadoux, S., Riche, A.B., Yates, N.E., Machet, J.-M., 2012. Nutrient requirements of *Miscanthus* × *giganteus*: Conclusions from a review of published studies. *Biomass Bioenergy* 38, 14–22. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.01.015>.
- Cantelaube, P., Jayet, P.A., Carré, F., Bamps, C., Zakharov, P., 2012. Geographical downscaling of outputs provided by an economic farm model calibrated at the regional level. *Land Use Policy* 29, 35–44. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.05.002>.
- Chakir, R., n.d. Spatial downscaling of Agricultural Land Use Data: An econometric approach using cross-entropy method 23.
- Cherubini, F., 2010. GHG balances of bioenergy systems – Overview of key steps in the production chain and methodological concerns. *Renew. Energy* 35, 1565–1573. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2009.11.035>.
- Cherubini, F., Huijbregts, M., Kindermann, G., Van Zelm, R., Van Der Velde, M., Stadler, K., Strømman, A.H., 2016. Global spatially explicit CO₂ emission metrics for forest bioenergy. *Sci. Rep.* 6, 20186. <https://doi.org/10.1038/srep20186>.

- Cherubini, F., Jungmeier, G., 2010. LCA of a biorefinery concept producing bioethanol, bioenergy, and chemicals from switchgrass. *Int. J. Life Cycle Assess.* 15, 53–66. <https://doi.org/10.1007/s11367-009-0124-2>.
- Clifton-Brown, J., Hastings, A., Mos, M., McCalmont, J.P., Ashman, C., Awty-Carroll, D., Cerazy, J., Chiang, Y.-C., Cosentino, S., Cracroft-Eley, W., Scurlock, J., Donnison, I.S., Glover, C., Gołęb, I., Greef, J.M., Gwyn, J., Harding, G., Hayes, C., Helios, W., Hsu, T.-W., Huang, L.S., Jeżowski, S., Kim, D.-S., Kiesel, A., Kotecki, A., Krzyzak, J., Lewandowski, I., Lim, S.H., Liu, J., Loosely, M., Meyer, H., Murphy-Bokern, D., Nelson, W., Pogrzeba, M., Robinson, G., Robson, P., Rogers, C., Scalici, G., Schuele, H., Shafiei, R., Shevchuk, O., Schwarz, K.-U., Squance, M., Swaller, T., Thornton, J., Truckses, T., Botnari, V., Vizir, I., Wagner, M., Warren, R., Webster, R., Yamada, T., Youell, S., Xi, Q., Zong, J., Flavell, R., 2017. Progress in upscaling *Miscanthus* biomass production for the European bio-economy with seed-based hybrids. *GCB Bioenergy* 9, 6–17. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12357>.
- Curtright, A.E., Johnson, D.R., Willis, H.H., Skone, T., 2012. Scenario uncertainties in estimating direct land-use change emissions in biomass-to-energy life cycle assessment. *Biomass Bioenergy* 47, 240–249. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.09.037>.
- Davis, S.C., Parton, W.J., Grosso, S.J.D., Keough, C., Marx, E., Adler, P.R., DeLucia, E.H., 2012. Impact of second-generation biofuel agriculture on greenhouse-gas emissions in the corn-growing regions of the US. *Front. Ecol. Environ.* 10, 69–74. <https://doi.org/10.1890/110003>.
- Deng, Y., Paraskevas, D., Cao, S.-J., 2017. Incorporating denitrification-decomposition method to estimate field emissions for Life Cycle Assessment. *Sci. Total Environ.* 593–594, 65–74. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.112>.
- Dohleman, F.G., Long, S.P., 2009. More Productive Than Maize in the Midwest: How Does *Miscanthus* Do It? *Plant Physiol.* 150, 2104–2115. <https://doi.org/10.1104/pp.109.139162>.
- Don, A., Osborne, B., Hastings, A., Skiba, U., Carter, M.S., Drewer, J., Flessa, H., Freibauer, A., Hyvönen, N., Jones, M.B., Lanigan, G.J., Mander, Ü., Monti, A., Djomo, S.N., Valentine, J., Walter, K., Zegada-Lizarazu, W., Zenone, T., 2012. Land-use change to bioenergy production in Europe: implications for the greenhouse gas balance and soil carbon. *GCB Bioenergy* 4, 372–391. <https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2011.01116.x>.
- Drewer, J., Finch, J.W., Lloyd, C.R., Baggs, E.M., Skiba, U., 2012. How do soil emissions of N₂O, CH₄ and CO₂ from perennial bioenergy crops differ from arable annual crops? *GCB Bioenergy* 4, 408–419. <https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2011.01136.x>.
- Dufossé, K., Drouet, J.-L., Gabrielle, B., 2016. Agro-ecosystem modeling can aid in the optimization of biomass feedstock supply. *Environ. Model. Softw.* 85, 139–155. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.07.014>.
- Dufossé, K., Gabrielle, B., Drouet, J.-L., Bessou, C., 2013a. Using Agroecosystem Modeling to Improve the Estimates of N₂O Emissions in the Life-Cycle Assessment of Biofuels. *Waste Biomass Valorization* 4, 593–606. <https://doi.org/10.1007/s12649-012-9171-1>.
- Durandau, S., Gabrielle, B., Godard, C., Jayet, P.-A., Le Bas, C., 2010a. Coupling biophysical and micro-economic models to assess the effect of mitigation measures on greenhouse gas emissions from agriculture. *Clim. Change* 98, 51–73. <https://doi.org/10.1007/s10584-009-9653-8>.
- El Akkari, M., Réchauchère, O., Bispo, A., Gabrielle, B., Makowski, D., 2018. A meta-analysis of the greenhouse gas abatement of bioenergy factoring in land use changes. *Sci. Rep.* 8. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-26712-x>.

- Farrell, A.E., Plevin, R.J., Turner, B.T., Jones, A.D., O'hare, M., Kammen, D.M., 2006. Ethanol can contribute to energy and environmental goals. *Science* 311, 506–508.
- Ferchaud, F., Vitte, G., Mary, B., 2016. Changes in soil carbon stocks under perennial and annual bioenergy crops. *GCB Bioenergy* 8, 290–306. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12249>.
- Gabrielle, B., Gagnaire, N., Massad, R.S., Dufossé, K., Bessou, C., 2014. Environmental assessment of biofuel pathways in Ile de France based on ecosystem modeling. *Bioresour. Technol.* 152, 511–518. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.10.104>.
- Gabrielle, B., Laville, P., Hénault, C., Nicoullaud, B., Germon, J.C., 2006. Simulation of Nitrous Oxide Emissions from Wheat-cropped Soils using CERES. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 74, 133–146. <https://doi.org/10.1007/s10705-005-5771-5>.
- Gallejones, P., Pardo, G., Aizpurua, A., del Prado, A., 2015. Life cycle assessment of first-generation biofuels using a nitrogen crop model. *Sci. Total Environ.* 505, 1191–1201. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.10.061>.
- Godard, Caroline, Roger-Estrade, J., Jayet, P.-A., Brisson, N., Le Bas, C., 2008. Use of available information at a European level to construct crop nitrogen response curves for the regions of the EU. *Agric. Syst.* 97, 68–82.
- Hastings, A., 2017. Economic and Environmental Assessment of Seed and Rhizome Propagated Miscanthus in the UK. *Front. Plant Sci.* 8. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01058>.
- Hastings, A., Clifton-Brown, J., Wattenbach, M., Stampfl, P., Mitchell, C.P., Smith, P., 2008. Potential of Miscanthus grasses to provide energy and hence reduce greenhouse gas emissions. *Agron. Sustain. Dev.* 28, 465–472. <https://doi.org/10.1051/agro:2008030>.
- Havlík, P., Schneider, U.A., Schmid, E., Böttcher, H., Fritz, S., Skalský, R., Aoki, K., Cara, S.D., Kindermann, G., Kraxner, F., Leduc, S., McCallum, I., Mosnier, A., Sauer, T., Obersteiner, M., 2011. Global land-use implications of first and second generation biofuel targets. *Energy Policy* 39, 5690–5702. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2010.03.030>.
- Hawkes, C., Kiniry, J., 2018. Legacies in Switchgrass Resistance to and Recovery from Drought Suggest That Good Years Can Sustain Plants Through Bad Years. *BioEnergy Res.* 11, 86–94. <https://doi.org/10.1007/s12155-017-9879-7>.
- Heaton, E.A., Dohleman, F.G., Long, S.P., 2008. Meeting US biofuel goals with less land: the potential of Miscanthus. *Glob. Change Biol.* 14, 2000–2014. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01662.x>.
- Hellmann, F., Verburg, P.H., 2011. Spatially explicit modelling of biofuel crops in Europe. *Biomass Bioenergy* 35, 2411–2424. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2008.09.003>.
- Hellweg, S., Mila i Canals, L., 2014. Emerging approaches, challenges and opportunities in life cycle assessment. *Science* 344, 1109–1113. <https://doi.org/10.1126/science.1248361>.
- Hirani, A.H., Javed, N., Asif, M., Basu, S.K., Kumar, A., 2018. A Review on First- and Second-Generation Biofuel Productions, in: Kumar, A., Ogita, S., Yau, Y.-Y. (Eds.), *Biofuels: Greenhouse Gas Mitigation and Global Warming: Next Generation Biofuels and Role of Biotechnology*. Springer India, New Delhi, pp. 141–154. https://doi.org/10.1007/978-81-322-3763-1_8.
- Hoekman, S.K., Broch, A., 2018. Environmental implications of higher ethanol production and use in the U.S.: A literature review. Part II – Biodiversity, land use change, GHG emissions, and sustainability. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 81, 3159–3177. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.052>.
- Hudiburg, T.W., Wang, W., Khanna, M., Long, S.P., Dwivedi, P., Parton, W.J., Hartman, M., DeLucia, E.H., 2016. Impacts of a 32-billion-gallon bioenergy landscape on land and

- fossil fuel use in the US. *Nat. Energy* 1, 15005. <https://doi.org/10.1038/nenergy.2015.5>.
- Humblot, P., Jayet, P.-A., Petsakos, A., 2017. Farm-level bio-economic modeling of water and nitrogen use: Calibrating yield response functions with limited data. *Agric. Syst.* 151, 47–60. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.11.006>.
- ISO 14040, 2006. Management environnemental -- Analyse du cycle de vie -- Principes et cadre.
- ISO 14044, 2006. Management environnemental -- Analyse du cycle de vie -- Exigences et lignes directrices.
- Jayet, P.A., Petel, E., 2015. Economic valuation of the nitrogen content of urban organic residue by the agricultural sector. *Ecol. Econ.* 120, 272–281.
- Jayet, P.-A., Petsakos, A., Chakir, R., Lungarska, A., De Cara, S., Petel, E., Humblot, P., Godard, C., Leclère, D., Cantelaube, P., Bourgeois, C., Clodic, M., Bamière, L., Ben Fradj, N., Aghajanzadeh-Darzi, P., Dumollard, G., Isbasoiu, A., Adrian, J., Pilchak, G., Bounaffaa, M., Barberis, D., Assaiante, C., Ollier, M., Henry, L., Florio, A., Chiadmi, I., Gossiaux, E., 2020. The European agro-economic model AROPAj. UMR Economie Publique INRA-210 - AgroParisTech Université Paris-Saclay.
- Kim, S., Dale, B.E., 2004. Global potential bioethanol production from wasted crops and crop residues. *Biomass Bioenergy* 26, 361–375. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2003.08.002>.
- Lask, J., Wagner, M., Trindade, L.M., Lewandowski, I., 2019. Life cycle assessment of ethanol production from miscanthus: A comparison of production pathways at two European sites. *GCB Bioenergy* 11, 269–288. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12551>.
- Laurent, A., Pelzer, E., Loyce, C., Makowski, D., 2015. Ranking yields of energy crops: A meta-analysis using direct and indirect comparisons. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 46, 41–50. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.023>.
- Leclère, D., Havlík, P., Fuss, S., Schmid, E., Mosnier, A., Walsh, B., Valin, H., Herrero, M., Khabarov, N., Obersteiner, M., 2014. Climate change induced transformations of agricultural systems: insights from a global model. *Environ. Res. Lett.* 9, 124018. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/12/124018>.
- Lewandowski, I., Clifton-Brown, J., Trindade, L.M., van der Linden, G.C., Schwarz, K.-U., Müller-Sämman, K., Anisimov, A., Chen, C.-L., Dolstra, O., Donnison, I.S., Farrar, K., Fonteyne, S., Harding, G., Hastings, A., Huxley, L.M., Iqbal, Y., Khokhlov, N., Kiesel, A., Lootens, P., Meyer, H., Mos, M., Muylle, H., Nunn, C., Özgüven, M., Roldán-Ruiz, I., Schüle, H., Tarakanov, I., van der Weijde, T., Wagner, M., Xi, Q., Kalinina, O., 2016. Progress on Optimizing Miscanthus Biomass Production for the European Bioeconomy: Results of the EU FP7 Project OPTIMISC. *Front. Plant Sci.* 7. <https://doi.org/10.3389/fpls.2016.01620>.
- Lewandowski, I., Heinz, A., 2003. Delayed harvest of miscanthus—influences on biomass quantity and quality and environmental impacts of energy production. *Eur. J. Agron.* 19, 45–63. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(02\)00018-7](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00018-7)
- Liu, T., McConkey, B., Huffman, T., Smith, S., MacGregor, B., Yemshanov, D., Kulshreshtha, S., 2014. Potential and impacts of renewable energy production from agricultural biomass in Canada. *Appl. Energy* 130, 222–229. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.05.044>.
- Malça, J., Freire, F., 2012. Addressing land use change and uncertainty in the life-cycle assessment of wheat-based bioethanol. *Energy* 45, 519–527. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2012.02.070>.
- Mann, J.J., Barney, J.N., Kyser, G.B., DiTomaso, J.M., 2013. Root System Dynamics of *Miscanthus × giganteus* and *Panicum virgatum* in Response to Rainfed and Irrigated

- Conditions in California. *BioEnergy Res.* 6, 678–687. <https://doi.org/10.1007/s12155-012-9287-y>.
- Mohr, A., Raman, S., 2013. Lessons from first generation biofuels and implications for the sustainability appraisal of second generation biofuels. *Energy Policy* 63, 114–122. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2013.08.033>.
- Murphy, C.W., Kendall, A., 2015. Life cycle analysis of biochemical cellulosic ethanol under multiple scenarios. *GCB Bioenergy* 7, 1019–1033. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12204>
- Parrish, D.J., Fike, J.H., 2005. The Biology and Agronomy of Switchgrass for Biofuels. *Crit. Rev. Plant Sci.* 24, 423–459. <https://doi.org/10.1080/07352680500316433>
- Passoth, V., Sandgren, M., 2019. Biofuel production from straw hydrolysates: current achievements and perspectives. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 103, 5105–5116. <https://doi.org/10.1007/s00253-019-09863-3>.
- Patouillard, L., n.d. RÉGIONALISATION EN ANALYSE DU CYCLE DE VIE : ANALYSE CONSÉQUENTIELLE DES FILIÈRES ALTERNATIVES POUR LE TRANSPORT EN FRANCE 313.
- Perrin, A., Wohlfahrt, J., Morandi, F., Østergård, H., Flatberg, T., De La Rua, C., Bjørkvoll, T., Gabrielle, B., 2017. Integrated design and sustainable assessment of innovative biomass supply chains: A case-study on miscanthus in France. *Appl. Energy* 204, 66–77. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.06.093>.
- Petersen, A.M., Melamu, R., Knoetze, J.H., Görgens, J.F., 2015. Comparison of second-generation processes for the conversion of sugarcane bagasse to liquid biofuels in terms of energy efficiency, pinch point analysis and Life Cycle Analysis. *Energy Convers. Manag.* 91, 292–301. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2014.12.002>.
- Réchauchère, O., Bispo, A., Gabrielle, B., Makowski, D. (Eds.), 2018. Sustainable Agriculture Reviews 30: Environmental Impact of Land Use Change in Agricultural Systems, Sustainable Agriculture Reviews. Springer International Publishing, Cham. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-96289-4>.
- Roth, B., Jones, M., Burke, J., Williams, M., 2013. The Effects of Land-Use Change from Grassland to Miscanthus x giganteus on Soil N₂O Emissions. *Land* 2, 437–451. <https://doi.org/10.3390/land2030437>.
- Saffih-Hdadi, K., Mary, B., 2008. Modeling consequences of straw residues export on soil organic carbon. *Soil Biol.* 14.
- Schmer, M.R., Vogel, K.P., Mitchell, R.B., Perrin, R.K., 2008. Net energy of cellulosic ethanol from switchgrass. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 105, 464–469. <https://doi.org/10.1073/pnas.0704767105>.
- Searchinger, T., Heimlich, R., Houghton, R.A., Dong, F., Elobeid, A., Fabiosa, J., Tokgoz, S., Hayes, D., Yu, T.-H., 2008. Use of U.S. Croplands for Biofuels Increases Greenhouse Gases Through Emissions from Land-Use Change. *Science* 319, 1238–1240. <https://doi.org/10.1126/science.1151861>.
- Sinistore, J.C., Reinemann, D.J., Izaurralde, R.C., Cronin, K.R., Meier, P.J., Runge, T.M., Zhang, X., 2015. Life Cycle Assessment of Switchgrass Cellulosic Ethanol Production in the Wisconsin and Michigan Agricultural Contexts. *BioEnergy Res.* 8, 897–909. <https://doi.org/10.1007/s12155-015-9611-4>.
- Smith, C.M., David, M.B., Mitchell, C.A., Masters, M.D., Anderson-Teixeira, K.J., Bernacchi, C.J., DeLucia, E.H., 2013. Reduced Nitrogen Losses after Conversion of Row Crop Agriculture to Perennial Biofuel Crops. *J. Environ. Qual.* 42, 219–228. <https://doi.org/10.2134/jeq2012.0210>.
- Sokhansanj, S., Mani, S., Turhollow, A., Kumar, A., Bransby, D., Lynd, L., Laser, M., 2009. Large-scale production, harvest and logistics of switchgrass (*Panicum virgatum* L.) -

- current technology and envisioning a mature technology. *Biofuels Bioprod. Biorefining* 3, 124–141. <https://doi.org/10.1002/bbb.129>.
- Spatari, S., MacLean, H.L., 2010. Characterizing Model Uncertainties in the Life Cycle of Lignocellulose-Based Ethanol Fuels. *Environ. Sci. Technol.* 44, 8773–8780. <https://doi.org/10.1021/es102091a>.
- Tilman, D., Socolow, R., Foley, J.A., Hill, J., Larson, E., Lynd, L., Pacala, S., Reilly, J., Searchinger, T., Somerville, C., Williams, R., 2009. Beneficial Biofuels--The Food, Energy, and Environment Trilemma. *Science* 325, 270–271. <https://doi.org/10.1126/science.1177970>.
- van der Hilst, F., Verstegen, J.A., Zheliezna, T., Drozdova, O., Faaij, A.P., 2014. Integrated spatiotemporal modelling of bioenergy production potentials, agricultural land use, and related GHG balances; demonstrated for Ukraine. *Biofuels Bioprod. Biorefining* 8, 391–411.
- Vold, A., 1998. A generalization of ordinary yield response functions. *Ecol. Model.* 108, 227–236. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(98\)00031-3](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(98)00031-3).
- Whitaker, J., Ludley, K.E., Rowe, R., Taylor, G., Howard, D.C., 2010. Sources of variability in greenhouse gas and energy balances for biofuel production: a systematic review: GREENHOUSE GAS AND ENERGY BALANCES OF BIOFUELS. *GCB Bioenergy* no-no. <https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2010.01047.x>.
- Yigini, Y., Panagos, P., 2016. Assessment of soil organic carbon stocks under future climate and land cover changes in Europe. *Sci. Total Environ.* 557–558, 838–850. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.085>.

CHAPITRE 2

L'APPORT DE LA MODÉLISATION « BIO-ÉCONOMIQUE » À L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE

Ce chapitre décrit la méthodologie choisie et la démarche de modélisation mise en place pour répondre aux objectifs de la thèse, dans le cadre général qui a été défini dans le premier chapitre de ce manuscrit. La méthode d'analyse de cycle de vie (ACV) a ainsi été choisie pour l'évaluation environnementale des biocarburants de 2ème génération, de même que les modèles biophysiques et économique qui composent la chaîne de modélisation employée. Celle-ci repose sur un couplage de modèles fonctionnant à l'échelle des régions administratives Françaises, permettant d'améliorer les inventaires cycle de vie et de simuler les changements d'affectation des sols consécutifs au développement de cultures lignocellulosiques.

Dans ce chapitre, les étapes du couplage ainsi que les variables liant les deux modèles et l'ACV sont décrits et détaillés.

La description de la méthode est indispensable pour la bonne compréhension des autres chapitres de la thèse.

1. L'application de l'ACV au cas du bioéthanol 2G en France

La conduite d'une ACV, telle que décrite dans le chapitre I, se fait sur plusieurs étapes : elle commence par la définition de l'objectif et du champ d'étude, suivie par la mise en place de l'inventaire. Une fois l'inventaire établi, les impacts sont évalués et les résultats sont interprétés.

Néanmoins, l'étape cruciale et la plus délicate dans l'ACV est la mise en place de l'inventaire pendant laquelle tous les processus du cycle de vie du produit doivent être décrits et détaillés.

La Figure 1 décrit le cycle de vie d'un biocarburant, depuis la phase de production agricole qui elle-même est constituée de plusieurs étapes dont la préparation du sol, le semis, la fertilisation, la coupe etc., jusqu'à la combustion du biocarburant dans le moteur du véhicule.

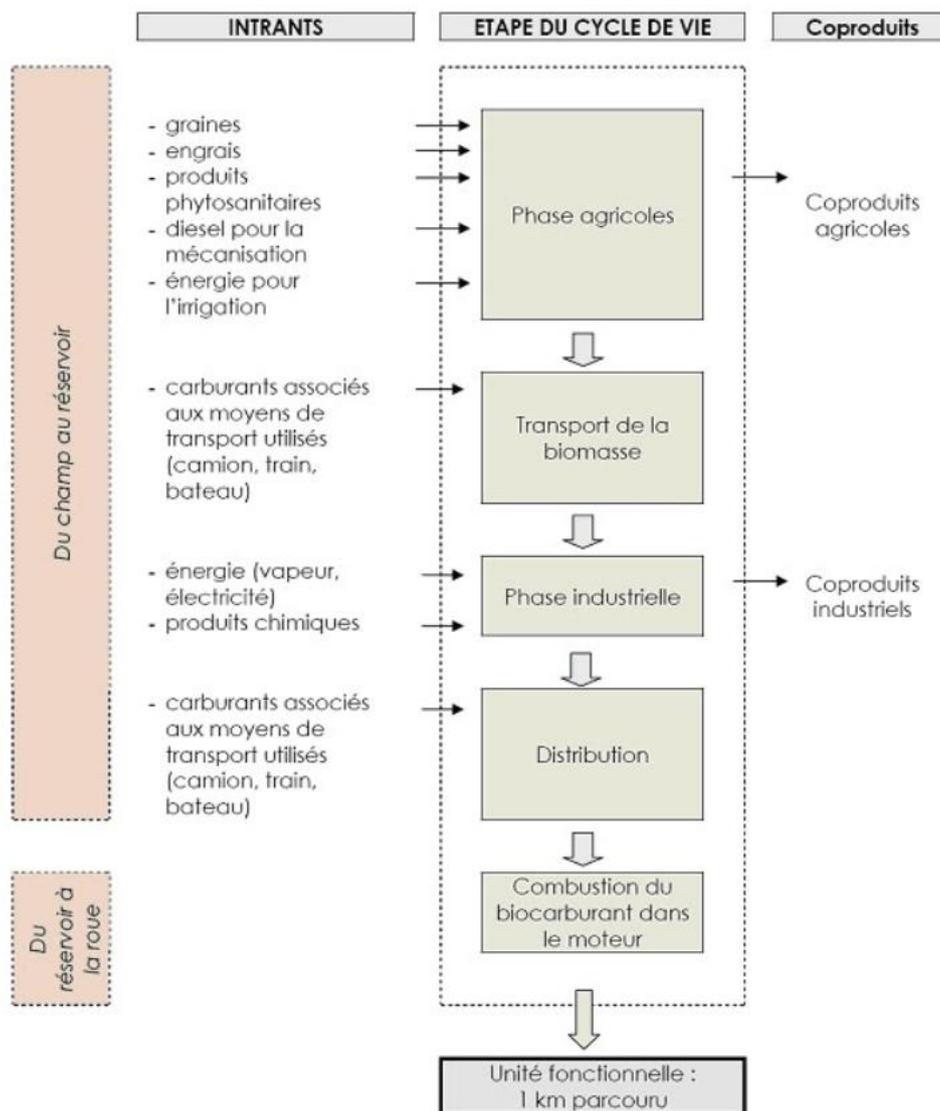


Figure 1: Cycle de vie d'un biocarburant (source ADEME, 2010).

Il y a plusieurs façons de procéder à l'élaboration de l'inventaire de l'ACV, les niveaux de détail et de précision dépendant dans une large mesure des données disponibles. Ces données peuvent être extraites de bases / sources de données préexistantes spécialisées telles qu'EcoInvent (Hischier et al., 2010) et AGRYBALYSE (Koch et Salou., 2013), notamment pour les processus d'arrière-plan (comme la fourniture d'énergie, de matériaux ou d'équipement). Des données plus spécifiques aux produits étudiées (pour les processus de « premier plan ») peuvent être extraites de la bibliographie, produites par des enquêtes, ou encore générées par des modèles.

En ce qui concerne les biocarburants de deuxième génération (2G), le bilan environnemental diffère selon l'inventaire mis en place. En effet, les données d'émissions utilisées pour les inventaires cycle de vie (ICV) de ces biocarburants reposent soit sur des mesures au champ (par exemple pour les émissions de protoxyde d'azote (N_2O) ou pour les variations de stock de carbone des sols), avec une représentativité très locale, soit sur des facteurs d'émission génériques qui négligent tout ou partie des variations pédoclimatiques (Dufossé et al., 2013). D'autre part les résultats d'ACV sont fortement conditionnés par les hypothèses faites sur l'implantation des cultures lignocellulosiques et les changements d'affectation des sols (CAS) (El Akkari et al., 2018; Don et al., 2012). Dans cette thèse nous avons pris le parti d'utiliser un modèle d'agro-écosystème pour générer des données d'inventaire à l'échelle régionale en France, et d'autre part de recourir à un modèle économique pour mieux approcher les conséquences du développement des cultures lignocellulosiques sur les assolements et les CASd induits au niveau régional (Figure 2). Cette stratégie, détaillée dans le Chapitre I, est en lien avec la finalité de cette thèse qui vise à améliorer la prise en compte des émissions de N_2O et des changements d'affectation des sols liés aux variations de stock de carbone des sols dans l' ACV du bioéthanol 2G.

Dans un premier temps, le modèle d'agro-système CERES-EGC est couplé au modèle d'offre agricole AROPAj en vue d'intégrer les fonctions de rendement de deux cultures pérennes lignocellulosiques, *i.e.* miscanthus et switchgrass, dans l'estimation des CASd. L'assolement résultant de ce couplage servira comme donnée d'entrée pour l'ACV, via les transitions à considérer en termes de CASd (Figure 2).

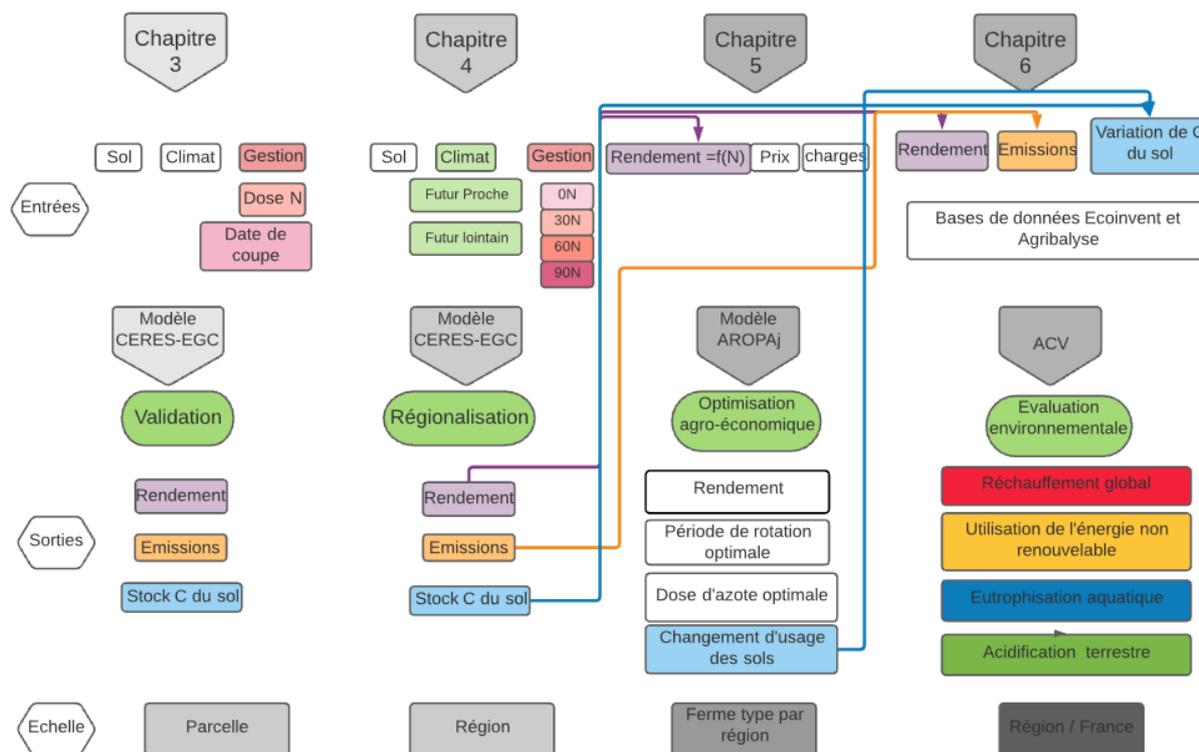


Figure 2 : Schéma conceptuel des étapes de l'approche de modélisation bio-économique en lien avec l'ACV adoptée dans cette thèse. Les colonnes correspondant aux différents chapitres montrent les entrées nécessaires aux modèles utilisés, et les sorties générées, tandis que les flèches matérialisent les liens fonctionnels entre les variables d'entrée et de sortie entre modèles et chapitres.

2. La modélisation biophysique avec le modèle CERES-EGC

La première étape dans la chaîne de modélisation présentée en Figure 2 consiste à simuler les rendements et les émissions d'azote réactif (NO_3^- , NH_3 , NO_x et N_2O) et le stock de carbone du sol des deux cultures lignocellulosiques, *i.e.* le miscanthus et le switchgrass, en fonction de différentes doses de fertilisation azotée et du contexte pédoclimatique. Ces deux cultures ont été choisies pour leurs rendements élevés et faibles besoins en intrants.

Au fur et à mesure des lectures faites lors de la contextualisation du sujet, plusieurs questions de recherche se sont posées auxquelles nous avons essayé de répondre sans pour autant nous éloigner de l'objectif principal. Dans ce cadre, le modèle d'agro-écosystème choisi, CERES-EGC, nous a été utile pour résoudre diverses problématiques quant à :

- La détermination des avantages comparatifs du miscanthus et du switchgrass en termes de rendement, en fonction des caractéristiques pédoclimatiques locales et régionales,
- L'évaluation des émissions directes (N_2O direct, NO_x , NH_3 , NO_3^- et CO_2), qui sont issues des résultats de simulation de CERES-EGC,

La quantification des émissions de N₂O indirectes, calculées à partir des lignes directrices du GIEC à partir des émissions simulées de NO_x, NH₃ et NO₃⁻ (IPCC, 2006 et 2019),

- Le couplage de CERES-EGC à un modèle d'offre agricole, le modèle AROPAj,
- L'utilisation des sorties de ces deux modèles dans pour renseigner les ICV et déterminer les bilans environnementaux du bioéthanol 2G.

Dans le troisième chapitre de la thèse, nous détaillons la calibration et la validation du modèle CERES-EGC pour le miscanthus et le switchgrass. La calibration est faite en comparant les résultats du modèle avec des observations reportées au niveau de parcelles expérimentales où les deux cultures sont plantées. Une fois les étapes de calibration et de validation assurées, des simulations régionales sont conduites à l'échelle de la France entière pour deux horizons climatiques différents : un horizon proche (correspondant au climat (2010-2035) et un autre lointain (correspondant au climat (2007-2100)). Le quatrième chapitre comprend une analyse détaillée des principaux résultats de ces simulations, et le plan d'expérience associé.

Les rendements et les émissions d'azote réactif (N₂O, NO_x, NH₃ et NO₃⁻) ainsi que le stock de carbone calculés avec la version spatialisée du modèle CERES-EGC pour l'horizon (2010-2035) ont été par la suite intégrés dans l'ACV. Ces variables ont été calculées pour chaque polygone (échelle des unités spatiales de simulation) de chaque région du modèle CERES-EGC, elles ont été par la suite pondérées par la surface en ha de chaque polygone pour arriver à une moyenne régionale. Les moyennes régionales du rendement et des émissions azotées directes ont été par la suite intégrées à l'ACV sous forme de paramètres.

La modélisation biophysique a ainsi permis de s'affranchir d'un recours aux facteurs de niveau 1 du GIEC (IPCC Tier 1) relatifs aux émissions azotées directes d'une part, et d'aboutir à un inventaire d'émissions détaillé d'autre part, puisque les conditions pédoclimatiques sont intégrées dans l'estimation des émissions azotées spécifiques à chacune des cultures lignocellulosiques à l'échelle locale puis régionale.

3. La modélisation bio-économique: AROPAj

L'objectif de cette étape (la 3ème dans la chaîne de modélisation de la Figure 2) est d'alimenter le modèle d'offre agricole AROPAj avec des données provenant du modèle biophysique CERES-EGC. Cette démarche entraîne une meilleure représentation physique et technique des exploitations agricoles. En effet, par l'intermédiaire des sorties d'un modèle biophysique, les caractéristiques pédologiques et climatiques des exploitations agricoles deviennent explicites (Durandea et al., 2010). Par ailleurs, La qualité de la représentation des

techniques agronomiques dans un modèle comme AROPAj conditionne celle de l'évaluation des conséquences de l'activité agricole sur l'environnement (voir l'état de l'art du Chapitre I).

Les données micro-économiques proviennent principalement du RICA (Réseau d'Information Comptable Agricole). Elles concernent les revenus, les charges de production, les aides perçues, les moyens de production (effectif animal et surfaces cultivées), les rendements, et les systèmes de production. Ces données se sont progressivement améliorées et enrichies par le biais d'un couplage avec deux modèles biophysiques : STICS (Brisson et al., 2003) et CERES-EGC (Gabrielle et al., 2014) en vue d'introduire des fonctions de rendements (non linéaires) de certaines cultures arables (Godard et al., 2008; Durandeu et al., 2010). Dans le présent travail, STICS est utilisé pour les cultures annuelles (Céréales, cultures à Racines, cultures oléagineuses, cultures fourragères et Légumineuses) tandis que CERES-EGC simule les deux cultures lignocellulosiques candidates, les modèles sont assez proches sur les concepts biophysiques utilisés, et sont utilisées sur la base des mêmes données climatiques et cartes des sols.

D'autre part, le développement d'un module de spatialisation à une fine résolution a permis de localiser de façon plus fine les différentes exploitations type à l'échelle régionale (Cantelaube et al., 2012). Consistant à désagréger les sorties à une échelle spatiale très fine, *i.e.* des polygones irréguliers de 100mx100m, au sein d'une région, le module requiert des données pédoclimatiques et d'autres sur l'occupation et l'usage du sol (Corine Land Cover et LUCAS), et le relief (via l'utilisation d'un modèle numérique de terrain - MNT).

4. Le couplage entre CERES-EGC et AROPAj

Les principaux points de connections entre le modèle biophysique CERES-EGC et le modèle d'offre agricole AROPAj sont les pratiques agricoles telles que la fertilisation et l'irrigation (Godard et al., 2008). Dans le cadre de cette thèse nous ne nous intéressons qu'à la fertilisation azotée du fait qu'elle constitue un enjeu majeur pour le rendement de la production agricole mais aussi pour l'environnement et la société. Les émissions d'azote réactif sont des sources de pollutions importantes affectant le fonctionnement des écosystèmes et de la santé humaine (Erisman et al., 2008). D'autre part les cultures lignocellulosiques ne peuvent pas être irriguées (sauf accident, (Lors des essais Lignoguide, 2013, quelques parcelles ont été irriguées surtout les premières années)) pour éviter que la production de biocarburants accroisse la pression sur les ressources en eau.

Le couplage entre les deux modèles consiste à remplacer le rendement moyen, généralement renseigné par des données comptables (comme le RICA en France) par une analyse de la

fonction dose réponse générée par un modèle biophysique (Godard et al., 2008). L'introduction de ces fonctions de réponse du rendement au niveau de fertilisation azotée générés par des modèles biophysiques est une approche déjà éprouvée (Donaldson et al., 1995; Boussard et al., 1997; Vold, 1998) visant une meilleure représentation de la réalité. Le couplage des deux modèles permet non seulement de calculer les changements d'affectation des sols directs liés à l'introduction des deux cultures lignocellulosiques et d'intégrer les conditions pédoclimatiques dans les calculs, mais aussi de mieux représenter le comportement des agriculteurs, ces derniers ajustant les doses de fertilisants en fonction des contraintes physiques, *i.e.* le sol et le climat, et économiques, *i.e.* les prix et les mesures politiques (Durandea et al., 2010).

Les différentes étapes du couplage entre CERES-EGC et AROPAj sont identifiées dans la Figure 3, tandis la mise en œuvre de ces étapes est détaillée dans le chapitre 5.

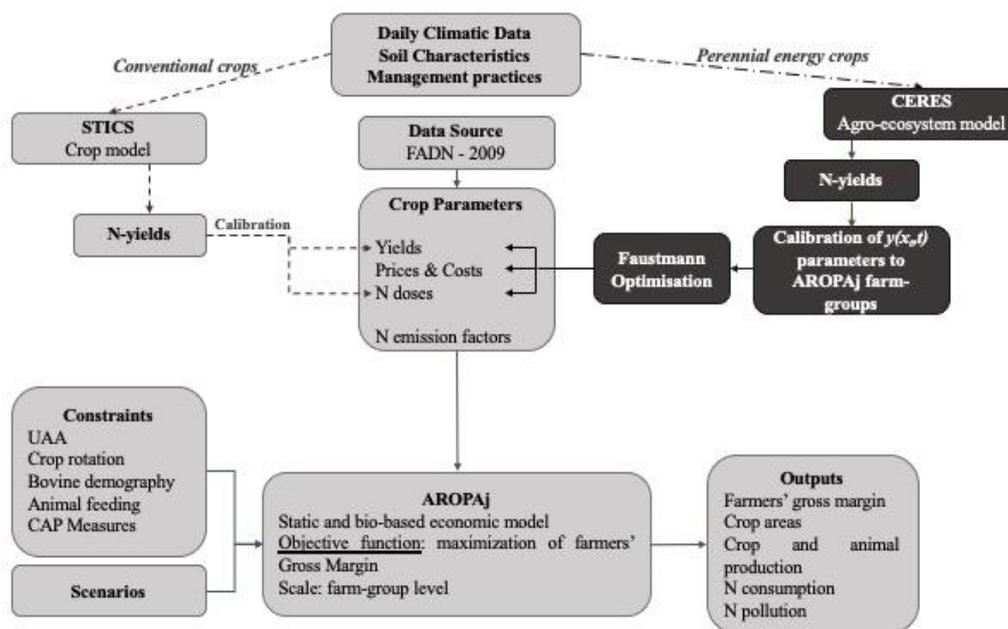


Figure 3: Représentation schématique du couplage entre les modèles biophysiques CERES-EGC et STICS et le modèle d'offre agricole AROPAj.

La première étape du couplage consiste à générer les fonctions dose-réponse relatives au miscanthus et au switchgrass pour chaque polygone (unité de simulation) du modèle CERES-EGC. Uniquement les fonctions reliant le rendement à l'apport azoté sont prises en compte.

Les rendements sont générés pour chaque niveau d'azote et pour chaque unité spatiale de CERES-EGC (polygones de 8km x 8km). Vu que CERES-EGC et AROPAj ne présentent pas la même échelle spatiale, un croisement spatial a été fait.

Les fonctions sont ensuite calibrées pour chacune des exploitations-type du modèle AROPAj. Cette étape repose sur une estimation non linéaire du rendement pondéré par la probabilités de présence des exploitations-types dans chaque polygone de CERES-EGC selon une grille fixe (de 100m x 100m) définie au sein de chaque région (Chakir, 2009).

La relation entre rendement et dose d'azote est une fonction non linéaire de type exponentiel, $y(x_t, t)$. Elle dépend non seulement du niveau d'azote apporté en temps t , *i.e.* $f(x_t)$, comme préconisé dans (Godard et al., 2008), mais aussi la dynamique de croissance de la plante dans le temps, *i.e.* $g(t)$, comme expliqué dans (Ben Fradj., 2016) et (Ben Fradj et Jayet, 2018). En supposant que la dose d'azote apportée en temps t n'a pas d'impact sur le rendement en $t+1$, $y(x_t, t)$ s'écrit comme suit :

$$Y(x, t) = f(x)g(t) \quad (2)$$

avec

$$f(x) = \varphi$$

$$g(t) = \frac{1 - e^{-\frac{t}{b}}}{\left(1 + e^{-\frac{a}{b}}\right) \left(1 + e^{-\frac{a-t}{b}}\right)} e^{\frac{a}{b} - ct}$$

où φ fait référence au potentiel agronomique, pondéré par $g(t)$, et τ désigne la courbure du $f(x_t)$: plus τ est élevé, plus la dose d'azote nécessaire pour atteindre un rendement donné est faible. Les paramètres de la fonction de croissance $g(t)$ reflètent trois phases dans le cycle de vie de la culture pérenne : une première phase d'installation avec un possible point d'inflexion, une deuxième phase de stabilisation intermédiaire, et une dernière phase de déclin. Les paramètres de $f(x_t)$ et $g(t)$ dépendent de la culture pérenne choisie et des caractéristiques techniques exploitations-type.

En $t = 0$, les cultures lignocellulosiques sont implantées sur un sol nu pour lequel le coût de plantation est noté c_0 , et laissées en production T années. A chaque année ($t = 1, \dots, T$), l'agriculteur coupe les plantes en supportant des coûts de récolte et de fertilisation. A la fin de l'année, l'agriculteur réalise un profit π_t . A la fin de la rotation, les plantes sont détruites et les parcelles sont remises en culture. La même opération est renouvelée en $t = 2T, 3T, \dots, +\infty$. Le profit est, ainsi, exprimé en termes du prix de la récolte (p_t), de la dose et du prix d'achat (w_t) d'engrais azoté, et des coûts de production annuels (c_t)

$$\pi_t(x_t, t) = p_t y(x_t, t) - w_t x_t - c_t \quad (3)$$

Comme il s'agit de cultures pérennes récoltées annuellement, la gestion du miscanthus et du switchgrass est assimilée à la gestion forestière. La règle de Faustmann est donc appliquée pour calculer la période de rotation et la quantité d'azote optimale selon un programme d'optimisation inter-temporelle. Consistant à maximiser la marge actuelle cumulée sur une rotation T , le programme d'optimisation s'écrit comme suit :

$$\max_{T, x_t} V = -C_0 + \sum_{n=1}^{\infty} \int_0^T \pi_t(x_t |, t) e^{-\delta((n-1)T+t)} dt \quad (4)$$

δ étant le taux d'actualisation. La résolution de cette équation est détaillée dans le chapitre 5.

L'insertion des deux cultures dans le modèle AROPAj nécessite le calcul du rendement moyen, le prix et les coûts de production actualisés correspondant à la période de rotation et la quantité d'azote optimale pour chaque exploitation-type. Une fois que les valeurs de ces paramètres sont renseignées, l'assolement optimal entre les activités possibles est évalué en maximisant la marge brute totale des exploitations-type.

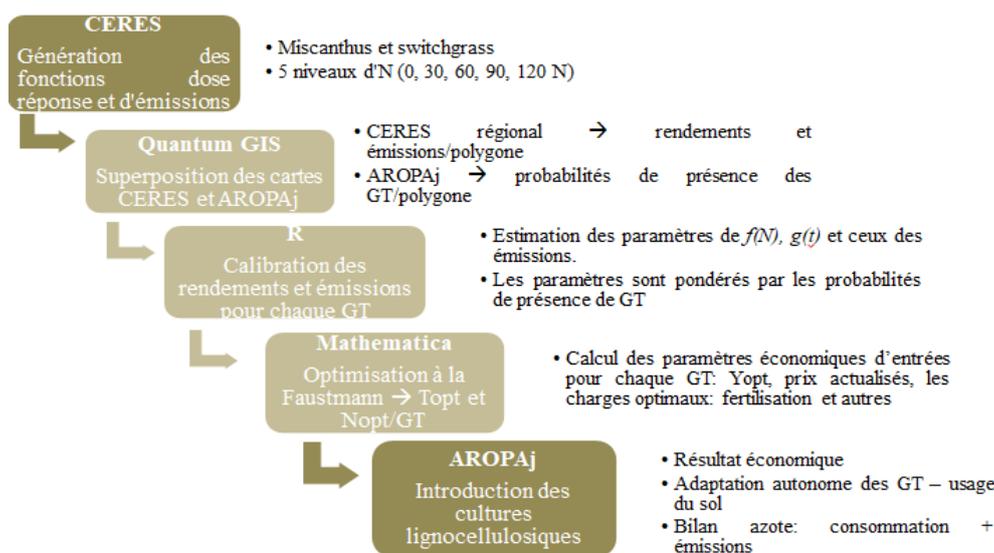


Figure 4: Représentation détaillée du couplage entre CERES-EGC et AROPAj. GT fait référence à l'exploitation-type et $f(N)$ désigne le niveau d'engrais azoté apporté à chaque année t .

Les résultats du couplage des deux modèles CERES-EGC et AROPAj ont été utilisés pour l'évaluation environnementale des biocarburants 2G issus du miscanthus et du switchgrass à l'échelle régionale. Ces résultats concernent plus précisément : les surfaces cultivées en miscanthus et switchgrass par région, en fonction d'une contrainte d'occupation maximale des terres arables, les conduites optimales pour ces cultures en termes de fertilisation et de durée des cycles, et leurs rendements moyens à l'hectare.

Références

- ADEME. Analyses de Cycle de Vie appliquées aux biocarburants de première génération consommés en France, 2010.
- Ben Fradj, N., Jayet, P.A., Aghajanzadeh-Darzi, P., 2016. Competition between food, feed, and biofuel: A supply-side model based assessment at the European scale. *Land Use Policy* 52, 195–205. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.12.027>.
- Ben Fradj, N., Jayet, P.-A., 2018. Optimal management of perennial energy crops by farming systems in France: A supply-side economic analysis. *Biomass Bioenergy* 116, 113–121. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2018.06.003>.
- Donaldson, A., G. Flichman, and J. Webster., 1995. Integrating agronomic and economic models for policy analysis at the farm level: The impact of {CAP} reform in two european regions. *Agricultural Systems* 48(2), 163 – 178.
- Erisman, J.W., Sutton, M.A., Galloway, J., Klimont, Z., Winiwarter, W., 2008. How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nature Geoscience* 1, 636–639. <https://doi.org/10.1038/ngeo325>.
- Godard, Caroline, Roger-Estrade, J., Jayet, P.-A., Brisson, N., Le Bas, C., 2008. Use of available information at a European level to construct crop nitrogen response curves for the regions of the EU. *Agric. Syst.* 97, 68–82.
- Koch P, Salou T (2013) AGRIBALYSE®: Rapport Méthodologique – Version 1.1. Ed ADEME, Angers, France. 386 p.
- IPCC, 2019: Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (eds.)]. In press.
- IPCC, 2006. 06 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programm. Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K., IGES, Japan.
- Hischier, R., Weidema, B., Althaus, H.-J., Bauer, C., Doka, G., Dones, R., Frischknecht, R., Hellweg, S., Humbert, S., Jungbluth, N., Köllner, T., Loerincik, Y., Margni, M., Nemecek, T., 2010. Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. Final report ecoinvent v2.2 (Final report No. 3). Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Switzerland.
- Vold, A., 1998. A generalization of ordinary yield response functions. *Ecol. Model.* 108, 227–236. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(98\)00031-3](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(98)00031-3).

CHAPITRE 3

USING A CROP MODEL TO BENCHMARK MISCANTHUS AND SWITCHGRASS

Ce chapitre a pour objectif de tester et valider le modèle CERES-EGC pour les cultures lignocellulosiques miscanthus et switchgrass. Ce modèle est le premier maillon de la chaîne de modélisation, et n'avait pas encore été testé pour le miscanthus ni adapté pour le switchgrass. Les résultats d'observation issus d'essais pour ces cultures menés sur 7 sites européens ont été comparés aux simulations du modèle, en utilisant les données pédoclimatiques de ces mêmes sites. L'aptitude du modèle à simuler la réponse des deux cultures aux différentes conditions pédoclimatiques ainsi qu'aux modes de conduite, et à différencier les deux cultures a été testée.

Ce chapitre est un article publié dans la revue « ENERGIES ».



Article

Using a Crop Model to Benchmark Miscanthus and Switchgrass

Monia El Akkari ^{1,*}, Fabien Ferchaud ² , Loïc Strullu ², Ian Shield ³, Aurélie Perrin ⁴, Jean Louis Drouet ¹, Pierre Alain Jayet ⁵ and Benoît Gabrielle ¹

¹ INRAE, AgroParisTech, Paris-Saclay University, UMR ECOSYS, F-78850 Thiverval-Grignon, France; Jean-Louis.Drouet@inrae.fr (J.L.D.); Benoit.Gabrielle@agroparistech.fr (B.G.)

² BioEcoAgro Joint Research Unit, INRAE, Université de Liège, Université de Lille, Université de Picardie Jules Verne, F-02000 Barenton-Bugny, France; fabien.ferchaud@inrae.fr (F.F.); Lstrullu@gmail.com (L.S.)

³ Rothamsted Research, Harpenden AL5 2JQ, UK; ian.shield@rothamsted.ac.uk

⁴ ESA, INRAE, USC INRAE-1422 GRAPPE, F-49000, Université Bretagne Loire, Ecole Supérieure d'Agricultures (ESA)-SFR 4207 QUASAV, 55 rue Rabelais, 49007 Angers, France; aurelie.perrin@inrae.fr

⁵ INRAE, AgroParisTech, UMR Public Economy, F-78850 Thiverval-Grignon, France; pierre-alain.jayet@inrae.fr

* Correspondence: monia.el.akkari@inrae.fr; Tel.: +33-612266387

Received: 21 June 2020; Accepted: 18 July 2020; Published: 1 August 2020



Abstract: Crop yields are important items in the economic performance and the environmental impacts of second-generation biofuels. Since they strongly depend on crop management and pedoclimatic conditions, it is important to compare candidate feedstocks to select the most appropriate crops in a given context. Agro-ecosystem models offer a prime route to benchmark crops, but have been little tested from this perspective thus far. Here, we tested whether an agro-ecosystem model (CERES-EGC) was specific enough to capture the differences between miscanthus and switchgrass in northern Europe. The model was compared to field observations obtained in seven long-term trials in France and the UK, involving different fertilizer input rates and harvesting dates. At the calibration site (Estrées-Mons), the mean deviations between simulated and observed crop biomass yields for miscanthus varied between -0.3 DMha^{-1} and 4.2 t DM ha^{-1} . For switchgrass, simulated yields were within 1.0 t DM ha^{-1} of the experimental data. Observed miscanthus yields were higher than switchgrass yields in most sites and for all treatments, with one exception. Overall, the model captured the differences between both crops adequately, with a mean deviation of $0.46 \text{ t DM ha}^{-1}$, and could be used to guide feedstock selections over larger biomass supply areas.

Keywords: crop modeling; lignocellulosic species; second generation biofuels

1. Introduction

The much-needed transition to sustainable and decarbonized energy systems requires continual improvements in the performance of renewable alternatives to our current energy sources. In the transportation sector, biofuels have been emphasized in the past decades given their compatibility with current motoring technologies [1]. First-generation biofuels are currently faced with two fundamental challenges that constrain their development. First, concerns were raised regarding their impacts on food security and food prices [2]. Secondly, they may contribute to deforestation and other land-use changes, resulting in mixed savings in terms of greenhouse gas (GHG) emissions compared to their fossil-based counterparts. This led the European Parliament to cap their contribution at 7 % of the final transport fuel consumption [3], despite setting more recently a target of 32 % renewables in the EU's gross final energy consumption by 2035, as well as a target of 14 % renewable energy in the transport sector. In this ambitious policy package, attention has shifted to second generation (2G) biofuels that rely on generic, ligno-cellulosic feedstock, rather than the storage compartments of food crops.

One of the reasons for this shift lies in the fact that second-generation biofuels are more efficient in abating GHG emissions compared to fossil fuels, even when factoring in indirect land-use change effects [4]. This was confirmed by a recent meta-analysis involving 50 journal articles dealing with biofuel and bioelectricity pathways, concluding that these advanced biofuels stand the best chance of reducing GHG emissions by 50 % or more compared to fossil fuels, whereas their first generation counterparts were unable to match this fraction [5]. However, the efficiency of 2G biofuels hinges on the performance of feedstock supply, in particular when relying on dedicated biomass crops. A wide variety of inedible herbaceous feedstocks can be used for this purpose [6]. Two of them, belonging to the Poaceae family, have been extensively studied in Europe and North America: miscanthus (*Miscanthus × giganteus*), a sterile hybrid crop originating in Asia, and switchgrass (*Panicum virgatum*), a widespread species from the United States. Both can be grown in a large range of latitudes, with life spans of about 20 years. Their high biomass yields (up to 20 t DM ha⁻¹yr⁻¹) and large fractions of cellulose and hemicellulose make them attractive feedstocks for bio-based products [6,7]. Perennial crops in general also have low fertilizer input requirements [8,9], due to their strong rhizome development, dense root system and efficient nutrient recycling [10,11]. As a result, switchgrass and miscanthus are often characterized by lower GHG emissions per hectare than annual crops [12,13]. They may also provide additional benefits, including soil erosion mitigation, soil fertility improvements and

increased biodiversity, by providing nesting, shelter and brood places for many invertebrates, including pollinators, wild mammals and birds, especially during winter [14,15]. Moreover, perennial grasses may be successfully grown on marginal or degraded lands, which would alleviate the competition with other potential uses over land [16].

Annual biomass yield potentials are paramount to the economics and environmental performance of crops, but remain subject to large variations over time and space and in relation to crop management practices. Process-based models have been developed to simulate these effects and some were adapted to perennial crops, including miscanthus and switchgrass. Examples include EPIC [17], DAYCENT [18], SWAT [19], STICS [20,21] and CERES-EGC [22]. These models were used to examine the effect of crop management on the yields of switchgrass and miscanthus, in particular their response to fertilizer nitrogen input rates or harvest dates. They may therefore provide guidance as to the selection of the most appropriate feedstock type and management practices for a given supply area [23], and optimize the overall value-chain design.

Alternatively, the performances of candidate energy crops may be compared on the basis of field experiments [24,25]. These provide reference points carrying less uncertainty than simulations from crop models, whose relative prediction errors may reach 20–30 % [26]. However, these observations only pertain to a restricted set of locations. Meta-analyses encompassing a wider range of conditions can provide a more comprehensive picture, but only convey general trends. For instance, the study in [27] concluded that miscanthus yielded on average 56 % more biomass than switchgrass, which would lead to a favoring of the former crop in general. However, under drier climate conditions switchgrass may prove more drought-tolerant, and outperform miscanthus [28].

Despite the importance of benchmarking candidate crops when designing biomass supply chains, agro-ecosystem models have rarely been used for this purpose. A study compared three perennial grasses in a region of the US with the DayCent model [29], but did not evaluate the capacity of this model to predict crop yields based on field observations. Thus, the question of whether agro-ecosystem models are able to capture differences between candidate feedstocks within a given pedo-climatic context remains open.

Here, we set out to test the capacity of an agro-ecosystem model CERES-EGC [22] in simulating the yields of miscanthus and switchgrass crops under similar pedoclimatic conditions, and in capturing their differences. The model was first adapted to miscanthus and switchgrass, and then calibrated using data from a long-term trial in France. It was

subsequently tested against data from a network of experimental sites across France and the UK.

2. Material and Methods

2.1. Model Description

The following paragraphs describe the adaptation of CERES-EGC to the miscanthus and switchgrass crops. Most of the modeling concepts and equations apply to miscanthus, and the switchgrass version was evolved from the miscanthus routines by adjusting the relevant parameters, according to the literature on the ecophysiology of this particular crop.

2.1.1. General Characteristics

CERES-EGC evolved from the CERES suite of crop models [30], and is a process-based model describing soil–crop atmosphere processes in daily time steps with a focus on the simulation of environmental outputs such as N₂O emissions [31]. It comprises sub-models accounting for different types of processes. A physical sub-model simulates the transfer of heat, water and nitrate down the soil profile, as well as soil evaporation, plant water uptake and transpiration in relation to climatic demand. A biological sub-model specific to each crop type simulates plant growth and phenological development. The latter drives the growth of various plant components (roots, leaves, stems) and the partitioning of photosynthates among them. A microbiological module simulates the turnover of organic matter in the plough layer, involving decomposition, mineralization and immobilization within three pools of organic matter, characterized by slow to fast turnover rates.

2.1.2. Model Inputs

The weather data needed to run CERES-EGC include daily values of solar radiation, maximum and minimum air temperature, precipitation and evapotranspiration. Soil input data include surface albedo, initial amount and C:N ratio of soil organic matter, soil water contents at wilting point, field capacity, saturation throughout the soil profile (which is divided into layers 10 to 30 cm in thickness), bulk density and stone content. Topsoil pH, clay and calcium carbonate contents are also required. The profiles of soil water and inorganic N contents have to be initialized at the beginning of the simulations, along with the various pools of soil organic C and N accounted for.

Crop management data include planting date and density, rates and types of fertilizer N inputs, dates and amounts of irrigation inputs, and harvest date.

2.1.3. Crop Development Stages

For miscanthus and switchgrass, five development stages were defined with a base temperature of 6 °C for miscanthus and 10 °C for switchgrass. The developmental stages of miscanthus are described below. They also apply to switchgrass.

Stage 1: Shoot emergence. This stage requires a minimum air temperature above 10 °C and daylengths longer than 12 hours.

Stage 2: Leaf growth. Leaves start growing after a thermal time of 900 GDD₆ (Growing Degree Day with a base temperature of 6 °C for miscanthus and 10 °C for switchgrass) has elapsed after emergence. The crop leaf area index (LAI) may increase up to a maximum value of 7.5.

Stage 3: Onset of leaf senescence. Crop LAI diminishes at a daily rate of 0.03 m² m⁻², which doubles when the plant enters its overall senescence (stage 4). This occurs after a thermal time of 3000 GDD₆ has elapsed. Photosynthesis continues during Stage 3, with all the photosynthates being allocated to rhizome. This stage may end prematurely if there are six consecutive days with an air temperature under 10°C, a frost or 30 consecutive drought days [32]. At the end of this stage, leaves are assumed to have been entirely shed.

Stage 4: Onset of plant senescence. Photosynthesis stops and part of the stem biomass is translocated to the rhizomes. Stems dry up and are gradually shed until the day of harvest.

Stage 5: Dormancy. Plant growth stops until new shoots emerge.

2.1.4. Biomass Production, Partitioning, and Translocation

The parameters used to simulate the two crops on the Estrées-Mons site were mostly extracted from the literature, as can be seen in the Appendix A, Table A1.

Some of them (especially for switchgrass) were calibrated by fitting the model against the experimental data of this site. Such was the case for the radiation use efficiency, for example (Table A1). The selection of parameters undergoing such calibration (done by trial and error and for a single parameter at a time) was based on a preliminary sensitivity analysis of the times series of simulated biomass and crop N content.

Plant growth and biomass partitioning. At the beginning of the simulation (stand establishment phase), miscanthus or switchgrass plants are only made up of their rhizomes and roots. Potential dry matter production is calculated through a radiation use efficiency (*RUE*) calculation. Potential dry matter production is based on light interception, as follows:

$$PCARB = PAR \times (RUE (1 - \exp(-k LAI))) \quad (1)$$

where $PCARB$ is the potential aboveground dry matter production of the day (g DM m^{-2}), PAR are the photosynthetically active radiations (MJ d^{-1}), and k the extinction coefficient.

The daily increase in plant dry matter ($CARBO$, g DM m^{-2}) is calculated as:

$$CARBO = PCARB \times \min(NDEF, SWDF) + REMC \quad (2)$$

where $SWDF$ and $NDEF$ are 0–1 modifiers accounting for limitations through water and N stress (see corresponding section below), and $REMC$ (g DM m^{-2}) is a flux of biomass remobilized from rhizome to the aboveground parts of the plant. During the first two development stages, 45 % of the miscanthus rhizome dry matter is transferred to aboveground [21]. A conversion efficiency of gross to net energy (or biomass) flow of 50 % is assumed [21].

Daily plant growth is the sum of above- and below-ground biomass increments. Photosynthates are partitioned between the various plant compartments according to crop development stage, using partitioning variables for each stage and each compartment of the plant (Table A1). Before the stand reaches maturity, more photosynthates are allocated to below-ground compartments to ensure crop establishment. When maturity is reached (phenological Stage 2), all photosynthates are apportioned to aboveground biomass pools.

At the end of the first year, miscanthus or switchgrass stems are usually not harvested but cut and left on the soil surface. In the following years, the CERES-EGC model calculates biomass yields as the weight of plant stems and leaves, assuming 10 % are left as stubbles and hence returned to the soil.

Leaf development. During leaf growth (phenological Stage 2), LAI expands at a relative rate of $0.018 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ for miscanthus [21], provided enough dry matter is available to maintain a constant specific leaf area (SLA). Leaf expansion is reduced accordingly if this is not the case. Leaf expansion is also modulated by leaf-specific nutrient and water stress modifiers (see corresponding section below). During leaf senescence LAI declines at a relative rate of $0.03 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ [21].

Roots. The root growth subroutine is adapted from the original CERES routine [30]. The initial root length density is set to $0.08 \text{ cm root cm}^{-3}$ soil. The vertical elongation rate of roots is a function of thermal time, soil water and N contents. Root density may increase to a maximum value of $6 \text{ cm root cm}^{-3}$ soil in the top 10 cm of soil, $3 \text{ cm root cm}^{-3}$ soil in the 10–

30 cm layer, and 1 cm root cm⁻³ soil below the 30 cm depth. Maximum rooting depth is set to 3 m.

Plant senescence. Root and rhizome senescence occur throughout the growing season with daily decay rates of 0.05 % and 0.001 %, respectively. Rhizome starts senescing only after a threshold mass value of 500 g DM m⁻² has been reached for this compartment. Senescent leaves that have dropped at the end of Stage 3, stems left on the ground after harvest, senescent roots and rhizomes are returned to the soil as fresh organic matter pools.

N and C fluxes within the plant. At the beginning of the growing season, a pool of rhizome N that can be potentially remobilized to the aerial parts (*REM_N*, in g N m⁻²) is calculated as:

$$REM_N = 0.56 \times RHNIN - 39 \quad (3)$$

where *RHNIN* is the rhizome nitrogen content in kg DM ha⁻¹.

Every day, rhizomes may contribute up to a maximum of *REM_N* to the N demand, or until rhizome N has reached a minimum concentration of 0.6 %, to prevent its total N depletion. Potential crop N uptake is a function of the amount of nitrate and ammonium available in each soil layer, and the corresponding root density [30]. From leaf senescence to harvest, if N uptake is larger than plant demand, excess N is stored in the rhizome up to a maximum concentration of about 2 % [33].

During leaf and plant senescence, N is remobilized from the aboveground biomass to the rhizome. The daily N remobilization rates (denoted *RHN*, in g N m⁻² d⁻¹) depend on growing degree-days relative to the duration of the whole period of remobilization. They are calculated as [11]:

$$RHN = \frac{GDD_8}{P4-AP3} \times 0.71 \times LFNIN - 13 \quad (4)$$

where *LFNIN* is the initial N contents of leaves (stems) at the beginning of leaf (stem) senescence, respectively (in g N m⁻²). *P4-AP3* is the thermal time from the end of leaf senescence to plant senescence. N remobilization from the stems is supposed to occur between October and February. *P8* is the thermal time from October to February. Stems and leaves keep a structural N concentration around 0.3 % (on a mass basis [10]), and the remobilization is limited by a maximum rhizome N content of 2 %.

Water and N stress. Similar to most crop models, the effect of N deficiencies on crop growth is calculated via a 0 to 1 modifier (stress factor) corresponding to a supply-to-demand ratio. Crop N demand is based on the concept of critical N concentration in plant biomass, *i.e.*, the

optimal concentration for biomass production depending on plant development stage. The definition of such concentrations for miscanthus is complicated by rhizome remobilization, and there are no data specific to this plant. We therefore used a generic allometric relationship for the aboveground biomass of annual and perennial crops:

$$N_{crit\%} = aW^b \quad (5)$$

Where $N_{crit\%}$ is the critical N concentration (% , mass basis), W is the aboveground biomass (g DM m⁻²), and a and b are parameters set at 3.0 and -0.47 for both crops. An upper limit of 4 % was set for $N_{crit\%}$ for low W values, while root N concentration was set to 0.6 % [10].

Following the generic approach of the CERES models [30], the water stress effects on plant photosynthesis and development depend on the ratio of actual to potential plant transpiration, as modulated by an unitless parameter (WSTRSS) accounting for the particular sensitivity of miscanthus to water stress. Maximum plant transpiration is calculated from a Penman potential evapotranspiration rate (which is an input for the model), with a crop coefficient ranging between 0.8 and 1.1 depending on crop leaf area index. Root water uptake depends on soil available water and root density in each soil layer.

Adaptation to switchgrass. Except for the difference in base temperatures, all the above equations and concepts apply equally to miscanthus and switchgrass. For lack of similar literature and modeling concepts pertaining to switchgrass, the latter crop was modeled with the same equations, whether for crop development stages, photosynthesis or LAI development. The simulation of drought kill gave one exceptional major difference between the two crops. On any given year miscanthus was considered to fail if plant available water remained at zero for more than one month at a time (without compromising next year's harvest), and the crop was terminated if this condition extended for more than two months [32]. This condition was deactivated for switchgrass, for which no such effects were reported, resulting in a higher tolerance to water stress for this crop.

2.2. Experimental Data

The Estrées-Mons dataset. The Estrées-Mons field trial was conducted from 2006 to 2015 in northern France (49°87' N, 3°01' E). It is part of a long-term experiment called “Biomass & Environment” [34, 35]. The climate is temperate with oceanic influence, with a mean annual rainfall of 625 mm and a mean air temperature of 10.7 °C. The soil is a deep Haplic Luvisol with no major obstacles for root growth down to the 3 m depth. Miscanthus was planted in April 2006 at 1.5 rhizomes m⁻² and switchgrass (variety Kanlow) was sown in June 2006 at 15 kg seeds ha⁻¹. Both crops were harvested either in February–March (late harvest) or in

October (early harvest) and two fertilization levels were compared for both crops, with input rates of 0 and 120 kg N ha⁻¹ yr⁻¹, respectively.

Several variables were measured for the various treatments implemented on this site, such as crop DM and N content in the different compartments of the plant [11,34] LAI, soil water and N contents over time [35].

The Rothamsted dataset. This field trial was conducted from 1998 to 2010 in southeastern UK (1°48' N, 0°21' W). The climate is oceanic, with a mean annual rainfall of 704 mm and a mean air temperature of 9°C. Switchgrass (variety Cave-in-rock) was planted in mid-April 1998. As in the Estrées-Mons site, switchgrass results are compared to miscanthus results from the same site and same period (Table 1).

Table 1. Crop management characteristics for the experimental sites used for model calibration and testing.

Site	Crop	Fertilizer N rate (kg N ha ⁻¹ yr ⁻¹)	Irrigation	Harvest dates	Timeframe
Estrées-Mons	Switchgrass	0/120	NO	early/late	2006-2015
Estrées-Mons	Miscanthus	0/120	NO	early/late	2006-2012
Rothamsted	Switchgrass	0/25/50/75/150	NO	early/late	1998-2010
Rothamsted	Miscanthus	0/60/120	NO	late	1993-2012
Marchais	switchgrass /miscanthus	80	NO	late	2008-2012
Montans	switchgrass /miscanthus	80	NO	late	2007-2013
Catenoy	switchgrass /miscanthus	0	NO	late	2006-2013
Subdray	switchgrass /miscanthus	60	First year	late	2008-2012
Chesnoy	switchgrass /miscanthus	0	First year	late	2006-2012

The measured variables at the Rothamsted site include time series of soil water and N contents, and final biomass yield. Unfortunately, no replicates were available for the measurements.

The Lignoguide network. This experimental network, originally comprising 9 sites across France, was set up as part of a research and development project aiming to help biomass growers make efficient and sustainable decisions regarding the choice of the most suitable crops. Here, we used data from 5 of these experimental sites that involved both miscanthus and switchgrass (cv. Kanlow): Catenoy, Chesnoy, Subdray, Marchais and Montans. Their main characteristics are summarized on Tables 1 and 2.

The measurements in the Lignoguide network concerned several variables, namely DM and N content in the different compartments of the plant, soil water and N contents over time.

Table 2. Pedoclimatic and management characteristics of the Lignoguide experimental sites.

	Climatis characteristics			Soil type & characteristics			Plant available water (mm)	Maximum rooting depth (cm)
	Climate type	Mean annual rainfall (mm)	Mean air temperature (°C)	Soil texture	CaCO ₃ Content (%)	Gravel content (%)		
Catenoy	Marine	446	13.9	Sandy loam	1%	0	150	100
Chesnoy	Marine	438	14.6	Sandy, stony and shallow	50% in the surface horizon.	20	55 to 75	50
Subdray	Marine	495	15	limestone -sandy	6 to 13%	10 to 25	125	60 to 80
Marchais	Marine	470	13.8	Sandy with 3 to 5% clay and 2 to 3% silt at the surface	9 to 13%	0	78	60
Montans	Mediterranean	471	16.8	Sandy loam	0.1%	15 to 40	43 mm for switchgrasses 114 mm for miscanthus	60 cm for switchgrass 80 cm for miscanthus

2.3. Model Evaluation

The model was calibrated for miscanthus and switchgrass on the basis of experimental data from the Estrées-Mons site.

The model was subsequently tested on the other sites without modifying the equations or parameters. The model's goodness of fit against the experimental data was assessed with the following statistical indicators:

- Mean deviation:

$$D = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (\text{predicted}_i - \text{observed}_i)$$

- Root Mean Squared Error (RMSE):

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (\text{predicted}_i - \text{observed}_i)^2}$$

rRMSE: a variant of the above measure, obtained by dividing RMSE by the average of the observed values.

3. Results

3.1. Model Calibration

Model calibration for the switchgrass at the Estrées-Mons data set proved difficult for some treatments, in particular the unfertilized controls. In the first years of the trial, crops responded very little to fertilizer N inputs (not shown), and this could not be mimicked by the model. According to the latter, soil N availability was clearly limiting biomass growth immediately following the establishment year. Although the soil was initially rich in inorganic N (with a stock around 200 kg N ha⁻¹ over the top 150 cm of soil), it was quickly depleted according to both the soil N measurements and the model simulations of soil N dynamics. Other aspects were difficult to calibrate: the rhizome dynamics over the growing seasons and years, especially in terms of nitrogen content, and carbon and N translocation from the rhizome to the aboveground parts of the plant (see following section and Figures 1 and 2, depicting the final model results).

The best-fit values for the parameters that required calibration are listed in Appendix A, while Tables 3 and 4 provide statistical indicators on the model's goodness of fit in the calibration and evaluation phases.

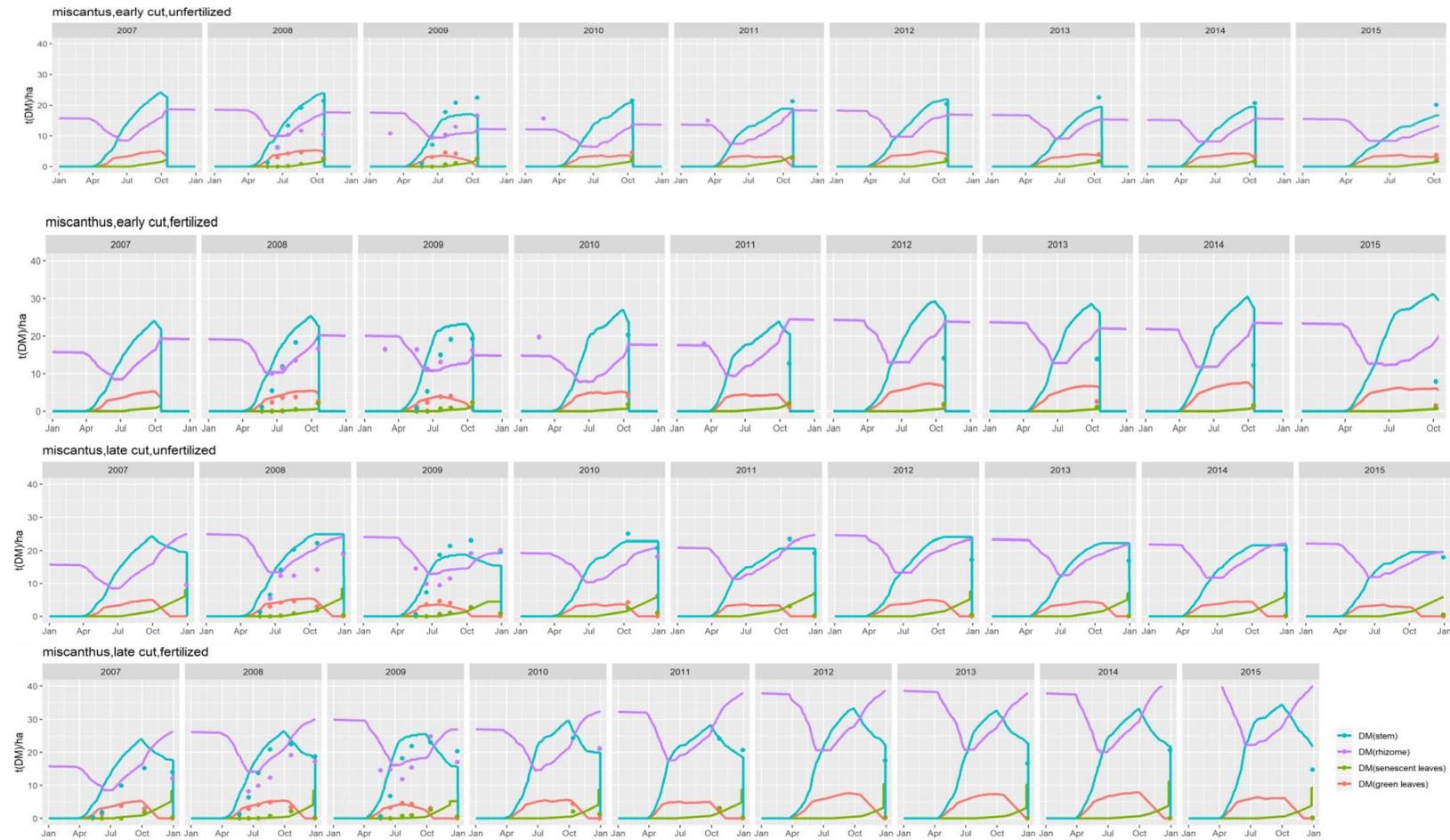


Figure 1. simulated (lines) and observed (symbols) dynamics of biomass in various plant compartments for the miscanthus trial in the Estrées-Mons calibration site, and for four treatments combining late and early harvests with two levels of N fertilizer inputs (0 and 120 kg N ha⁻¹).

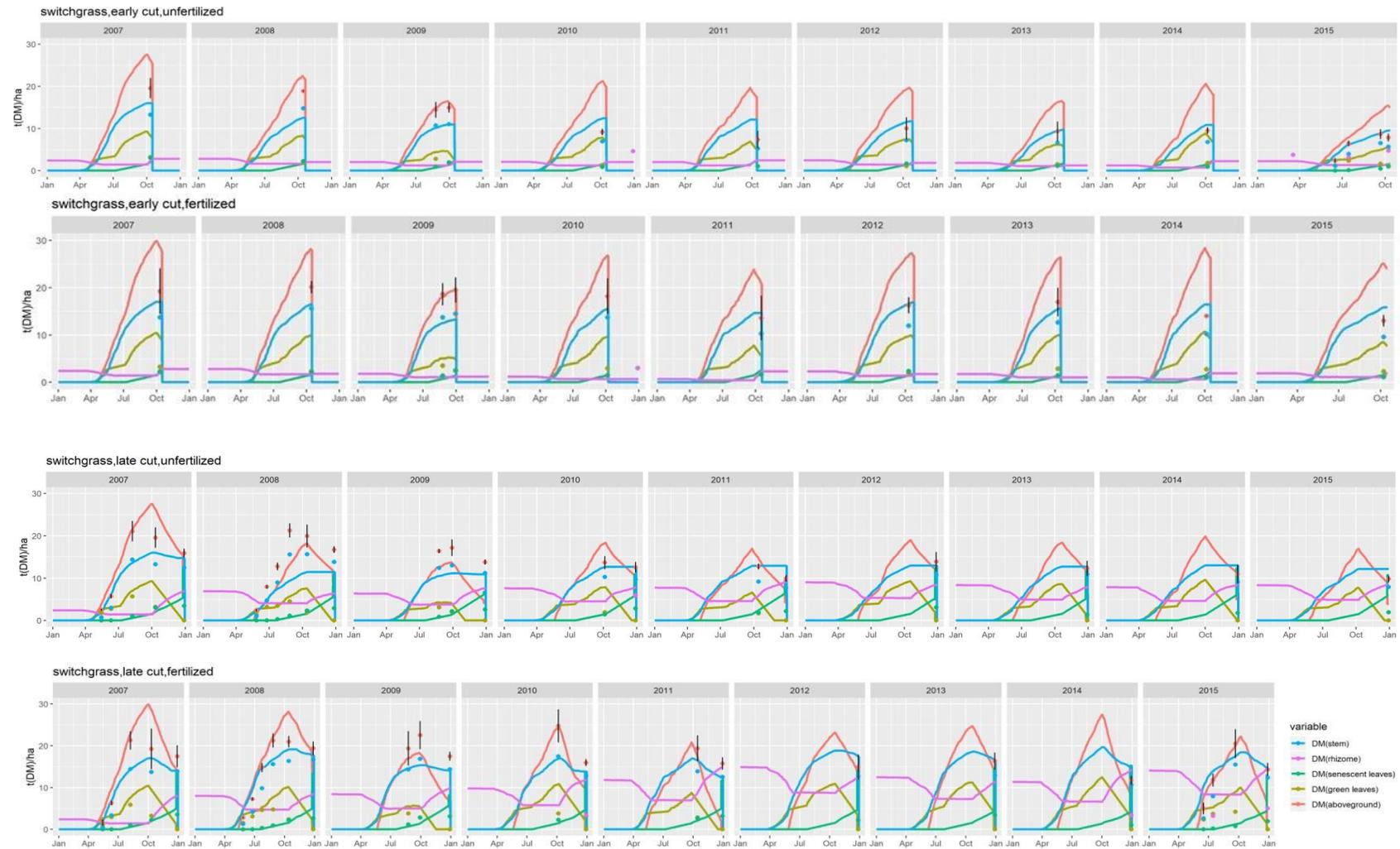


Figure 2. simulated (lines) and observed (symbols) dynamics of biomass in various plant compartments for the switchgrass trial in the Estrées-Mons calibration site, and for four treatments combining late and early harvests with two levels of N fertilizer inputs (0 and 120 kg N ha⁻¹).

Table 3. Goodness of fit statistics for the simulation of the switchgrass crop.

	Aboveground dry matter biomass					Final aboveground dry matter yield			Soil mineral nitrogen		Soil water	
	Calibration					Calibration	Validation	Global	Top layer	Deep layers	Top layer	Deep layers
	early harvest		late harvest									
	unfertilised	Fertilised	Unfertilised	Fertilised								
Unit	t DM ha ⁻¹	t DM ha ⁻¹	t DM ha ⁻¹	t DM ha ⁻¹	t DM ha ⁻¹ yr ⁻¹	t DM ha ⁻¹ yr ⁻¹	t DM ha ⁻¹ yr ⁻¹	kg NO ₃ -N ha ⁻¹	kg NO ₃ -N ha ⁻¹	%	%	
N: number of individuals	12	12	16	21	23	76	100	28	84	28	84	
Mean Deviation	-0.17	-0.95	-0.80	-0.56	-0.34	-0.93	-0.78	-9.18	1.64	-0.21	0.14	
RMSE	2.66	2.65	2.68	3.27	5.30	3.42	4.00	20.33	9.33	2.95	1.90	
rRMSE	34	21	27	28	21	30	33	95	98	8	6	

Table 4. Goodness of fit statistics for the simulation of the miscanthus crop.

	Aboveground dry matter biomass					Final dry matter yield			Soil nitrogen		Soil water	
	Calibration					Calibration	Testing	Global	Topsoil	Deep layers	Topsoil	Deep layers
	early harvest		late harvest									
	unfertilised	Fertilised	Unfertilised	Fertilised								
Unit	t DM ha ⁻¹	t DM ha ⁻¹	t DM ha ⁻¹	t DM ha ⁻¹	t DM ha ⁻¹ yr ⁻¹	t DM ha ⁻¹ yr ⁻¹	t DM ha ⁻¹ yr ⁻¹	kg NO ₃ -N ha ⁻¹	kg NO ₃ -N ha ⁻¹	%	%	
N: number of individuals	12	12	16	21	23	76	100	17	51	16	48	
Mean Deviation	-0.30	4.23	-0.13	2.70	-2.16	0.57	0.04	-12.62	-5.04	-0.53	-2.90	
RMSE	3.30	4.77	3.54	4.30	4.69	4.74	4.73	13.86	13.50	3.02	4.60	
rRMSE	23	38	21	29	37	35	31	83	193	8	14	

3.2. Model Evaluation in the Calibration Site

3.2.1. Plant Biomass

Figure 1 compares the dynamics of simulated and observed plant biomass for the miscanthus crop in Estrées-Mons, in the various plant compartments (leaf, stems and rhizomes) throughout its growing cycle.

For miscanthus, during the first years of cultivation (up to 2011), the model gave correct estimates for the build-up of biomass in the rhizomes, senescent and green leaves, but overestimated stem biomass for the fertilized treatments (with a mean deviation (MD) of 4.23 t DM ha⁻¹ for the late cut) and underestimated it for the unfertilized controls (with a MD of -0.3 t DM ha⁻¹ for the late cut).

Similar to miscanthus, the model adequately captured the time variations of biomass in the plant compartments (rhizome and leaves) for switchgrass (Figure 2). An underestimation of stem biomass during the growing season is noticeable during the first years of the cultivation cycle for all treatments, as is a strong overestimation of the biomass of green leaves upon harvest for the early cuts.

For all treatments and crops, the model captured the intra-annual dynamics of the aboveground biomass, which increased from spring to autumn and slightly decreased thereafter as a result of translocation to the rhizomes (visible on Figures 1 and 2). The effect of inter-annual variability is also noticeable on Figure 2, with yields varying between 12 and 14 t DM ha⁻¹ for the unfertilized and lateharvest treatments, for instance for switchgrass. This translates the response of the plant to climatic conditions, which the model was able to mimic to some extent: for all treatments, simulated and observed yields varied within a similar range, but for some years (such as 2010) the model over-estimated the harvested biomass of the fertilized switchgrass by 1 to 6 t DM ha⁻¹. Regarding the establishment phase, the second year of the switchgrass crop (corresponding to the first year depicted in Figure 1) was characterized by very low simulated yields, especially for the unfertilized crops.

The model responded significantly to the four management treatments tested for switchgrass and miscanthus. Although it tended to underestimate the biomass of unfertilized crops (see the sub-section on calibration), the model proved more successful in simulating the overwinter loss of aboveground biomass associated with the late cuttings, which took place in February. This decrease is due to translocation to the rhizomes, at the end of the growing season.

3.2.2. Nitrogen Partitioning in the Plant

Figure 3 compares the observed and simulated amounts of nitrogen in the above- and below-ground parts of the plant over time. As perennial plants, miscanthus and switchgrass are characterized by seasonal displacements of N in relation to their development stage, similar to the biomass translocation and remobilization fluxes described in the above section. However, it should be noted that N translocation or remobilization flows are calculated independently of biomass fluxes, using different drivers and source/sink concepts altogether. Over the years, there appeared a growing discrepancy between the observed and simulated rhizome N contents, especially with the fertilized treatments.

The translocation of N from the aerial to below-ground plant parts at the end of the growing season was apparent in the decline of shoot N content (according to the simulations, and a few experimental samplings taken during the growing season), while the remobilization of N in the spring caused a decrease of rhizome N stocks. This was also visible in the measured data points for the year 2015 (Figure 3). According to the model, this pattern of decrease and increase for the rhizome N pool was more pronounced with the fertilized crop, whereas it hardly appeared in the simulation of the unfertilized control for both crops. This is somewhat surprising, but may be due to the fact that remobilization in spring was constrained by a minimum N concentration imposed in the rhizome biomass, which was rarely exceeded—reducing, in effect, the quantity of translocatable N to zero. Unfortunately, adjusting this threshold N content did not improve the simulations overall.

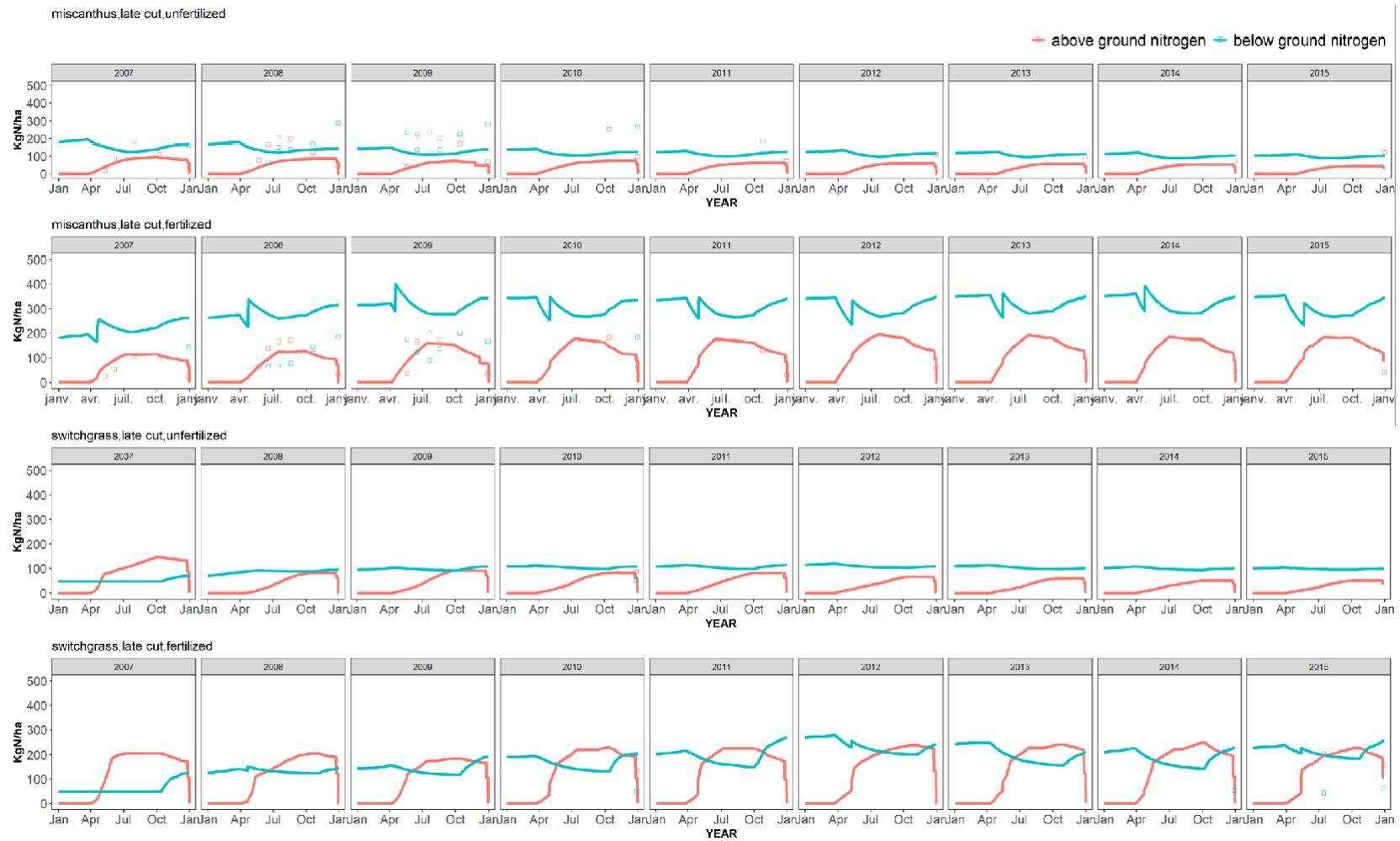


Figure 3. Simulated (lines) and observed (symbols) dynamics of nitrogen in the above and below-ground plant compartments for two treatments of the switchgrass and miscanthus crops in Estrées-Mons.

The effect of fertilizer input was notable in the simulations: the rhizomes accumulated much more N in this case than with the unfertilized control, with about a three-fold difference in rhizome N after 10 years (Figure 3). This explains why biomass was underestimated for the unfertilized control, for which the only way to reach biomass production levels close to the observed ones involved increasing the soil N mineralization rates, by changing the initial soil organic C and N levels. Since this calibration had little to do with the real conditions of the experiment, it was not pursued any further.

3.2.3. Soil Nitrogen and Water Dynamics

Figure 4 depicts the simulated versus observed dynamics of soil water and mineral nitrogen contents in the various soil layers for a fertilized switchgrass crop in Estrée-Mons. In the topsoil, the simulated soil N content spiked every year after the application of mineral fertilizer N in spring. Since soils were sampled prior to this event or several months afterward, it is difficult to verify the pattern of sharp decrease following fertilization. However, the model achieved an overall RMSE of 9.3 kg NO₃-N ha⁻¹ (Table 3) across all treatments for the sub-soil layers (under the 30 cm depth), and of 20 kg NO₃-N ha⁻¹ for the topsoil. For the sub-soil layers, soil N was highly over-estimated (mean deviation of 9.2 kg NO₃-N ha⁻¹ (Table 3)) and the observed seasonal dynamics were less pronounced altogether, with relatively low levels of mineral N throughout.

The model simulated the depletion of soil water content in spring through summer due to plant evapo-transpiration, as well as its recharge in autumn through winter, in accordance with the measurements taken during the 2015 growing season (Figure 4). For the deeper layers, simulations of soil water dynamics for switchgrass were in good agreement with the measurements (with a RSME of 1.9 % (v/v) and a mean deviation of 0.14 %; Table 3).

3.3. Model Testing

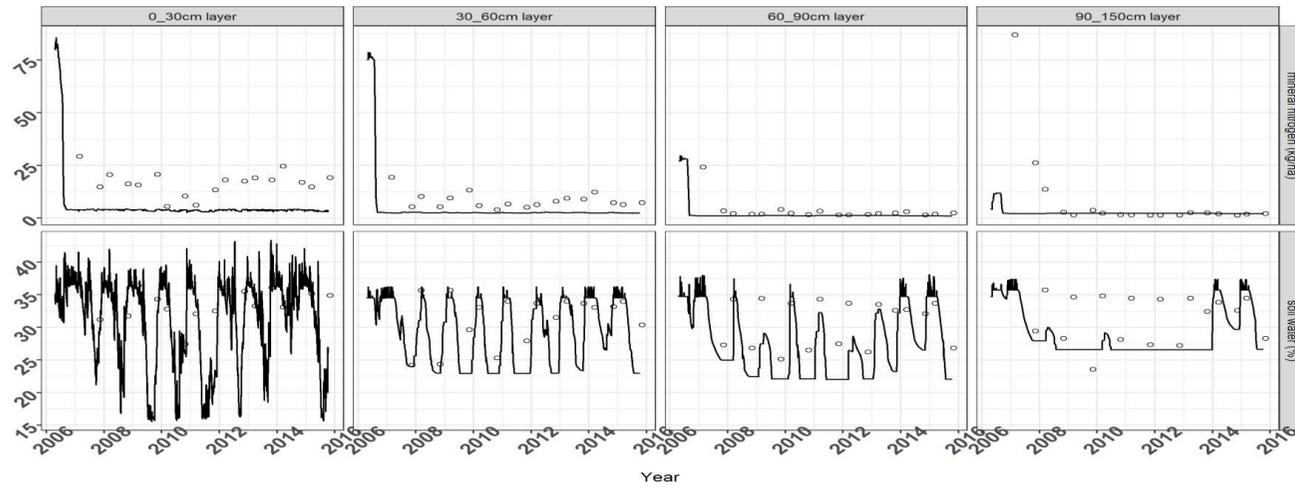
Figure 5 compares the simulated and observed yields across the six testing sites for switchgrass and miscanthus, and also includes the Estrées-Mons calibration site. For the miscanthus crop, most points are close to the 1:1 line, falling within 1–3 t DM ha⁻¹ from the observations. This resulted in a relatively low mean deviation (of 0.04 t DM ha⁻¹) and a relative RMSE of 31 % overall (Table 4). For the switchgrass crop, most points on Figure 5 were located on the upper half of the graph, pointing to a tendency of the model to underestimate biomass production. The observed miscanthus yields were consistently higher

than those for switchgrass, ranging from 11 t DM ha⁻¹ to 26 t DM ha⁻¹, in comparison with a 7–15 t DM ha⁻¹ range for switchgrass.

Overall, the model managed to capture the variations in miscanthus and switchgrass yields across the various sites and treatments, with mean deviations under 1 % of the average yields, and global RMSEs of 4.7 t DM ha⁻¹ for miscanthus and 4 t DM ha⁻¹ for switchgrass. This translates as relative RMSEs of 31 % and 33 %, respectively (Table 4).

Figure 6 provides a visual assessment of the model's overall ability to capture the differences between the time-averaged yields of miscanthus and switchgrass across the various sites and treatments tested here. For the observations, as well as the simulations, yields were higher for miscanthus, except for the Subdray site where switchgrass performed slightly better than miscanthus. This was due to the shallow soil conditions occurring there, resulting in a larger water stress for miscanthus over the years. The model ranked the crops correctly for all sites and treatments, with gaps that were most of the time lower than the RMSE achieved by the models for the individual crops (under 4 t DM ha⁻¹).

(a)



(b)

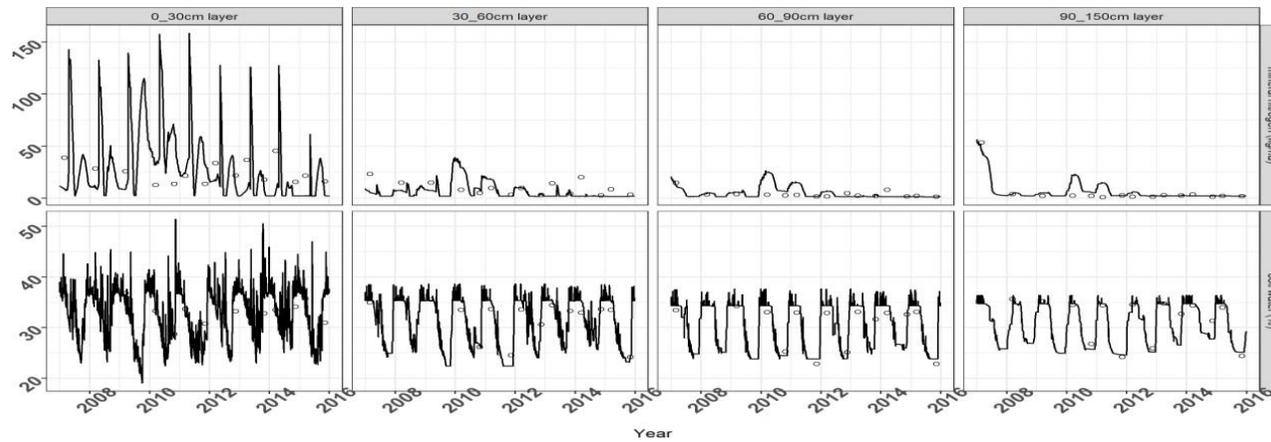


Figure 4. Soil mineral nitrogen (top) and soil water (bottom) dynamics for miscanthus early harvest without fertilization (a) and switchgrass late harvest with fertilization (b) in Estrée-Mons (the label of the y axis is indicated on the right hand side of the graphs).

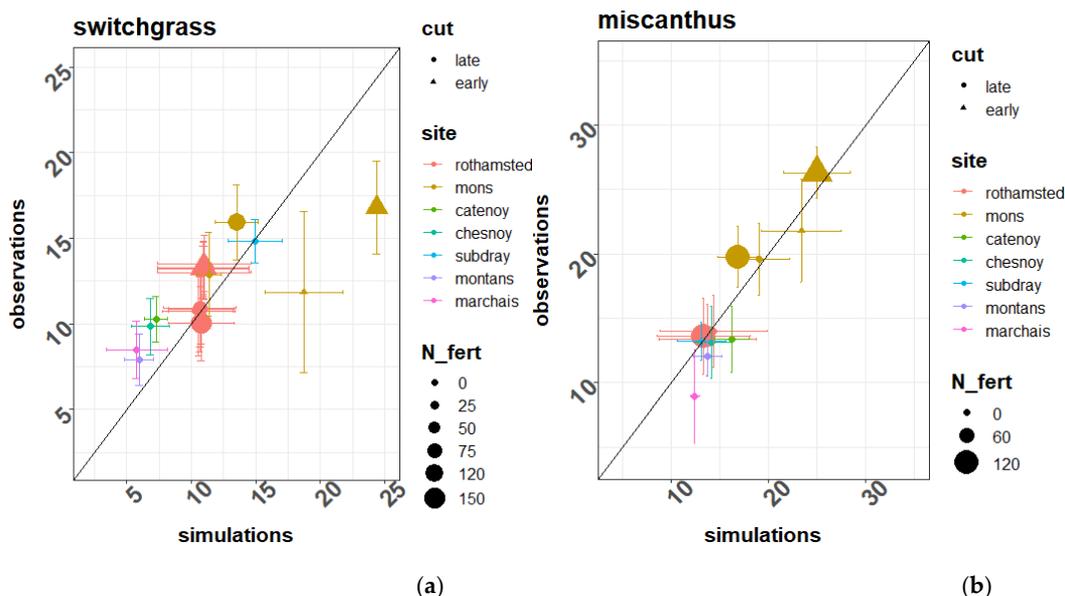


Figure 5. Simulated vs. observed yields for the (a) switchgrass and (b) miscanthus crops across the 7 experimental sites and management treatments. Symbols represent the average yields over the lifespan of the crops, and are coded according to the location and management treatments of these experiments. The error bars represent the standard deviations of the same series of simulated and observed yields for each site-treatment combination. Key to variables: cut—harvest time (late or early); N_fert—Fertiliser N input rate ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$).

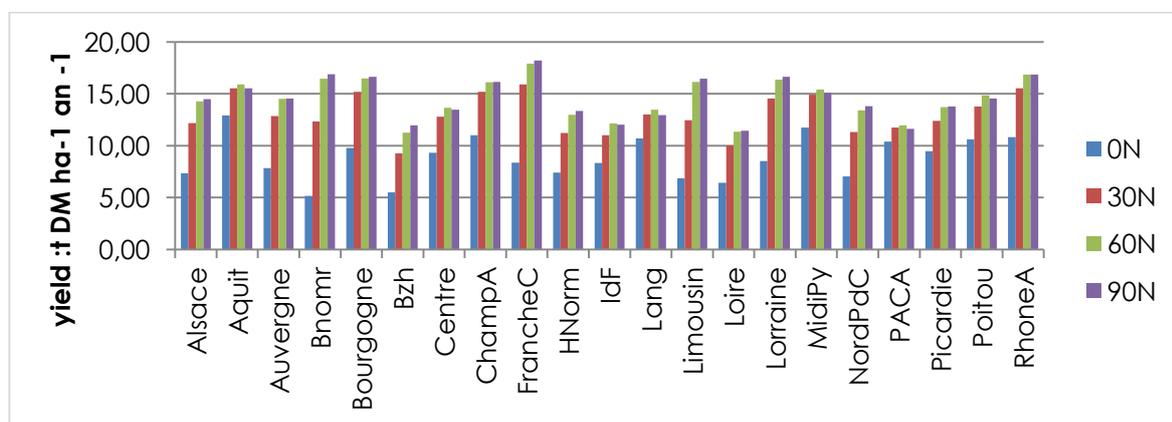


Figure 6. Histogram of differences between miscanthus and switchgrass annual yields, as observed (blue bars) or simulated by CERES-EGC (red bars) across the different experimental sites Rothamsted (Roth), Estrée-Mons (Mons), Catenoy (cat), Chesnoy (CHes), Subdray (Sub), Montant (Mont) and Marchais (Mar). For each region the difference is calculated for each cut (late (L) and early (E)), and each fertilization level (0, 60, 80 or $120 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$).

In terms of goodness of fit statistics, the model achieved a mean deviation of $0.46 \text{ t DM ha}^{-1}$ in its prediction of the yield differences (Table 5), which was higher than that for the yields of single crops, but much lower than the individual yield gaps themselves. The RMSE was also

similar to those achieved with the single crop yields (at 3.65 t DM ha⁻¹), and was in the lower end of the yield gaps.

Table 5. Statistical analyses of the difference between the yields of miscanthus and switchgrass crops.

	Yield Difference (miscanthus - switchgrass) t DM ha ⁻¹ yr ⁻¹
N: number of individuals	12
Mean Deviation	0.46
RMSE	3.65
rRMSE	135%

4. Discussion and conclusion

The original aim of this piece of work was to calibrate the CERES-EGC model for two perennial crops (miscanthus and switchgrass), and to assess whether this biophysical model was capable of capturing the differences of biomass yields between these crops across a range of pedoclimatic conditions. The model was also tested regarding its response to crop management practices. This appeared as a pre-requisite of such models being used to aid the selection of candidate feedstocks in a given local context and assess their environmental performances.

According to the results obtained in the seven experimental situations tested here with CERES-EGC, it appears that this model did grasp the differences between miscanthus and switchgrass across the locations it attempted, achieving an overall MD of 0.46 t DM ha⁻¹. It provided a correct ranking of the crops, in line with the literature, where miscanthus is found to be more productive than switchgrass [25,27]. Its yield simulations came with a relative error of 31 % (as estimated by the RMSE). This margin is probably higher than the field variability typically encountered when measuring the biomass of perennial crops, and is significantly larger when calculated with the measurement errors associated with their estimation, in particular for crop yields. This implies that a biophysical model, such as CERES-EGC, could be a valuable tool for benchmarking candidate feedstocks, as hypothesized at the start of this study. We are not aware of previous work aiming at comparing the performance of crops to observations, and therefore we may only compare the prediction error of CERES-EGC to studies focusing on single crops. The RMSE obtained here for miscanthus yields (4.7 t DM ha⁻¹) is comparable to that calculated for the same crop with the STICS model, which achieved a RMSE of 3.4 t DM ha⁻¹ [36]. For the switchgrass, the RMSE calculated here is 4 t DM ha⁻¹, which corresponds to what is found on average in the literature, where the values of RMSE vary from 2.7 t DM ha⁻¹ [37] to 6.54 t DM ha⁻¹. Overall, the relative RMSE values (ranging from 31 % to 33 %) are of the higher end of the results from the simulation of annual arable crops with the STICS model [26].

It may be argued that it is easier to simulate the yield differences between two crops than their individual yields, since possible bias in absolute terms for single crops may cancel each other out when computing the yield differences between them. However, in this exercise, the mean deviation and RMSE values were actually higher for the yield difference than the single yields, showing that these differences are still more difficult to capture than

variations in the crop yields across sites and treatments. Still, the model managed a correct ranking of the crops' biomass production levels in all the cases in which it attempted it.

The model responded to the different pedoclimatic conditions encountered in the field trials, with higher yields for sites with higher rainfall (e.g., Estrées-Mons or Rothamsted). The Estrées-Mons site was also characterized by a high soil nitrogen availability, which supplied large amounts of N to the unfertilized control crops, enabling them to reach yield levels close to their fertilized counterparts. Conversely, the model also predicted very low yields for shallow soils. This was the case for the Subdray site, with a shallow rooting depth (of 60 cm only), which achieved the lowest observed yields for miscanthus and switchgrass.

In principle, it is much easier to predict data for an experimental site in which the model is calibrated. When the parameters are properly adjusted, the RMSE would be close to the 'minimum' prediction error that the model can achieve given its intrinsic (structural) lack of accuracy [38]. Here, the model was calibrated on one site (Estrées-Mons) and tested on six other sites. Because of the difficulties encountered in the calibration phase, especially in view of a trade-off between the early years of the crops and their later stages, the RMSE values were similar between the calibration and testing phases for miscanthus, and actually better in the second phase for switchgrass (3.42 DM ha⁻¹ vs. 5.30 t DM ha⁻¹ for the calibration set). It may be concluded that the calibrated parameters obtained in one location did apply to a wider range of pedoclimatic conditions, as observed at the six testing sites, and may be used in a broader range of contexts. However, the Estrée-Mons data set was also much more elaborate, in that it involved data on soil N and crop N dynamics and all treatments, providing insight into the relevance of the modeling concepts and principles. The relatively low prediction capacity of CERES-EGC for this trial points to a difficulty in correctly representing N translocation processes and storage in the below-ground plant compartments.

As a consequence, the simulation of the remobilization between belowground and aerial parts should be improved. As it currently stands, the model simulates both translocation and remobilization, but it tends to accumulate too much nitrogen in the rhizome (Figure 4). Since the model does not incorporate an age factor per se (assuming this should be consequence of rhizome dynamics), it is difficult to conclude that it can account for the yield decline observed in Estrées-Mons over all the treatments for switchgrass. In

particular, the model failed to account for the low yields observed in the final year of the trial (2016), with values under 10 t DM ha⁻¹ for all treatments. It may arise from the large underestimation of the rhizome N pool for the unfertilized crops, but this error did not apply to the fertilized treatments. For these crops, this decline may be related to the plantation's age.

As a conclusion, the CERES-EGC model may be used to rank two major candidate crops for lignocellulose production, in response to pedoclimatic conditions and also crop management practices, to some extent. In a further step, coupling this model with an economic model would make it possible to quantify the competitive advantages of these two crops at the level of a region or a country in Europe.

Appendix A

Table A1. Model parameter settings and calibrated values for miscanthus and switchgrass

Term	Units	Definition	Miscanthus value	Switchgrass value	Origin of the value
RUE	g.MJ ⁻¹	Radiation use efficiency	3.1	2.9	Calibrated
MATUR	Year	maturity age	5	5	Calibrated
DETRH	dimensionless ([0-1])	assimilates diverted to the rhizome during youth	0.3	0.5	Calibrated
PLFN	dimensionless ([0-1])	slope for N translocation from leaves	0.71	0.71	Calibrated
PSTMN	dimensionless ([0-1])	slope for N translocation from stems	0.51	0.51	adapted from [38]
BLFN	kgN.ha ⁻¹	intercept for N translocation from leaves	13	13	[38]
BSTMN	kgN.ha ⁻¹	intercept for N translocation from stems	13	13	Calibrated
STRSSW	dimensionless ([0-1])	adjustment for water stress	1.0	1.0	Calibrated
CRWU	cm ³ water.cm ⁻¹ root	coefficient for root water uptake	0.1 10 ⁻³	6 10 ⁻³	Calibrated
ERWU	cm.cm ⁻¹	exponent for root water uptake	32	32	Calibrated
MASSUR	g.cm ⁻²	leaf weight-to-area ratio	0.006	0.006	[39]
PLAGR	m ² .m ⁻² (°Cd) ⁻¹	LAI growth rate per DIT	180	180	fixed during calibration
DLAI	m ² leaf.m ⁻² soil.d ⁻¹	daily LAI decrease	0.03	0.03	[31]
SLA	g DM m ⁻²	specific leaf area	60	60	Calibrated
RHNMX	gN.g ⁻¹	maximum rhizome nitrogen concentration	0.02	0.02	[38]
RH NMIN	gN.g ⁻¹	minimum rhizome nitrogen concentration	0.006	0.006	[11]
REP1ST	dimensionless ([0-1])	dry matter partitioning to stems during stage 1	0.4	0.4	adapted [39]
REP1RT	dimensionless ([0-1])	dry matter partitioning to roots during stage 1	0.1	0.1	adapted [39]
RE P3ST	dimensionless ([0-1])	dry matter partitioning to	0.4	0.2	adapted [39]

		stems during stage 3			
RE PRTX X	dimensionless ([0-1])	maximum partitioning to roots during stage 3 and 4	0.5	0.9	Calibrated
RE PRTN	dimensionless ([0-1])	minimum partitioning to roots during stage 3 and 4	0.01	0.01	Calibrated
REPBG	dimensionless ([0-1])	total partitioning to below-ground biomass during stage 3 and 4	0.2	0.7	Calibrated
ST RUCN	gN.g^{-1}	minimum above-ground N content	0.003	0.003	[38]
PARAMA	Dimensionless	allometric constant for N dilution curve	3	3	[38]
PARAMB	Dimensionless	exponent for N dilution curve	-0.47	-0.47	[38]
MAXN	gN.g^{-1}	maximum N content at the beginning of growth	0.04	0.04	[38]
IDRANC	gN.g^{-1}	root N content	0.006	0.006	Calibrated
RHW T IN	g.plant^{-1}	rhizome weight at the beginning of shoot emergence	0.1	0.1	Calibrated
P2	$^{\circ}\text{Cd}$	thermal duration to leaf growth	900	900	adapted [31]
P3	$^{\circ}\text{Cd}$	thermal duration to leaf senescence	2000	2000	adapted [31]
P4	$^{\circ}\text{Cd}$	thermal duration to plant senescence	3800	3800	adapted [31]
K	$\text{m}^2.\text{m}^{-2}$	extinction coefficient	0.61	0.70	Calibrated
STRSSN	dimensionless ([0-1])	adjustment for nitrogen stress	0.8	1.0	Calibrated
P1	$^{\circ}\text{Cd}$	not used	650	650	Calibrated
RE MN1	dimensionless ([0-1])	% rhizome nitrogen remobilised	0.79	0.79	[38]
RE MN2	kgN.ha^{-1}	minimum nitrogen content	39	39	[38]
RINC	Dimensionless	root incorporation parameter	2	2	Calibrated
RINCF	Dimensionless	residue incorporation parameter	2	2	Calibrated
RWUMX	cm.cm^{-1}	maximum root water uptake	0.03	0.03	Calibrated

References

- 1 IPCC. Summary for Policymakers. In *IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation*; Edenhofer, O., Pichs-Madruga, R., Sokona, Y., Seyboth, K., Matschoss, P., Kadner, S., Zwickel, T., Eickemeier, P., Hansen, G., Schlömer, S., et al., Eds.; Cambridge University Press: Cambridge, UK; New York, NY, USA, 2011.
- 2 Mohr, A.; Raman, S. Lessons from first generation biofuels and implications for the sustainability appraisal of second generation biofuels. *Energy Policy* **2013**, *63*, 114–122. [CrossRef] [PubMed]
- 3 European Parliament. Directive (EU) 2015/1513 of the European Parliament and of the Council of 9 September 2015 Amending Directive 98/70/EC Relating to the Quality of Petrol and Diesel Fuels and Amending Directive 2009/28/EC on the Promotion of the Use of Energy from Renewable Sources.
- 4 Havlík, P.; Schneider, U.A.; Schmid, E.; Böttcher, H.; Fritz, S.; Skalský, R.; Aoki, K.; Cara, S.D.; Kindermann, G.; Kraxner, F.; et al. Global land-use implications of first and second generation biofuel targets. *Energy Policy* **2011**, *39*, 5690–5702. [CrossRef]
- 5 El Akkari, M.; Réchauchère, O.; Bispo, A.; Gabrielle, B.; Makowski, D. A meta-analysis of the greenhouse gas abatement of bioenergy factoring in land use changes. *Sci. Rep.* **2018**, *8*, 1–7. [CrossRef] [PubMed]
- 6 Lesur, C.; Jeuffroy, M.-H.; Makowski, D.; Riche, A.B.; Shield, I.; Yates, N.; Fritz, M.; Formowitz, B.; Grunert, M.; Jorgensen, U.; et al. Modeling long-term yield trends of *Miscanthus × giganteus* using experimental data from across Europe. *Field Crops Res.* **2013**, *149*, 252–260. [CrossRef]
- 7 Lewandowski, I.; Heinz, A. Delayed harvest of miscanthus—Influences on biomass quantity and quality and environmental impacts of energy production. *Eur. J. Agron.* **2003**, *19*, 45–63. [CrossRef]
- 8 Cadoux, S.; Riche, A.B.; Yates, N.E.; Machet, J.-M. Nutrient requirements of *Miscanthus × giganteus*: Conclusions from a review of published studies. *Biomass Bioenergy* **2012**, *38*, 14–22. [CrossRef]
- 9 Wright, L.; Turhollow, A. Switchgrass selection as a “model” bioenergy crop: A history of the process. *Biomass Bioenergy* **2010**, *34*, 851–868. [CrossRef]
- 10 Amougou, N.; Bertrand, I.; Cadoux, S.; Recous, S. *Miscanthus × giganteus* leaf senescence, decomposition and C and N inputs to soil. *GCB Bioenergy* **2012**, *4*, 698–707. [CrossRef]
- 11 Strullu, L.; Cadoux, S.; Preudhomme, M.; Jeuffroy, M.H.; Beaudoin, N. Biomass production and nitrogen accumulation and remobilisation by *Miscanthus × giganteus* as influenced by nitrogen stocks in belowground organs. *Field Crops Res.* **2011**, *121*, 381–391. [CrossRef]
- 12 Drewer, J.; Finch, J.W.; Lloyd, C.R.; Baggs, E.M.; Skiba, U. How do soil emissions of N₂O, CH₄ and CO₂ from perennial bioenergy crops differ from arable annual crops? *GCB Bioenergy* **2012**, *4*, 408–419. [CrossRef]
- 13 Gauder, M.; Butterbach-Bahl, K.; Graeff-Hönninger, S.; Claupein, W.; Wiegel, R. Soil-derived trace gas fluxes from different energy crops—Results from a field experiment in Southwest Germany. *GCB Bioenergy* **2012**, *4*, 289–301. [CrossRef]
- 14 Nsanganwimana, F.; Pourrut, B.; Mench, M.; Douay, F. Suitability of *Miscanthus* species for managing inorganic and organic contaminated land and restoring ecosystem services. A review. *J. Environ. Manag.* **2014**, *143*, 123–134. [CrossRef] [PubMed]
- 15 Scordia, D.; Testa, G.; Cosentino, S.L. Perennial grasses as lignocellulosic feedstock for second-generation bioethanol production in Mediterranean environment. *Ital. J. Agron.* **2014**, *9*, 84. [CrossRef]
- 16 Feng, Q.; Chaubey, I.; Engel, B.; Cibin, R.; Sudheer, K.P.; Volenec, J. Marginal land suitability for switchgrass, *Miscanthus* and hybrid poplar in the Upper Mississippi River Basin (UMRB). *Environ. Model. Softw.* **2017**, *93*, 356–365. [CrossRef]
- 17 Izaurralde, R.C.; McGill, W.B.; Williams, J.R.; Jones, C.D.; Link, R.P.; Manowitz, D.H.; Schwab, D.E.; Zhang, X.; Robertson, G.P.; Millar, N. Simulating microbial denitrification with EPIC: Model description and evaluation. *Ecol. Model.* **2017**, *359*, 349–362. [CrossRef]
- 18 Lee, J.; Pedroso, G.; Linquist, B.A.; Putnam, D.; Kessel, C.; Six, J. Simulating switchgrass biomass production across ecoregions using the DAYCENT model. *GCB Bioenergy* **2012**, *4*, 521–533. [CrossRef]
- 19 Wagena, M.B.; Bock, E.M.; Sommerlot, A.R.; Fuka, D.R.; Easton, Z.M. Development of a nitrous oxide routine for the SWAT model to assess greenhouse gas emissions from agroecosystems. *Environ. Model. Softw.* **2017**, *89*, 131–143. [CrossRef]
- 20 Peyrard, C.; Ferchaud, F.; Mary, B.; Gréhan, E.; Léonard, J. Management Practices of *Miscanthus × giganteus* Strongly Influence Soil Properties and N₂O Emissions Over the Long Term. *BioEnergy Res.* **2017**, *10*, 208–224. [CrossRef]
- 21 Strullu, L.; Beaudoin, N.; de Cortázar Azaola, I.G.; Mary, B. Simulation of Biomass and Nitrogen Dynamics in Perennial Organs and Shoots of *Miscanthus × Giganteus* Using the STICS Model. *BioEnergy Res.* **2014**, *7*, 1253–1269. [CrossRef]

- 22 Gabrielle, B.; Gagnaire, N.; Massad, R.S.; Dufossé, K.; Bessou, C. Environmental assessment of biofuel pathways in Ile de France based on ecosystem modeling. *Bioresour. Technol.* **2014**, *152*, 511–518. [CrossRef] [PubMed]
- 23 Heaton, E.A.; Dohleman, F.G.; Long, S.P. Meeting US biofuel goals with less land: The potential of Miscanthus. *Glob. Chang. Biol.* **2008**, *14*, 2000–2014. [CrossRef]
- 24 Gelfand, I.; Shcherbak, I.; Millar, N.; Kravchenko, A.N.; Robertson, G.P. Long-term nitrous oxide fluxes in annual and perennial agricultural and unmanaged ecosystems in the upper Midwest USA. *Glob. Chang. Biol.* **2016**, *22*, 3594–3607. [CrossRef] [PubMed]
- 25 Iqbal, Y.; Gauder, M.; Claupein, W.; Graeff-Höninger, S.; Lewandowski, I. Yield and quality development comparison between miscanthus and switchgrass over a period of 10 years. *Energy* **2015**, *89*, 268–276. [CrossRef]
- 26 Coucheney, E.; Buis, S.; Launay, M.; Constantin, J.; Mary, B.; García de Cortázar-Atauri, I.; Ripoche, D.; Beaudoin, N.; Ruget, F.; Andrianarisoa, K.S.; et al. 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.* **2015**, *64*, 177–190. [CrossRef]
- 27 Laurent, A.; Pelzer, E.; Loyce, C.; Makowski, D. Ranking yields of energy crops: A meta-analysis using direct and indirect comparisons. *Renew. Sustain. Energy Rev.* **2015**, *46*, 41–50. [CrossRef]
- 28 Mann, J.J.; Barney, J.N.; Kyser, G.B.; DiTomaso, J.M. Root System Dynamics of Miscanthus × giganteus and Panicum virgatum in Response to Rainfed and Irrigated Conditions in California. *BioEnergy Res.* **2013**, *6*, 678–687. [CrossRef]
- 29 Davis, S.C.; Parton, W.J.; Dohleman, F.G.; Smith, C.M.; Grosso, S.D.; Kent, A.D.; DeLucia, E.H. Comparative Biogeochemical Cycles of Bioenergy Crops Reveal Nitrogen-Fixation and Low Greenhouse Gas Emissions in a Miscanthus × giganteus Agro-Ecosystem. *Ecosystems* **2010**, *13*, 144–156. [CrossRef]
- 30 Jones, C.A.; Kiniry, J.R.; Dyke, P.T. *CERES-Maize: A Simulation Model of Maize Growth and Development*; Texas A&M University Press: College Station, TX, USA, 1986.
- 31 Gabrielle, B.; Laville, P.; Hénault, C.; Nicoullaud, B.; Germon, J.C. Simulation of Nitrous Oxide Emissions from Wheat-cropped Soils using CERES. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* **2006**, *74*, 133–146. [CrossRef]
- 32 Hastings, A.; Clifton-Brown, J.; Wattenbach, M.; Mitchell, C.P.; Smith, P. The development of MISCANFOR, a new Miscanthus crop growth model: Towards more robust yield predictions under different climatic and soil conditions. *Glob. Chang. Biol. Bioenergy* **2009**, *1*, 154–170. [CrossRef]
- 33 Heaton, E.A.; Dohleman, F.G.; Long, S.P. Seasonal nitrogen dynamics of Miscanthus × giganteus and Panicum virgatum. *GCB Bioenergy* **2009**, *1*, 297–307. [CrossRef]
- 34 Cadoux, S.; Ferchaud, F.; Demay, C.; Boizard, H.; Machet, J.M.; Fourdinier, E.; Preudhomme, M.; Chabbert, B.; Gosse, G.; Mary, B. Implications of productivity and nutrient requirements on greenhouse gas balance of annual and perennial bioenergy crops. *Glob. Chang. Biol. Bioenergy* **2014**, *6*, 425–438. [CrossRef]
- 35 Ferchaud, F.; Mary, B. Drainage and Nitrate Leaching Assessed During 7 Years Under Perennial and Annual Bioenergy Crops. *BioEnergy Res.* **2016**, *9*, 656–670. [CrossRef]
- 36 Strullu, L.; Ferchaud, F.; Yates, N.; Shield, I.; Beaudoin, N.; Garcia de Cortazar-Atauri, I.; Besnard, A.; Mary, B. Multisite Yield Gap Analysis of Miscanthus × giganteus Using the STICS Model. *BioEnergy Res.* **2015**, *8*, 1735–1749. [CrossRef]
- 37 Brown, R.A.; Rosenberg, N.J.; Hays, C.J.; Easterling, W.E.; Mearns, L.O. Potential production and environmental effects of switchgrass and traditional crops under current and greenhouse-altered climate in the central United States: A simulation study. *Agric. Ecosyst. Environ.* **2000**, *78*, 31–47. [CrossRef]
- 38 Wallach, D. Crop Model Calibration: A Statistical Perspective. *Agron. J.* **2011**, *103*, 1144. [CrossRef]
- 39 Strullu, L. Nitrogen Fluxes in a Perennial Energetic Crop, Miscanthus × Giganteus: Experimental Study and Modelling Elements. Ph.D. Thesis, AgroParisTech, Paris, France, 2011.
- 40 Miguez, F.E.; Zhu, X.; Humphries, S.; Bollero, G.A.; Long, S.P. A semimechanistic model predicting the growth and production of the bioenergy crop Miscanthus × giganteus: Description, parameterization and validation. *GCB Bioenergy* **2009**, *1*, 282–296. [CrossRef]



© 2020 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

CHAPITRE 4

POTENTIALITÉS ET DURABILITÉ DU MISCANTHUS ET DU SWITCHGRASS DANS LES RÉGIONS DE FRANCE À MOYEN ET LONG TERME

Après la validation du modèle CERES-EGC pour les cultures de miscanthus et de switchgrass (chapitre 3), des simulations à l'échelle régionale de ces deux cultures ont été conduites. Différentes doses d'azote (0 kg N ha^{-1} , 30 kg N ha^{-1} , 60 kg N ha^{-1} et 90 kg N ha^{-1}) ont été simulées pour deux horizons climatiques (horizon proche (2010-2035) et horizon lointain (2007-2100)) sur toutes les régions de France. L'objectif était entre autres de déterminer la culture ayant le rendement le plus élevé, les émissions de N_2O les plus faibles et qui stockent plus de carbone dans les différentes régions de France à moyen et long terme.

Les rendements des deux cultures lignocellulosiques obtenues suites aux simulations entreprises dans ce chapitre ont été utilisés pour le couplage des modèles biophysique et économique telle que décrit dans le troisième chapitre. Le rendement, les émissions azotées directes et les stocks de carbone contenus dans le sol ont été utilisées dans l'inventaire du cycle de vie détaillé dans le chapitre 6.

Ce chapitre est un projet d'article qui sera soumis à la revue « ENERGIES ».

Résumé

Le miscanthus et le switchgrass sont deux cultures lignocellulosiques pérennes candidates pour la production du bioéthanol de deuxième génération.

Dans ce chapitre, nous utilisons la modélisation biophysique spatialisée (avec le modèle CERES-EGC) pour étudier la réponse du rendement, des émissions de N₂O et du stockage de carbone dans le sol de ces deux cultures à la dose de fertilisation azotée appliquée (0 kg N ha⁻¹, 30 kg N ha⁻¹, 60 kg N ha⁻¹ et 90 kg N ha⁻¹). Nous avons également quantifié la variabilité inter-régionale du rendement, des émissions et du stockage de carbone simulés pour ces deux cultures en France.

Un deuxième volet de ce chapitre consiste en l'utilisation de la modélisation biophysique dans l'objectif de comparer deux horizons climatiques (un horizon climatique proche (2010-2035) et un lointain (2007-2100)).

Malgré une grande variabilité à la fois inter et intra-régionale, le miscanthus apparaît plus compétitif que le switchgrass dans toutes les régions de France, avec des rendements en biomasse plus élevés de 44 %, par rapport au switchgrass, et des émissions de N₂O plus faibles (0,13 kg N₂O-N ha⁻¹an⁻¹ contre 0,35 kg N₂O-N ha⁻¹an⁻¹ pour le switchgrass). De plus, le miscanthus est capable de stocker plus de carbone dans le sol que le switchgrass avec des quantités respectives de 0,23 t C ha⁻¹ an⁻¹ et 0,17 t C ha⁻¹ an⁻¹.

En ce qui concerne la durabilité de ces deux cultures à long terme, les simulations à un horizon futur lointain (2007-2100) montrent que les rendements des deux cultures sont plus élevés et les émissions plus faibles avec des stocks de carbone dans le sol plus importants en 2100. Les résultats de ces simulations sont utilisés dans le chapitre 5 de cette thèse pour modéliser les changements d'usage des sols liés au développement des deux cultures candidates.

1. Introduction

Le miscanthus et le switchgrass font partie des nombreuses ressources pouvant être exploitées pour la production des biocarburants deuxième génération (2G) en France (Pacini et al., 2014), étant donnés leurs hauts rendements et leurs faibles besoins en intrants (Lewandowski et Heinz, 2003). Malgré leurs similarités, ces deux plantes pérennes présentent des caractéristiques morphologiques propres leur conférant une aptitude à l'adaptation à des conditions pédoclimatiques différentes (Lasorella et al., 2011). Ainsi le rendement, les émissions de N₂O et le stockage de carbone dans le sol de ces deux plantes dépendent des conditions locales ce qui rend le choix entre les deux cultures à l'échelle d'un pays comme la France assez difficile. De plus, le rendement et les émissions de ces cultures dépendent de la quantité de fertilisation azotée appliquée. Enfin le changement climatique en cours est susceptible d'influencer les cycles culturaux des plantes ainsi que leurs rendements, en lien avec les augmentations de température, les conséquences sur la disponibilité en eau et sur l'état des sols. On peut ainsi anticiper une augmentation de l'intensité, de la fréquence et de la durée des températures anormalement basses et hautes (IPCC, 2019). L'ensemble des facteurs bioclimatiques qui régissent le fonctionnement des écosystèmes est amené à se modifier à une échelle locale, et il faut donc prévoir et quantifier ces modifications et leurs conséquences, y compris sur les émissions de gaz à effet de serre (GES) des cultures et leur bilan environnemental. Il est donc nécessaire de pouvoir appréhender la question du choix des espèces candidates dans le futur.

Les modèles biophysiques permettant de simuler la croissance des plantes sous différentes conditions pédoclimatiques et pour différents modes de conduite, peuvent être utilisés à cette fin (Dufossé et al., 2013; Leclère et al., 2014; Durandea et al., 2010). Ils peuvent en particulier simuler le stockage du carbone des sols, qui est un élément important à étudier quand on s'intéresse à la durabilité des cultures et quand on fait l'analyse en cycle de vie pour la conversion des cultures pérennes en biocarburant. Dans ce cas les changements de stock de carbone représentent un élément déterminant dans les mesures des impacts environnementaux (Gabrielle et al., 2014).

L'utilisation des modèles d'agrosystèmes permet de simuler les rendements et les émissions des cultures dans différentes conditions pédoclimatiques mais également à différents horizons climatiques. La spatialisation des modèles agrosystèmes permet de plus d'évaluer ces variables à l'échelle régionale, voire continentale ou globale (Havlík et al., 2011, Hudiburg et al., 2016). Néanmoins, très peu d'études ont simulé jusqu'ici la durabilité des cultures pérennes à de telles échelles. Parmi ces études, nous pouvons citer (Hastings et al., 2008) qui a étudié le potentiel futur du rendement du miscanthus en Europe en utilisant le modèle MISCANFOR et en a conclu une augmentation du rendement dans les pays du sud de l'Europe. (Behrman et al., 2013) qui ont étudié via le modèle ALMANAC le rendement du switchgrass sous des conditions climatiques actuelle et

future et en ont conclu l'augmentation du rendement dans la plupart des régions des USA. Enfin (Challinor et al., 2020) a conduit une méta-analyse concernant l'adaptation des cultures aux changements climatiques, il a également étudié la variation du rendement de cultures annuelles et en a conclu une baisse de rendement dans un climat futur. Ces études concordent à confirmer l'impact des changements climatiques sur les cultures. Cependant, dans la littérature peu d'auteurs ont cherché à modéliser les émissions de N_2O des cultures lignocellulosiques dans des horizons temporels futurs à l'instar de (Butterbach et al., 2011) qui ont étudié les mécanismes potentiels susceptibles d'affecter la dénitrification et les émissions d'oxyde nitreux (N_2O) associées, en provenance des systèmes agricoles dans des conditions environnementales futures en Europe. Ils en ont conclu que les changements climatiques, en particulier la température et les précipitations, sont susceptibles d'affecter directement les taux de dénitrification et les émissions de N_2O . Ceci entraîne une activité microbienne accrue et des taux de dénitrification plus élevés dans les sous-sols agricoles, réduisant ainsi potentiellement les taux de lessivage des nitrates des sols agricoles et une volatilisation accrue de l'ammoniac (NH_3) des systèmes agricoles ainsi qu'une possible augmentation des émissions de N_2O . De même pour le stock de carbone (Yigini et Panagos, 2016) qui ont conclu une augmentation significative du stockage de carbone à l'horizon 2050. De plus, l'effet des conduites des cultures (en termes de choix des géotypes, de fertilisation ou de date de coupe) n'a pas été étudié.

L'objectif de ce chapitre est de procéder à une comparaison de deux cultures lignocellulosiques dans des climats proches et futurs, par une simulation spatialisée à l'échelle de la France (et des régions administratives), en testant l'application de différentes doses d'azote. Nous utilisons donc la modélisation pour guider le choix de la culture et des conduites les plus adaptées pour chaque région.

L'utilisation du modèle de culture CERES-EGC (voir Chapitre 1) est justifiée par le fait que ce modèle qui a déjà été spatialisé à cette échelle (Dufossé et al., 2013), et permet de simuler non seulement le rendement des plantes mais aussi leurs émissions azotées (Gabrielle et al., 2014). De plus ce modèle a été testé et validé pour les deux cultures miscanthus et switchgrass (Chapitre 1).

2. Méthodes

- **Simulations régionales et plan d'expérience**

Le modèle choisi pour la comparaison des cultures, des horizons climatiques ainsi que les scénarios de fertilisation est le modèle de culture CERES-EGC (Gabrielle et al., 2006).

Il a été utilisé pour simuler les 21 régions de France sur la base de polygones vectoriels (ou unités spatiales de simulation) qui résultent de l'intersection de couches SIG représentant les propriétés

des sols, l'utilisation des terres, les unités administratives (cantons) et les conditions climatiques (Dufossé et al., 2013).

La version actuelle du modèle distingue neuf types de sol, obtenus après une agrégation des classes de sol fournies par la carte des sols européenne au millionième, sur la base de leurs caractéristiques (Rolland et al., 2010). Les classes sont celles de la classification des sols de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (Rolland et al., 2010).

L'initialisation du stock de carbone contenue dans le sol est faite en extrapolant les valeurs définies pour chaque classe de sol (Rolland et al., 2010).

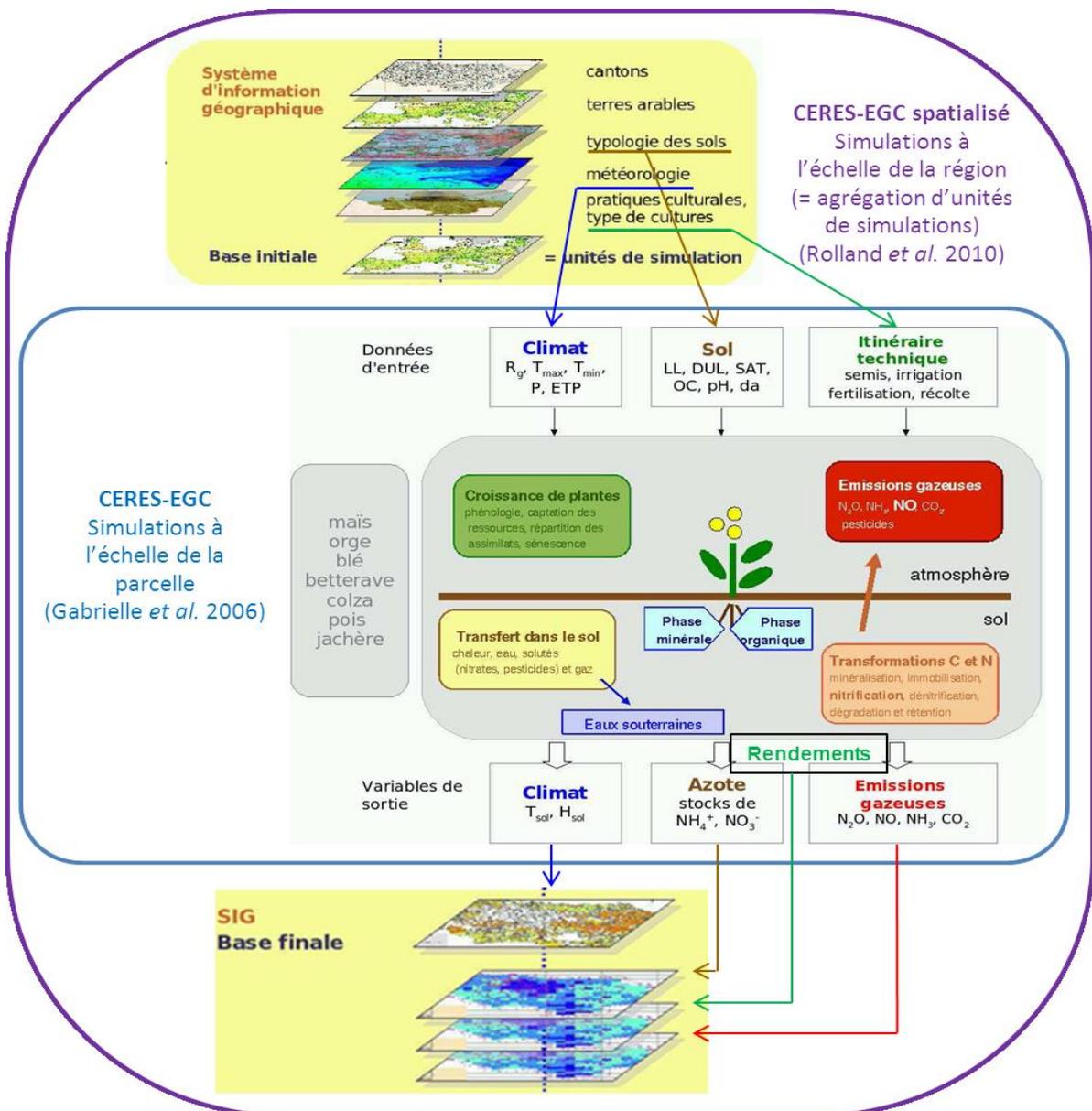


Figure 1: Schéma de fonctionnement du modèle CERES-EGC en version parcelle (bleu) et en version spatialisée (violet).

Pour arriver à faire des simulations régionales, trois grandes classes de données d'entrée sont nécessaires au modèle (concernant les sols, le climat, et la gestion des cultures), et sont détaillées ci-dessous.

- **Données pédologiques et d'usage des terres**

Le modèle a besoin de données de sol régionalisés, comprenant les propriétés hydrodynamiques (conductivité hydraulique, capacité au champ,...), les propriétés physiques (albédo, conductivité thermique, ..), les caractéristiques de texture du sol (densité apparente, fraction d'argile...) pour les différents horizons, et les paramètres des processus de nitrification et de dénitrification (vitesses de nitrification et dénitrification potentielles, fractions d'azote nitrifié et dénitrifié émises sous forme de N₂O). À l'échelle régionale, les intrants sont déduits de la carte des sols au 1: 1 000 000 (FAO, 1998) de la carte européenne des sols (Dufossé et al., 2013). Le modèle a été exécuté sur des unités de simulation (SU) définies en superposant la carte des sols avec des bases de données géo-référencées sur la météorologie, l'usage des sols et les frontières administratives comme détaillé dans Dufossé et al. (2013). Les limites administratives des régions et des départements ont été données par (IGN-GEOFLA et InfoSIG Cartographie, 2010) et ont été utilisées pour déterminer la gestion des cultures, dérivée des statistiques régionales (Agreste, 2008). L'ensemble des données Corine Land Cover (Agence européenne pour l'environnement, 2006) a fourni la superficie détaillée des terres agricoles utilisables (UAL) dans chaque unité de simulation.

On suppose dans un premier temps que les deux cultures s'implantent uniquement sur des classes d'usage de type culture arable (cropland) de la classification CLC. Il s'agit donc de scénarios de changement d'affectation des sols où les cultures lignocellulosiques prennent la suite de cultures agricoles annuelles (céréales, oélagineux ou protéagineux), à l'exception donc des prairies (celles-ci seront néanmoins mobilisées dans la modélisation bio-économique du chapitre 5).

- **Données climatiques**

Pour comparer les deux horizons climatiques nous avons choisi de travailler avec les simulations du même modèle climatique (Arpege) et les scénarios d'émission de GES A1B (Pagé et al., 2009), pour deux horizons climatiques différents : un horizon proche (2010-2035) et un horizon futur à long-terme (2007-2100). Le premier horizon climatique qu'on appellera « futur proche » et le deuxième « futur lointain ».

- **Données de gestion des cultures**

Pour les deux cultures candidates nous avons opté pour une coupe tardive, le choix de cette coupe repose sur le fait qu'elle soit plus adaptée pour la conversion plus tard en biocarburant. Cette coupe

nécessite moins de fertilisation que la coupe précoce vu que la remobilisation des nutriments a lieu en automne ce qui permet donc d'avoir moins d'émissions, aussi le taux d'humidité est faible à la sortie du champ (15 à 20 %), ce qui permet d'économiser le transport et de limiter la quantité de produits phytosanitaires à appliquer les premières années grâce au mulch qui couvre le sol. (RMT Biomasse, 2009. Fiche culture « Le Miscanthus » et Fiche culture « Le Switchgrass »).

La période de rotation pour chaque culture est fixée à 25 ans (RMT Biomasse, 2012).

En ce qui concerne la fertilisation, cinq niveaux de fertilisations ont été simulés pour chaque culture allant de 0 à 90 kg N ha⁻¹ avec un pas de 30 kg N ha⁻¹.

Ces données ont été utilisées pour faire tourner le modèle sur toutes les régions de France et pour deux horizons climatiques différents, leur permettant ainsi d'être comparables du point de vue agronomique. Les résultats de simulations obtenus sont des moyennes sur tout le cycle cultural calculées sur l'ensemble des polygones, en les pondérant par leur surface (la surface agricole utile du polygone).

3. Résultats et Discussion

- Rendements spatialisés du miscanthus et du switchgrass

Nous avons d'abord étudié la réponse du rendement au niveau de fertilisation azotée pour chaque culture dans le futur proche.

- Rendements spatialisés du miscanthus et du switchgrass

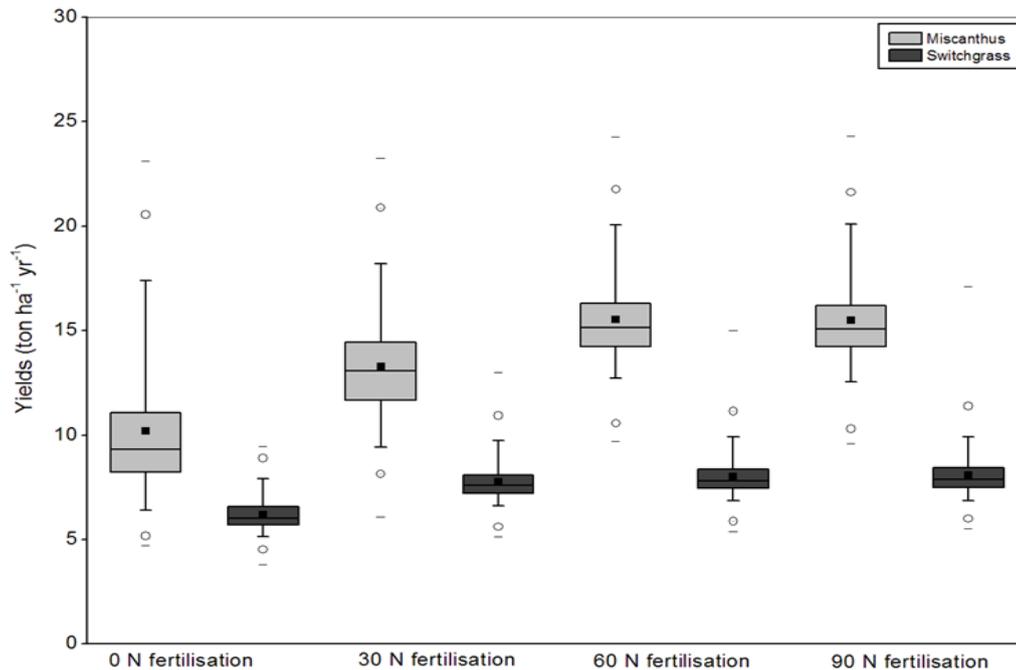


Figure 2: Boxplot des rendements régionaux en fonction de la dose d'azote pour le miscanthus et le switchgrass. Les symboles carrés représentent les rendements moyens des différentes régions, tandis que les frontières des boîtes grises représentent les 1^{er} et 3^{ème} quartiles, et la ligne au milieu la médiane. Les symboles ronds représentent les 5^{ème} et 95^{ème} percentiles, et les traits les valeurs minimales et maximales.

Sur la Figure 2 nous observons le rendement régional des deux cultures miscanthus et switchgrass en présence de différentes doses de fertilisations azotée. Etant données l'amplitude des écarts entre les 1^{er} et 3^{ème} quartiles des distributions, nous remarquons que pour le miscanthus il y a plus de variabilité inter-régionale que pour le switchgrass. De plus pour le miscanthus nous avons des régions qui affichent des rendements beaucoup plus élevés que la moyenne des rendements sur toutes les régions de France.

Le miscanthus présente un rendement plus élevé que le switchgrass indépendamment de la dose d'azote appliquée. De plus, le miscanthus comme le switchgrass présentent une réponse à la dose d'azote, avec un rendement en biomasse qui augmente avec la dose d'azote jusqu'à atteindre un optimum puis se stabiliser. Le rendement le moins élevé est enregistré en l'absence de fertilisation

azotée avec une moyenne en France de 6,03 t Ms ha⁻¹ pour le switchgrass et 8,84 t Ms ha⁻¹ pour le miscanthus. Pour le switchgrass le rendement augmente avant de se stabiliser à 7,5 t Ms ha⁻¹ à partir d'une dose d'azote de 30 kg N ha⁻¹. En ce qui concerne le miscanthus, le rendement ne se stabilise qu'à partir d'un apport d'azote de 60 kg N ha⁻¹ où il atteint 14,5 t Ms ha⁻¹.

Deuxièmement, la variabilité régionale, est plus importante pour le miscanthus que pour le switchgrass, comme en témoigne l'étendue de l'amplitude entre les quartiles 25 % et 75 % sur les boxplots de la Figure 2. Pour une dose d'azote de 60 kg N ha⁻¹ par exemple, les rendements du miscanthus varient entre 11,27 t Ms ha⁻¹ en Bretagne et 17,89 t Ms ha⁻¹ en Franche-Comté. Pour le switchgrass, pour la même dose de fertilisation, les rendements varient entre 6,36 t Ms ha⁻¹ en Bretagne à 9,31 t Ms ha⁻¹ en Franche-Comté.

Le rendement dépend donc fortement des conditions pédoclimatiques ceci est en accord avec les conclusions de la littérature (Hastings et al., 2003; Laurent et al., 2015).

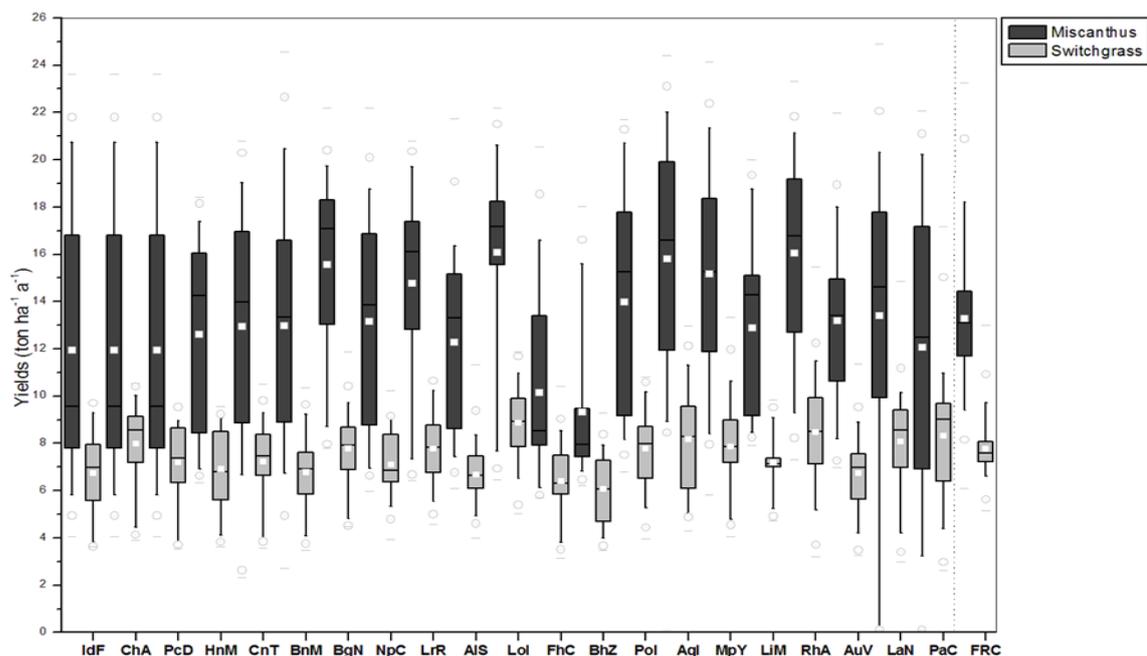


Figure 3: variabilité inter et intra régionale des rendements du miscanthus et du switchgrass pour un apport d'azote de 60 kg N ha⁻¹. Voir annexe 6 pour l'acronyme des régions. Les symboles carrés représentent les rendements moyens des différentes régions, tandis que les frontières des boîtes grisées représentent les 1^{er} et 3^{ème} quartiles, et la ligne au milieu la médiane. Les symboles ronds représentent les 5^{ème} et 95^{ème} percentiles, et les traits les valeurs minimales et maximales.

La Figure 3 montre la variation du rendement du miscanthus et du switchgrass entre les régions, tout en indiquant la variabilité à l'intérieur même de ces régions (les distributions résumées par les boxplots correspondent aux valeurs simulées pour les différents polygones).

Vu la taille des box, nous remarquons une variabilité intra-régionale élevées pour le miscanthus, il y a des régions comme l’Auvergne qui représentent des polygones avec des rendements très élevés et d’autres avec des rendements très bas (les rendements varient entre 1-21 t DM ha⁻¹ dans cette région). L’amplitude des distributions de rendements au sein de chaque région est en général bien plus importante que les écarts de rendement moyens observés entre les régions, quelle que soit la culture. L’écart inter-quartile (25 % - 75 %) des rendements en miscanthus est ainsi supérieur à 8 t Ms ha⁻¹ pour la moitié des régions simulées, tandis que l’écart entre les rendements moyens sur la France est du même ordre. En revanche l’écart inter-quartile est plus réduit pour le switchgrass, et plus faible en général que l’écart moyen entre miscanthus et switchgrass pour chaque région.

Cette forte variabilité intra-régionale est confirmée par les cartes présentées en Figure 4.

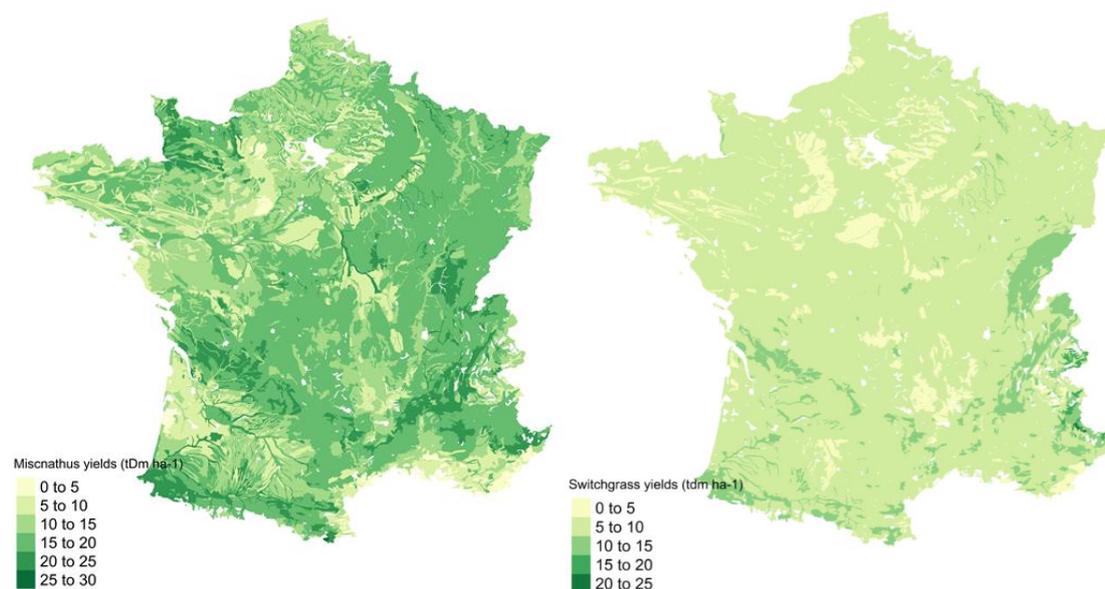


Figure 4: Cartes des rendements (t Ms ha⁻¹ an⁻¹) régionaux du miscanthus (gauche) et switchgrass (droite) avec un niveau de fertilisation de 60kg N ha⁻¹ à l’horizon climatique 2035.

Sur ces cartes, chaque polygone est caractérisé par son propre rendement, et il n’apparaît pas de structure régionale - ce qui est logique car ce sont les conditions pédoclimatiques qui pilotent les rendements pour les deux cultures.

En comparant les cartes des deux cultures nous remarquons que le rendement optimal est rarement atteint (Annexe 1).

En observant les deux cartes nous pouvons conclure que le switchgrass est plus adapté au climat du sud étant donné que c’est là qu’il atteint ses rendements les plus élevés (régions PACA, Aquitaine, Midi-Pyrénées, Limousin).

Les résultats des simulations à l’horizon 2007-2100 sont tout comme ceux de 2010-2035 caractérisés par une réponse du rendement à la dose d’azote appliquée pour les deux cultures

(Figure 2). Le rendement augmente entre les doses d'azote de 0 et 30 kg N ha⁻¹ pour les deux cultures, puis atteint un plateau et n'augmente que très légèrement. Il apparaît donc que l'optimum s'est décalé de 60 à 30 kg N ha⁻¹ pour le miscanthus entre les périodes 2010-2035 et 2007-2100, mais n'a pas changé pour la culture la moins productive (le switchgrass). Ceci était attendu car le potentiel rendement dépend du climat.

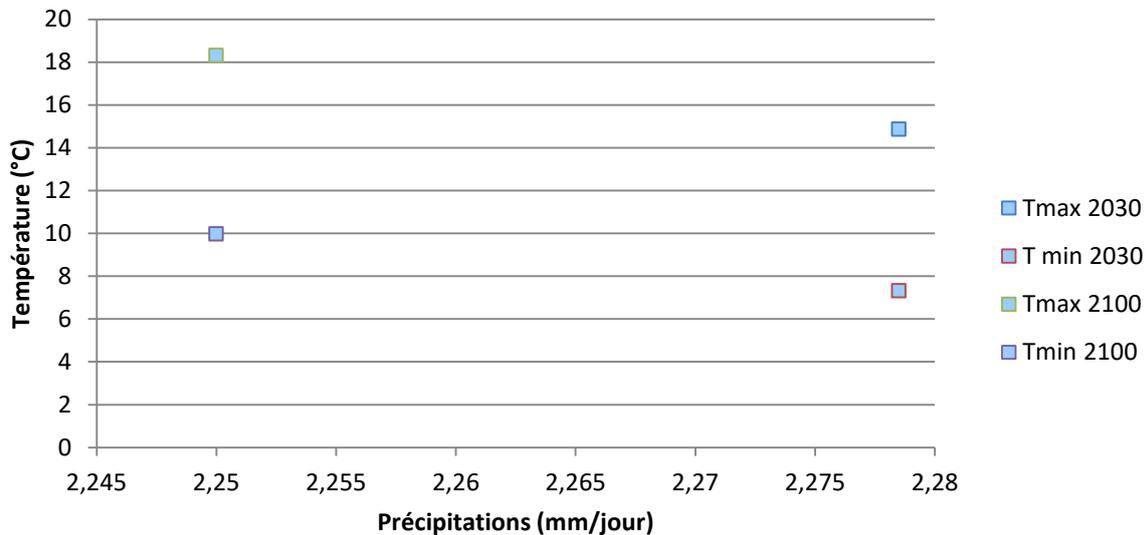


Figure 5: Rendement régional du miscanthus en fonction de la dose d'azote appliquée à l'horizon (2007-2100) miscanthus (figure du haut) switchgrass (figure du bas).

Au contraire, en comparant les deux horizons climatiques (annexe 1) nous remarquons une augmentation globale du rendement pour le miscanthus dans quasiment toutes les régions ainsi qu'une augmentation marquée pour le switchgrass.

Cette augmentation pour le miscanthus est en accord avec la littérature : Selon (Hastings et al. 2008), les changements climatiques impliqueraient une augmentation du rendement en Europe. Cependant, ces résultats dépendent fortement des conditions pédoclimatiques locales telle que ça a été prouvé par (Hastings et al., 2008) qui ont fait une étude sur les variations du rendement avec les changements climatiques en Europe et en ont conclu une augmentation des rendements dans les régions du sud et Challinor et al. (2014) qui dans sa métha-analyse a déduit que le gain ou perte de rendement dépend énormément des conditions pédoclimatiques. Les facteurs qui concourent à l'augmentation des rendements sont la température, les précipitations et la quantité de CO₂ atmosphérique. Or dans le cas présent le climat (2007-2100) est plus sec que celui de (2010-2035), et environ 2 °C plus chaud (Figure 6). L'effet positif de l'augmentation du CO₂ atmosphérique sur le rendement (Seguin, 2010; IPCC, 2001) n'a pas été étudié dans le cadre de cette thèse puis qu'il a été prouvé que cet effet est limité pour les plantes en C4 (telles que le miscanthus et le switchgrass).

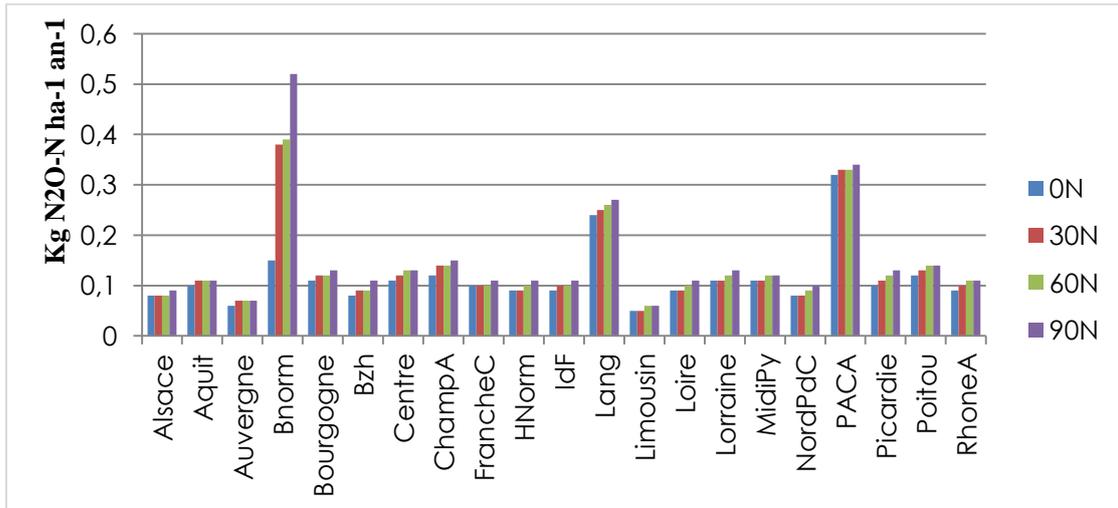


Figure 6: Variations des températures maximales et minimales (moyennes mensuelles) et des précipitations (moyennes journalières) entre (2010-2035) et (2007-2100) à l'échelle de la France.

La Figure 6 résume la variation des températures maximale et minimales ainsi que les précipitations moyennées sur toute la durée des simulations et à l'échelle de la France.

On constate une augmentation de la température et une légère diminution (0,3 mm/jour) des précipitations à l'échelle de la France.

Ici dans ce chapitre, on étudie un seul scénario climatique et une seule trajectoire, nous avons donc les résultats pour une seule tendance climatique.

Table 1: Variations des rendements du miscanthus et du switchgrass (t Ms ha⁻¹) entre climat 2010-2035 et climat 2007-2100 avec une dose d'azote de 60 kg N ha⁻¹ pour les deux cultures.

	Miscanthus			Switchgrass		
	2010-2035	2007-2100	Différence	2010-2035	2007-2100	Différence
Alsace	14,28	19,06	4,78	6,84	8,01	1,17
Aquit	15,9	18,96	3,06	8,27	8,79	0,52
Auvergne	14,5	17,82	3,32	6,9	8,19	1,29
Bourgogne	16,48	19,26	2,78	7,68	8,76	1,08
Bretagne	11,27	17,46	6,19	6,36	9,73	3,37
Centre	13,67	20,81	7,14	7,22	8,41	1,19
ChampA	16,11	23,04	6,93	7,86	8,80	0,94
FrancheC	17,89	17,88	-0,01	9,31	9,81	0,5
HNorm	12,97	16,01	3,04	7,13	8,03	0,9
IdF	12,14	16,37	4,23	6,70	7,67	0,97
Lang	13,47	19,71	6,24	8,12	8,45	0,33
Limousin	16,15	16,10	-0,05	7,42	9,08	1,66
Loire	11,34	21,43	10,09	6,71	7,91	1,2
Lorraine	16,36	16,79	0,43	7,80	8,85	1,05
MidiPy	15,40	18,23	2,83	7,95	8,29	0,34
NordPdC	13,42	12,33	-1,09	7,16	8,13	0,97
PACA	11,97	18,73	6,76	8,23	6,83	-1,4
Picardie	13,72	18,11	4,39	7,11	8,28	1,17
Poitou	14,85	20,95	6,1	7,95	8,93	0,98
RhoneA	16,85	16,85	0	8,45	9,23	0,78
Moyenne nationale	14,61	17,99	3,37	7,08	8,5	0,228465

D'après le Tableau 1, qui résume la variation du rendement, nous assistons globalement à une augmentation du rendement pour les deux cultures dans la quasi-totalité des régions françaises.

De plus l'augmentation du rendement est globalement plus importante pour le miscanthus que pour le switchgrass avec un gain à l'échelle nationale de 3,37 t Ms ha⁻¹ pour le miscanthus contre 0,22 t Ms ha⁻¹ pour le switchgrass. Un test « STUDENT » montre que l'augmentation du rendement est significative pour le miscanthus (p-value=4,283e-06) et non pas pour le switchgrass (p-value=0,9175). Ce gain est lui aussi dépendant des conditions pédoclimatiques des différentes régions. Une forte augmentation du rendement est enregistrée dans la région Lorraine pour le miscanthus, où les précipitations diminuent de 0,33 mm/jour et les températures minimales et maximales augmentent de 2,5°C (Annexe 4). Pour le miscanthus la variation de rendement la plus

élevée est enregistrée dans la région Centre où on a une légère augmentation des précipitations 0,07 mm/jour et une augmentation des Températures autour de 2°C. Cependant, une corrélation entre la variation du rendement et celle des précipitations tout comme celles des températures (annexe 7) entre les deux horizons climatiques proche (2010-2035) et lointain (2007-2100) montre que l'effet de la variabilité des précipitations et de la température sur l'augmentation du rendement n'est pas significatif, une étude plus approfondie sur la variabilité intra-annuelle est nécessaire pour une meilleure compréhension de l'effet du climat sur le rendement.

- **Emissions de N₂O du miscanthus et du switchgrass.**

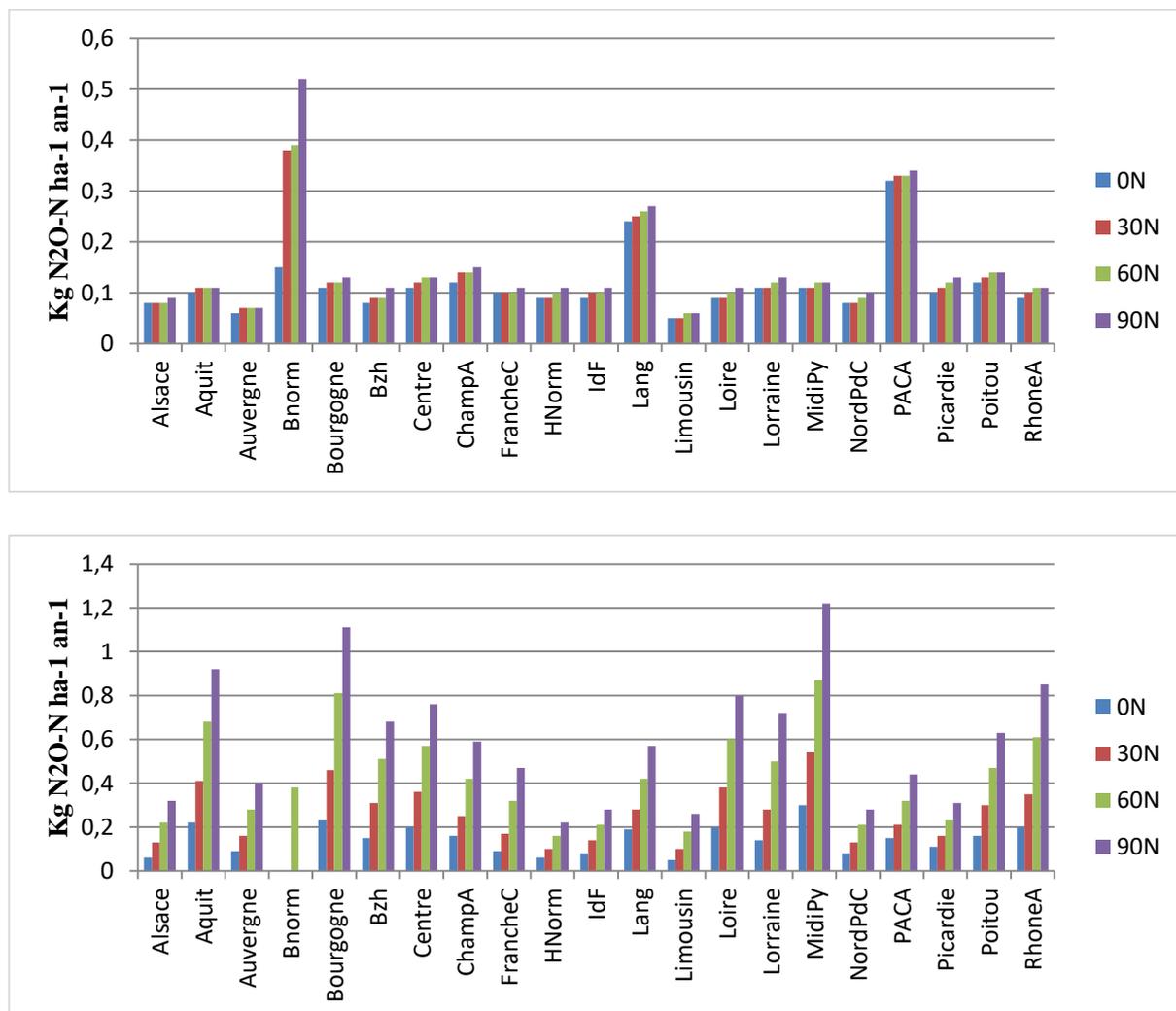


Figure 7: Emissions N₂O pour le miscanthus (en haut) et switchgrass (en bas) en fonction des différentes doses d'azotes.

Les émissions de N₂O dépendent fortement de la fertilisation azotée appliquée à la culture (Figure 7). Nous remarquons que tout comme pour le rendement, les émissions augmentent avec la dose d'azote appliquée pour les deux cultures. La variation de ces émissions est plus accentuée dans le cas du switchgrass : pour cette culture, une dose de fertilisant de 90 kg N ha⁻¹ augmente les

émissions de 0,14 kg N₂O-N ha⁻¹ an⁻¹ en moyenne sur la France par rapport aux émissions liées à un apport de 60 kg N ha⁻¹. Pour le miscanthus, les émissions augmentent de 0,01 kg N₂O-N ha⁻¹ an⁻¹ pour les mêmes apports d'engrais. Nous pouvons donc conclure que la réponse des émissions de N₂O du switchgrass à la fertilisation azotée est plus marquée que celle du miscanthus. Cela concorde avec les résultats de (McGowan et al., 2018) qui confirment suite à une comparaison des émissions de plusieurs cultures incluant le miscanthus et le switchgrass que la première reste la culture la moins émettrice. D'autre part, la réponse des émissions du miscanthus à la fertilisation est du même ordre que celle mesurée par Peyrard et al. (2017). Sur la Figure 7 nous remarquons également que le miscanthus émet moins de N₂O en valeur absolue que le switchgrass, avec un total de 0,14 kg N₂O-N ha⁻¹ an⁻¹ en moyenne pondérée par les surfaces des régions en France pour une dose d'azote de 60N contre 0,43 kg N₂O-N ha⁻¹ an⁻¹ pour le switchgrass avec la même fertilisation. Sur la Figure 7 nous remarquons également une importante variabilité inter-régionale, qui est également présente entre les unités de simulation à l'intérieur de chaque région (Figure 8).

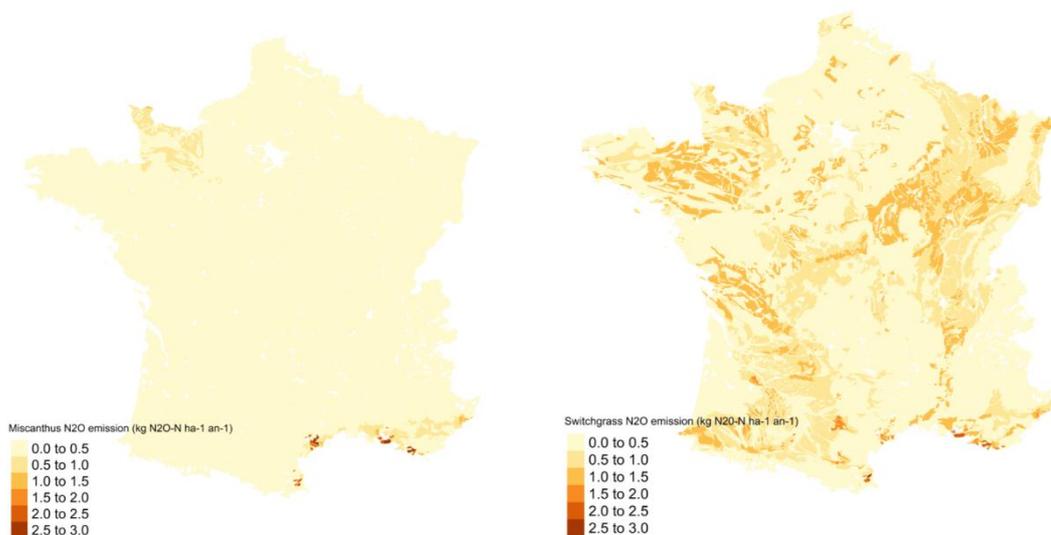


Figure 8: Cartes des émissions de N₂O (kg N-N₂O ha⁻¹ an⁻¹) du miscanthus (gauche) et switchgrass (droite pour une fertilisation de 60 kg N ha⁻¹ sur l'horizon climatique 2010-2035.

Pour le miscanthus une dose d'azote de 60 kg N ha⁻¹, la région la plus émettrice est le PACA (avec 0,33 kg N₂O-N ha⁻¹ an⁻¹) celle qui émet le moins est L'Auvergne avec 0,07 kg N₂O-N ha⁻¹ an⁻¹ (annexe 6). Pour le switchgrass, la région qui émet le moins est le Limousin avec 0,18 kg N₂O-N ha⁻¹ an⁻¹ et celle qui émet le plus est le Midi pyrénéen avec 0,87 kg N₂O-N ha⁻¹ an⁻¹.

Table 2: Variation des émissions du miscanthus et du switchgrass (kg N₂O-N ha⁻¹ an⁻¹) entre futur proche et futur lointain et climat futur avec une dose d'azote de 60 kg N ha⁻¹ pour les deux cultures.

	Miscanthus (2010-2035)	Miscanthus (2007-2100)	Différence	Switchgrass (2010-2035)	Switchgrass (2007-2100)	Différence
Alsace	0,08	0,09	0,01	0,22	0,21	-0,01
Aquitaine	0,11	0,1	-0,01	0,68	0,19	-0,49
Auvergne	0,07	0,07	0	0,28	0,19	-0,09
BNormandie	0,39	0,11	-0,28	0,38	0,59	0,21
Bourgogne	0,12	0,11	-0,01	0,81	0,81	0
Bretagne	0,09	0,12	0,03	0,51	0,76	0,25
Centre	0,13	0,1	-0,03	0,57	0,44	-0,13
ChampA	0,14	0,11	-0,03	0,42	0,51	0,09
FrancheC	0,1	0,1	0	0,32	0,23	-0,09
HNormandie	0,1		-0,1	0,16	0,3	0,14
IdF	0,1	0,09	-0,01	0,21	0,34	0,13
Lang	0,26	0,09	-0,17	0,42	0,22	-0,2
Limousin	0,06	0,09	0,03	0,18	0,19	0,01
Loire	0,1	0,1	0	0,6	0,24	-0,36
Lorraine	0,12	0,11	-0,01	0,5	0,24	-0,26
MidiPy	0,12	0,1	-0,02	0,87	0,23	-0,64
NordPdC	0,09	0,08	-0,01	0,21	0,15	-0,06
PACA	0,33	0,44	0,11	0,32	0,47	0,15
Picardie	0,12	0,11	-0,01	0,23	0,28	0,05
Poitou	0,14	0,11	-0,03	0,47	0,24	-0,23
RhoneA	0,11	0,11	0	0,61	0,2	-0,41
moyenne nationale	0,130413	0,10048	-0,02993	0,444371	1,48E-05	-0,0217

Au niveau des régions, les émissions moyennes ne dépassent pas 0,4 kg N₂O-N ha⁻¹ an⁻¹ pour le miscanthus (Tableau 2). A l'horizon climatique futur (2007-2100), on assiste à une diminution des émissions du N₂O dans la plupart des régions de France. L'amplitude de la diminution des émissions varie d'une région à une autre.

Ainsi à l'échelle de la France les émissions baissent dans le climat futur de 0,029 kg N₂O-N ha⁻¹ an⁻¹ pour le miscanthus et de 0,021 kg N₂O-N ha⁻¹ an⁻¹ pour le switchgrass en moyenne, mais malgré cette baisse le miscanthus émet moins que le switchgrass en moyenne pour le climat futur (2007-2100) ceci est différent des résultats de (Butterbach et al., 2011) qui ont conclut une possible augmentation des émissions de N₂O en Europe pour la même période mais qui ont précisé que de grandes incertitudes subsistent en ce qui concerne la réponse de la dénitrification et des émissions de N₂O au signal climatique.

- **Variation du stockage de carbone du sol suite à l'implantation du miscanthus et du switchgrass**

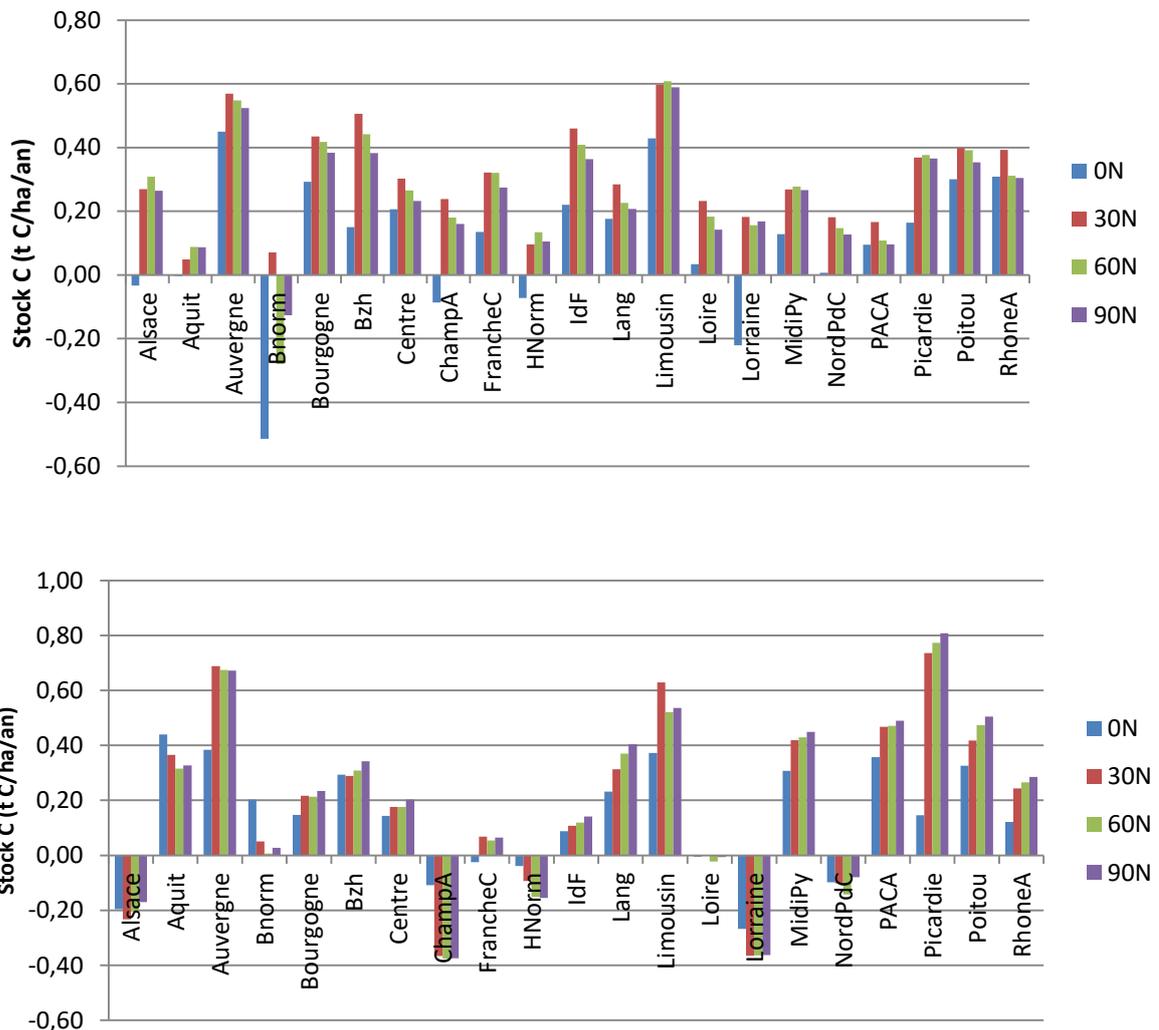


Figure 9: Variations de stock de carbone ($t C ha^{-1} an^{-1}$) pour le miscanthus (en haut) et le switchgrass (en bas) en fonction des différentes doses d'azotes. Les valeurs négatives représentent des émissions de carbone et les positives représentent un stockage.

La Figure 9 présente le stockage du carbone sous le miscanthus et le switchgrass pour les différents niveaux de fertilisations azotées, et dans les différentes régions. Nous remarquons des pertes de carbone élevées pour le miscanthus en l'absence de fertilisation.

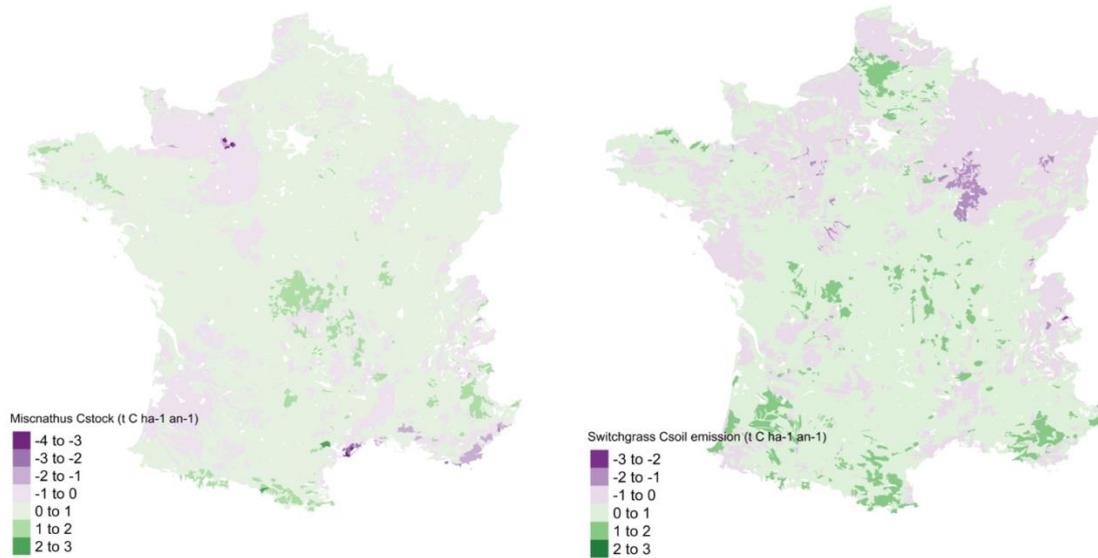


Figure10: Cartes du stockage régional (t C ha⁻¹ an⁻¹) du miscanthus (gauche) et du switchgrass (droite) avec un apport d'une fertilisation à 60 kg N ha⁻¹ à l'horizon climatique (2010-2035).

Globalement, le miscanthus et le switchgrass (ayant pour précédent des cultures annuelles) sont deux cultures qui stockent du carbone dans le sol, ceci concorde avec ce qu'on trouve dans la littérature concernant les cultures pérennes (Figure 10; Ferchaud et al., 2016).

Le stockage de carbone dépend des conditions pédoclimatiques il peut même être négatif dans certaines régions ce qui dénote d'un déstockage plutôt que d'un stockage et il peut atteindre des valeurs assez élevées dans d'autres régions. Le stockage atteint 0,55 t C ha⁻¹ an⁻¹ en Auvergne par exemple pour le miscanthus, voire 0,78 t C ha⁻¹ an⁻¹ pour le switchgrass dans la région Aquitaine. Ainsi nous assistons à un stockage plus important dans certaines régions comparés à d'autres.

D'après ce même tableau, nous constatons que les quantités de carbone stockées sont plus importantes pour le miscanthus que pour le switchgrass. Ce constat est assez intéressant mais il faut regarder de plus près comment réagit chaque culture en vue du sol sur lequel elle est planté et le précédent cultural qu'elle a remplacé (Ferchaud et al., 2016).

Table 3: Variation des stocks de carbone du sol du miscanthus et du switchgrass (t C ha⁻¹ an⁻¹) entre futur proche et futur lointain avec une dose d'azote de 60 kg N ha⁻¹ pour les deux cultures.

	Miscanthus (2010-2035)	Miscanthus (2007-2100)	Différence	Switchgrass (2010-2035)	Switchgrass (2007-2100)	Différence
Alsace	0,31	0,67	0,36	-0,2	0,35	0,55
Aquitaine	0,09	0,28	0,19	0,32	0,41	0,09
Auvergne	0,55	0,28	-0,27	0,67	-0,24	-0,91
Bourgogne	-0,28	0,59	0,87	0,01	0,02	0,01
Bretagne	0,42	0,59	0,17	0,21	-0,05	-0,26
Centre	0,44	-0,16	-0,6	0,31	0,4	0,09
ChampA	0,27	0,49	0,22	0,18	0,05	-0,13
FrancheC	0,18	0,81	0,63	-0,37	0,51	0,88
HNormandie	0,32	0,55	0,23	0,05	0,4	0,35
IdF	0,13	0,38	0,25	-0,15	0,05	0,2
Lang	0,41	0,03	-0,38	0,12	0,34	0,22
Limousin	0,23	0,25	0,02	0,37	-0,24	-0,61
Loire	0,61	0,36	-0,25	0,52	0,12	-0,4
Lorraine	0,18	0,04	-0,14	-0,02	0	0,02
MidiPy	0,16	0,86	0,7	-0,36	0,39	0,75
NordPdC	0,28	0,22	-0,06	0,43	0,52	0,09
PACA	0,15	0,44	0,29	-0,14	0,04	0,18
Picardie	0,11	0,67	0,56	-0,2	-0,65	-0,45
Poitou	0,38	0,28	-0,1	0,32	0,28	-0,04
RhoneA	0,39	0,28	-0,11	0,67	0,15	-0,52
Moyenne nationale	0,253209	0,364433	0,111223	0,182965	8,87E-06	-0,00336

D'après le tableau 3, la variation du stock de carbone dans le sol entre futur proche et futur lointain est positive ce qui dénote d'un stockage plus important du carbone dans le climat futur. Ces résultats concordent avec les résultats trouvés par (Yigini et al., 2016) qui ont simulé des augmentations dans les quantités de carbone du sol au climat 2050. A partir du tableau 3 nous concluons quand même à un gain plus important pour le miscanthus que celui du switchgrass.

Conclusion

Le miscanthus s'avère être une culture bien adaptée pour les conditions pédoclimatiques de la France métropolitaine. Il est caractérisé par un rendement élevé et des émissions de N₂O relativement faibles, ainsi qu'une aptitude au stockage du carbone assez importante. Le switchgrass est une culture compétitive pour les régions du sud où elle présente un rendement élevé et des émissions plus faibles que dans les régions du nord. En ce qui concerne les conséquences du changement climatique à horizon (2007-2100), on assiste à une forte augmentation significative du rendement pour le miscanthus dans la plupart des régions Françaises (de 12 en moyenne par rapport au climat (2010-2035)), alors que les gains de rendement sont plus modestes pour le switchgrass, voire absents dans certaines régions.

En règle générale, les émissions de N₂O diminuent entre les climats présent et futur. Il est à noter que dans ce chapitre nous n'avons pas comparé différentes trajectoires climatiques et n'avons pas étudié l'impact de l'augmentation du CO₂ sur le rendement et le stockage de carbone du sol. Pour un meilleur choix entre les deux cultures il est préférable de faire une analyse de cycle de vie qui prend en compte la production de la biomasse mais également la conversion et toute la chaîne de production du biocarburant. C'est l'objet du chapitre 6.

Références

- ADEME, 2010. Analyses de Cycle de Vie appliquées aux biocarburants de première génération consommés en France.
- Behrman KD, Kiniry JR, Winchell M, Juenger TE and Keitt TH. 2013. Spatial forecasting of switchgrass productivity under current and future climate change scenarios. *Ecological Application*, 23(1):73-85.
- Butterbach-Bahl, K., Dannenmann, M., 2011. Denitrification and associated soil N₂O emissions due to agricultural activities in a changing climate. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 3, 389–395. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2011.08.004>
- Challinor, A. J., J. Watson, D. B. Lobell, S. M. Howden, D. R. Smith, et N. Chhetri. 2014. « A Meta-Analysis of Crop Yield under Climate Change and Adaptation ». *Nature Climate Change* 4 (4): 287-91. <https://doi.org/10.1038/nclimate2153>.
- Dufossé, K., Gabrielle, B., Drouet, J.-L. & Bessou, C. Using Agroecosystem Modeling to Improve the Estimates of N₂O Emissions in the Life-Cycle Assessment of Biofuels. 14 (2013).
- Durandeau, S., B. Gabrielle, C. Godard, P.-A. Jayet, et C. Le Bas. 2010. « Coupling Biophysical and Micro-Economic Models to Assess the Effect of Mitigation Measures on Greenhouse Gas Emissions from Agriculture ». *Climatic Change* 98 (1-2): 51-73. <https://doi.org/10.1007/s10584-009-9653-8>.
- El Akkari, M., F. Ferchaud, L. Strullu, I. Shield, A. Perrin, J. L. Drouet, P. A. Jayet, and B. Gabrielle (2020). Using a crop model to benchmark miscanthus and switchgrass. *Energies* 13(15).
- European Environment Agency, 2006b. Corine Land Cover France [WWW Document]. URL <http://sd1878-2.sivit.org/> (accessed 11.9.12).
- Ferchaud, F., Vitte, G. & Mary, B. Changes in soil carbon stocks under perennial and annual bioenergy crops. *GCB Bioenergy* 8, 290–306 (2016).
- Gabrielle, B., Laville, P., Duval, O., Nicoulaud, B., Germon, J.C., Hénault, C., 2006. Process-based modeling of nitrous oxide emissions from wheat-cropped soils at the subregional scale: REGIONAL N₂O EMISSIONS FROM ARABLE SOILS. *Global Biogeochem. Cycles* 20, n/a-n/a. <https://doi.org/10.1029/2006GB002686>
- Gabrielle, B., Gagnaire, N., Massad, R. S., Dufossé, K. & Bessou, C. Environmental assessment of biofuel pathways in Ile de France based on ecosystem modeling. *Bioresource Technology* 152, 511–518 (2014).
- Hastings, A., Clifton-Brown, J., Wattenbach, M., Stampfl, P., Mitchell, C.P., Smith, P., 2008. Potential of Miscanthus grasses to provide energy and hence reduce greenhouse gas emissions. *Agron. Sustain. Dev.* 28, 465–472. <https://doi.org/10.1051/agro:2008030>
- Havlík, P., Schneider, U.A., Schmid, E., Böttcher, H., Fritz, S., Skalský, R., Aoki, K., Cara, S.D., Kindermann, G., Kraxner, F., Leduc, S., McCallum, I., Mosnier, A., Sauer, T., Obersteiner, M., 2011. Global land-use implications of first and second generation biofuel targets. *Energy Policy* 39, 5690–5702. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2010.03.030>
- Hudiburg, T.W., Wang, W., Khanna, M., Long, S.P., Dwivedi, P., Parton, W.J., Hartman, M., DeLucia, E.H., 2016. Impacts of a 32-billion-gallon bioenergy landscape on land and fossil fuel use in the US. *Nature Energy* 1, 15005. <https://doi.org/10.1038/nenergy.2015.5>.
- Pacini, H., Sanches-Pereira, A., Durleva, M., Kane, M., Bhutani, A., The state of the biofuels market: regulatory, trade and development perspectives, in: UNCTAD: United Nations Conference on Trade and Development, 2014, p.101. <http://www.greenpowerco>
- IPCC, 2019: Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (eds.)]. In press.

- IPCC, 2011. Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation. O. Edenhofer, R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, K. Seyboth, P. Matschoss, S. Kadner, T. Zwickel, P. Eickemeier, G. Hansen, S. Schlömer, C. von Stechow, Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA.
- Lasorella, M.V., Monti, A., Alexopoulou, E., Riche, A., Sharma, N., Cadoux, S., van Diepen, K., Elbersen, B., Elbersen, H.W., 2011. YIELD COMPARISON BETWEEN SWITCHGRASS AND MISCANTHUS BASED ON MULTI-YEAR SIDE BY SIDE COMPARISON IN EUROPE 5.
- Laurent, A., E. Pelzer, C. Loyce, et D. Makowski. 2015. « Ranking Yields of Energy Crops: A Meta-Analysis Using Direct and Indirect Comparisons ». *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 46 (juin): 41-50. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.023>.
- Leclère, D., Havlík, P., Fuss, S., Schmid, E., Mosnier, A., Walsh, B., Valin, H., Herrero, M., Khabarov, N., Obersteiner, M., 2014. Climate change induced transformations of agricultural systems: insights from a global model. *Environ. Res. Lett.* 9, 124018. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/12/124018>
- Lewandowski, I., Heinz, A. (2003). Delayed harvest of miscanthus—influences on biomass quantity and quality and environmental impacts of energy production. *European Journal of Agronomy* 19, 45–63.
- LogistEC. 2012. « SOC models and agro-ecosystem models parameterized and validated for perennial energy crops ».
- McGowan, Andrew R, Kraig L Roozeboom, et Charles W Rice. 2018. « Nitrous Oxide Emissions from Annual and Perennial Biofuel Cropping Systems ». *Agronomy Journal* 110 (6): 9.
- Peyrard, C., Ferchaud, F., Mary, B., Gréhan, E., Léonard, J., 2017. Management Practices of Miscanthus × giganteus Strongly Influence Soil Properties and N₂O Emissions Over the Long Term. *BioEnergy Research* 10, 208–224. <https://doi.org/10.1007/s12155-016-9796-1>
- Rolland, M.-N., Gabrielle, B., Laville, P., Cellier, P., Beekmann, M., Gilliot, J.-M., Michelin, J., Hadjar, D., Curci, G., 2010. High-resolution inventory of NO emissions from agricultural soils over the Ile-de-France region. *Environmental Pollution* 158, 711–722.
- RMT Biomasse, 2009a. Fiche culture - Le Miscanthus.
- RMT Biomasse, 2012. Miscanthus et switchgrass Quelles opportunités pour ces cultures pérennes ?
- Seguin, B., 2010. Le changement climatique : conséquences pour les végétaux. *quaderni* 27–40. <https://doi.org/10.4000/quaderni.525>
- Yigini, Y., Panagos, P., 2016. Assessment of soil organic carbon stocks under future climate and land cover changes in Europe. *Science of The Total Environment* 557–558, 838–850.

Annexes

Annexe 1 : tableau récapitulatif des résultats des simulations régionales CERES-EGC pour le rendement (t Ms ha⁻¹) des deux cultures miscanthus et switchgrass avec les différents niveaux de fertilisations 0 kg N ha⁻¹, 30 kg N ha⁻¹, 60 kg N ha⁻¹ et 90 kg N ha⁻¹ pour les deux horizons climatiques présent et futur.

	Horizon climatique (2010-2035)								Horizon climatique (2007-2100)							
	Miscanthus				Switchgrass				Miscanthus				Switchgrass			
	0 KgN	30 kgN	60 kgN	90 kgN	0 kgN	30 kgN	60 kg N	90 kgN	0 kgN	30 kgN	60 kgN	90 kgN	0 kgN	30 kgN	60 KgN	90 kgN
Alsace	7,36	12,16	14,28	14,47	5,54	6,63	6,84	6,92	8,77	16,87	19,06	18,69	5,06	7,69	8,01	8,13
Aquit	12,92	15,53	15,90	15,54	6,52	8,00	8,27	8,36	11,63	18,16	18,96	18,38	5,58	8,41	8,79	8,98
Auvergne	7,82	12,85	14,50	14,55	5,27	6,60	6,90	6,91	9,57	16,07	17,82	17,38	5,26	7,73	8,19	8,40
Bnomr	5,17	12,34	16,45	16,90	5,40	6,64	6,89	7,03	10,04	18,83	20,52	20,24	4,70	7,36	7,97	8,05
Bourgogne	9,79	15,19	16,48	16,64	6,36	7,62	7,68	7,72	9,26	9,26	9,26	9,26	5,43	8,49	8,76	8,82
Bretagne	5,49	9,24	11,27	11,96	4,86	5,97	6,36	6,51	9,97	16,00	17,46	17,07	13,38	13,38	9,73	9,73
Centre	9,33	12,78	13,67	13,47	6,25	7,13	7,22	7,36	10,81	19,48	20,81	20,70	5,40	7,97	8,41	8,48
ChampA	11,02	15,18	16,11	16,15	6,37	7,78	7,86	7,86	9,12	21,61	23,04	23,10	5,30	8,58	8,80	8,82
FrancheC	8,37	15,89	17,89	18,21	6,26	8,80	9,31	9,23	8,36	15,67	17,88	17,87	5,33	9,36	9,81	9,79
HNorm	7,42	11,21	12,97	13,35	5,67	6,93	7,13	7,29	9,26	14,58	16,01	15,86	4,64	7,48	8,03	8,15
IdF	8,32	11,01	12,14	12,02	5,77	6,59	6,70	6,84	11,08	15,45	16,37	15,83	5,06	7,34	7,67	7,82
Lang	10,70	13,01	13,47	12,96	6,86	7,89	8,12	8,28	9,71	17,46	19,71	19,30	6,37	8,36	8,45	8,62
Limousin	6,86	12,45	16,15	16,45	5,42	6,98	7,42	7,45	8,83	14,40	16,10	16,04	5,37	8,23	9,08	9,46
Loire	6,42	10,03	11,34	11,45	5,33	6,37	6,71	6,92	9,51	19,39	21,43	21,38	4,90	7,23	7,91	8,10
Lorraine	8,50	14,56	16,36	16,64	6,09	7,64	7,80	7,80	10,51	15,69	16,79	16,27	5,25	8,55	8,85	8,84
MidiPy	11,74	14,92	15,40	15,11	6,42	7,70	7,95	8,03	8,37	15,59	18,23	18,28	5,71	7,94	8,29	8,55
NordPdC	7,04	11,31	13,42	13,81	5,79	7,04	7,16	7,32	10,95	12,13	12,33	12,30	4,88	7,78	8,13	8,27
PACA	10,39	11,75	11,97	11,64	7,28	8,12	8,23	8,37	8,93	17,24	18,73	18,65	5,80	6,73	6,83	7,09
Picardie	9,47	12,38	13,72	13,78	6,14	7,06	7,11	7,19	10,85	16,64	18,11	17,75	5,15	7,96	8,28	8,36
Poitou	10,59	13,78	14,85	14,54	6,60	7,69	7,95	8,09	11,49	20,14	20,95	20,49	5,71	8,43	8,93	9,11
RhoneA	10,84	15,52	16,85	16,87	6,48	8,22	8,45	8,48	10,84	15,52	16,85	16,87	5,71	8,91	9,23	9,43

Annexe 2 : tableau récapitulatif des résultats des simulations régionales CERES-EGC pour les émissions (kg N₂O-N ha⁻¹ an⁻¹) des deux cultures miscanthus et switchgrass avec les différents niveaux de fertilisations 0, 30, 60 et 90 kg N ha⁻¹ pour les deux horizons climatiques (2010-2035) et (2007-2100).

	Horizon climatique (2010-2035)								Horizon climatique (2007-2100)							
	Miscanthus				Switchgrass				Miscanthus				Switchgrass			
	0 kgN	30 kgN	60 kgN	90 kgN	0 kgN	30 kgN	60 kgN	90 kgN	0 kgN	30 kgN	60 kgN	90 kgN	0 kgN	30 kgN	60 kgN	90 kgN
Alsace	0,08	0,08	0,08	0,09	0,06	0,13	0,22	0,32	0,07	0,08	0,09	0,09	0,10	0,34	0,21	0,94
Aquitaine	0,10	0,11	0,11	0,11	0,22	0,41	0,68	0,92	0,07	0,09	0,10	0,10	0,09	0,28	0,19	0,70
Auvergne	0,06	0,07	0,07	0,07	0,09	0,16	0,28	0,40	0,06	0,07	0,07	0,07	0,10	0,30	0,19	0,74
Bnormandie	0,15	0,38	0,39	0,52			0,38		0,09	0,10	0,11	0,12	0,10	0,45	0,59	0,82
Bourgogne	0,11	0,12	0,12	0,13	0,23	0,46	0,81	1,11	0,08	0,10	0,11	0,11	0,12	0,31	0,81	1,14
Bretagne	0,08	0,09	0,09	0,11	0,15	0,31	0,51	0,68	0,08	0,12	0,12	0,14	2,35	2,35	0,76	2,20
Centre	0,11	0,12	0,13	0,13	0,20	0,36	0,57	0,76	0,07	0,09	0,10	0,11	0,09	0,26	0,44	0,61
Champagne A	0,12	0,14	0,14	0,15	0,16	0,25	0,42	0,59	0,08	0,10	0,11	0,12	0,09	0,29	0,51	0,71
FrancheC	0,10	0,10	0,10	0,11	0,09	0,17	0,32	0,47	0,10	0,10	0,10	0,11	0,17	0,38	0,23	1,09
HNormandie	0,09	0,09	0,10	0,11	0,06	0,10	0,16	0,22	0,07	0,08		0,10	0,07	0,16	0,30	0,43
IdF	0,09	0,10	0,10	0,11	0,08	0,14	0,21	0,28	0,06	0,08	0,09	0,10	0,07	0,19	0,34	0,48
Lang	0,24	0,25	0,26	0,27	0,19	0,28	0,42	0,57	0,13	0,14	0,09	0,17	0,11	0,30	0,22	0,77
Limousin	0,05	0,05	0,06	0,06	0,05	0,10	0,18	0,26	0,06	0,08	0,09	0,09	0,11	0,32	0,19	0,81
Loire	0,09	0,09	0,10	0,11	0,20	0,38	0,60	0,80	0,07	0,09	0,10	0,13	0,11	0,32	0,24	0,74
Lorraine	0,11	0,11	0,12	0,13	0,14	0,28	0,50	0,72	0,09	0,10	0,11	0,11	0,11	0,37	0,24	0,99
MidiPy	0,11	0,11	0,12	0,12	0,30	0,54	0,87	1,22	0,08	0,10	0,10	0,11	0,17	0,33	0,23	0,85
NordPdC	0,08	0,08	0,09	0,10	0,08	0,13	0,21	0,28	0,06	0,08	0,08	0,10	0,07	0,20	0,15	0,52
PACA	0,32	0,33	0,33	0,34	0,15	0,21	0,32	0,44	0,49	0,47	0,44	0,47	0,16	0,49	0,47	1,29
Picardie	0,10	0,11	0,12	0,13	0,11	0,16	0,23	0,31	0,08	0,10	0,11	0,10	0,07	0,16	0,28	0,39
Poitou	0,12	0,13	0,14	0,14	0,16	0,30	0,47	0,63	0,08	0,10	0,11	0,13	0,11	0,32	0,24	0,75
RhoneA	0,09	0,10	0,11	0,11	0,20	0,35	0,61	0,85	0,06	0,09	0,11	0,12	0,09	0,29	0,20	0,74

Annexe 3 : tableau récapitulatif des résultats des simulations régionales CERES-EGC pour la variation du stock du carbone (t C ha⁻¹ an⁻¹) des deux cultures miscanthus et switchgrass avec les différents niveaux de fertilisations 0. 30. 60 et 90 kgN/ha pour les deux horizons climatiques (2010-2035) et (2007-2100).

	Horizon climatique (2010-2035)								Horizon climatique (2007-2100)							
	Miscanthus				Switchgrass				Miscanthus				Switchgrass			
	0 kgN	30 kgN	60 kgN	90 kgN	0 kgN	30 kgN	60 kgN	90 kgN	0 kgN	30 kgN	60 kgN	90 kgN	0 kgN	30 kgN	60 kgN	90 kgN
Alsace	-0,03	0,27	0,31	0,26	-0,20	-0,23	-0,20	-0,17	-0,36	0,52	0,67	0,64	0,41	0,89	0,35	0,38
Aquitaine	0,00	0,05	0,09	0,09	0,44	0,37	0,32	0,33	0,09	0,32	0,28	0,34	0,33	0,43	0,41	0,45
Auvergne	0,45	0,57	0,55	0,52	0,38	0,69	0,67	0,67	0,13	0,31	0,28	0,26	-0,07	-0,25	-0,24	-0,01
Bnormandie	-0,51	0,07	-0,28	-0,13	0,20	0,05	0,01	0,03	-0,13	0,43	0,59	0,58	0,24	0,02	0,02	0,11
Bourgogne	0,29	0,43	0,42	0,38	0,15	0,22	0,21	0,23	-0,13	0,64	0,59	0,58	-0,02	-0,13	-0,05	-0,05
Bretagne	0,15	0,51	0,44	0,38	0,29	0,29	0,31	0,34	0,09	0,09	-0,16	0,09	-0,51	-0,51	0,40	0,41
Centre	0,21	0,30	0,27	0,23	0,14	0,18	0,18	0,20	0,10	0,44	0,49	0,52	0,23	0,05	0,05	0,06
Champagne A	-0,09	0,24	0,18	0,16	-0,11	-0,37	-0,37	-0,37	0,24	0,75	0,81	0,78	0,32	-0,05	0,51	-0,07
FrancheC	0,14	0,32	0,32	0,27	-0,02	0,07	0,05	0,06	-0,02	0,42	0,55	0,54	0,11	0,97	0,40	0,46
HNormandie	-0,07	0,10	0,13	0,11	-0,04	-0,09	-0,15	-0,16	-0,09	0,23	0,38	0,39	0,23	0,04	0,05	0,08
IdF	0,22	0,46	0,41	0,36	0,09	0,11	0,12	0,14	-0,02	-0,05	0,03	0,14	0,04	0,29	0,34	0,30
Lang	0,18	0,28	0,23	0,21	0,23	0,31	0,37	0,40	0,19	0,17	0,25	0,24	-0,27	-0,25	-0,24	-0,24
Limousin	0,43	0,60	0,61	0,59	0,37	0,63	0,52	0,54	0,15	0,45	0,36	0,41	0,44	-0,07	0,12	0,54
Loire	0,03	0,23	0,18	0,14	0,00	0,00	-0,02	-0,01	0,06	0,47	0,04	0,45	-0,02	0,75	0,00	0,02
Lorraine	-0,22	0,18	0,16	0,17	-0,27	-0,36	-0,36	-0,36	-0,03	0,81	0,86	0,86	0,16	0,32	0,39	0,42
MidiPy	0,13	0,27	0,28	0,27	0,31	0,42	0,43	0,45	0,17	0,27	0,22	0,25	0,41	0,56	0,52	0,61
NordPdC	0,01	0,18	0,15	0,13	-0,10	-0,10	-0,14	-0,08	-0,24	0,37	0,44	0,41	0,12	-0,01	0,04	0,08
PACA	0,10	0,17	0,11	0,10	0,36	0,47	0,47	0,49		0,17	0,06	1,20	-0,39	-0,59	-0,65	-0,71
Picardie	0,16	0,37	0,38	0,37	0,15	0,74	0,77	0,81	0,00	0,50	0,60	0,61	0,06	-0,13	0,28	-0,13
Poitou	0,30	0,40	0,39	0,35	0,33	0,42	0,47	0,50	0,28	0,42	0,46	0,39	0,26	0,10	0,15	0,18
RhoneA	0,31	0,39	0,31	0,30	0,12	0,24	0,27	0,29	0,10	0,51	0,45	0,48	-0,09	0,07	0,01	0,12

Annexe 4 : Variables climatiques régionalisées : minima et maxima des températures (moyennes mensuelles), et précipitations (en moyennes journalières) pour les horizons de simulation proche et lointain.

	Horizon- 30			Horizon- 100			Différence		
	T.min (°C)	T.max (°C)	Précipitations (mm/jour)	T.min (°C)	T.max (°C)	Précipitations (mm/jour)	T.min (°C)	T.max (°C)	Précipitations (mm/jour)
Alsace	6,79	13,82	2,46	9,32	16,52	2,07	2,53	2,7	-0,39
Aqui	8,92	17,64	2,44	10,82	19,73	2,05	1,9	2,09	-0,39
Auvergne	5,81	13,98	2,35	9,07	17,97	1,82	3,26	3,99	-0,53
Bourgogne	6,98	14,96	2,21	9,2	17,39	1,97	2,22	2,43	-0,24
Bretagne	8,3	13,76	2,35	10,07	16,69	2,21	1,77	2,93	-0,14
Centre	7,59	15,49	1,76	9,66	17,66	1,69	2,07	2,17	-0,07
Champagne A	6,62	14,24	2,22	8,88	16,58	1,68	2,26	2,34	-0,54
FrancheC	6,1	13,95	3,45	9,02	17,1	2,53	2,92	3,15	-0,92
Hnormandie	7,46	13,77	2,07	9,55	15,57	1,99	2,09	1,8	-0,08
IdF	7,42	14,95	1,73	9,68	17,17	1,66	2,26	2,22	-0,07
Lang	8,93	16,63	2,36	12,5	20,63	1,89	3,57	4	-0,47
Limousin	7,74	15,46	2,11	10,16	18,28	2,24	2,42	2,82	0,13
Loire	8,28	15,72	1,95	10,4	17,87	1,88	2,12	2,15	-0,07
Lorraine	6,27	13,6	2,58	8,69	16,11	2,25	2,42	2,51	-0,33
MidiPy	8,05	16,45	2,31	10,93	19,86	1,75	2,88	3,41	-0,56
NordPC	7,32	13,63	2,03	9,34	15,51	1,94	2,02	1,88	-0,09
PACA	6,98	15,77	2,17	11,82	21,31	1,49	4,84	5,54	-0,68
Picardie	6,87	13,92	1,95	9,08	16,1	1,86	2,21	2,18	-0,09
Poitou	8,51	16,59	2,01	10,53	18,68	1,88	2,02	2,09	-0,13
RhoneA	5,55	13,06	3,06	9,98	18,31	2,25	4,43	5,25	-0,81

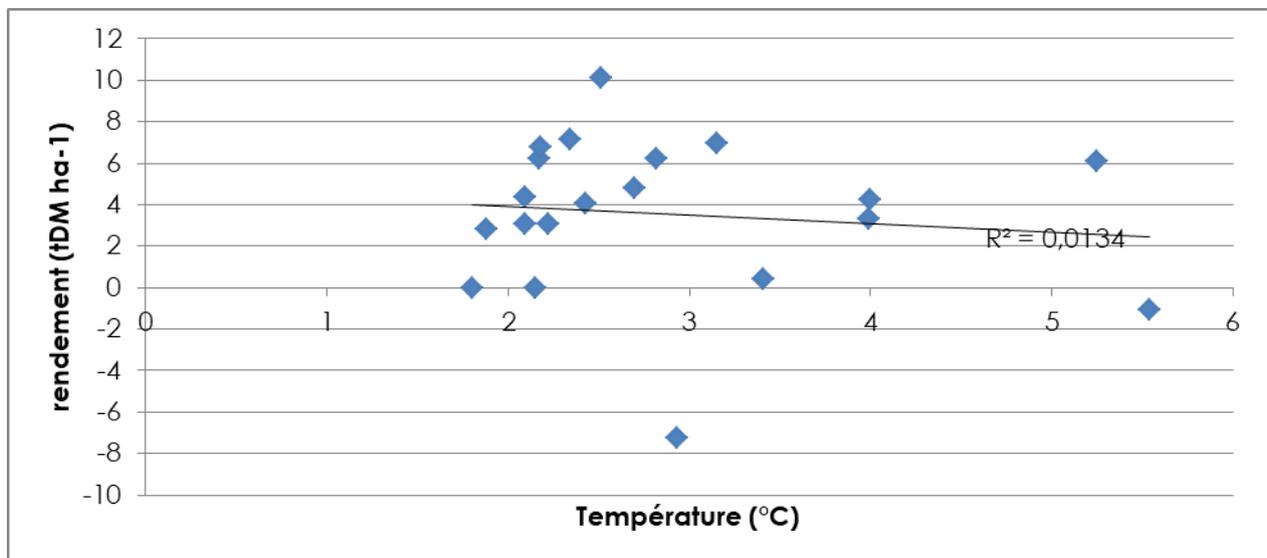
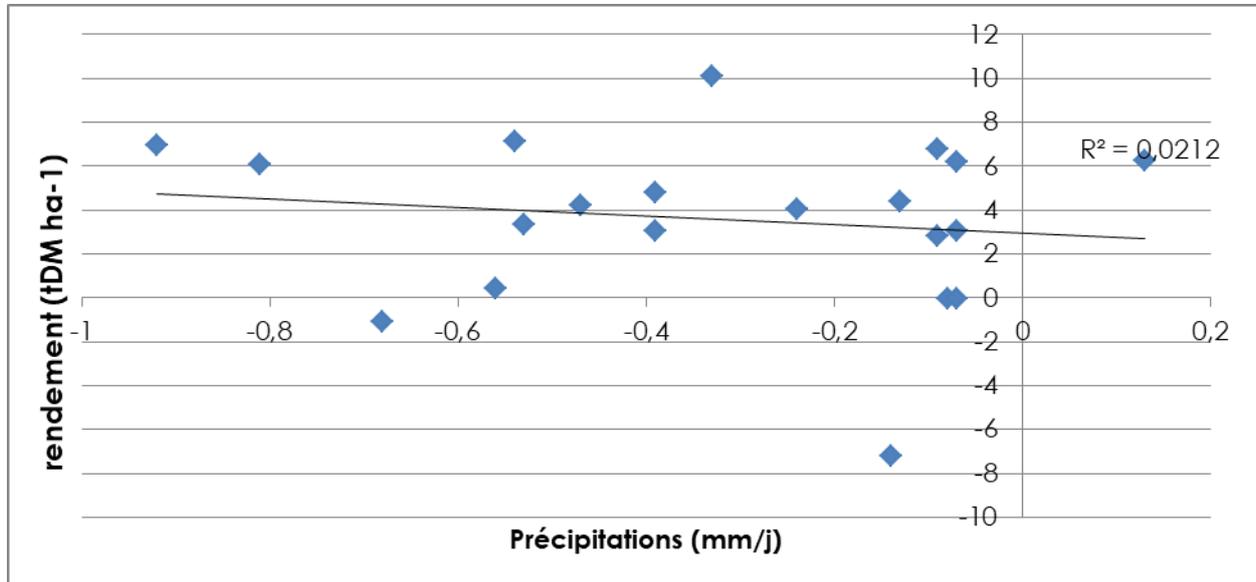
Annexe 5 : Ecart-types sur le rendement, les émissions N₂O et le stockage de carbone des 2 cultures (calculés sur l'ensemble des polygones de chaque région, par rapport aux moyennes temporelles).

	Miscanthus						Switchgrass					
	Rendement (t MS ha ⁻¹)		N ₂ O (kg N ₂ O-N ha ⁻¹ an ⁻¹)		Stock C (t C ha ⁻¹ an ⁻¹)		Rendement (t MS ha ⁻¹)		N ₂ O (kg N ₂ O-N ha ⁻¹ an ⁻¹)		Stock C (t C ha ⁻¹ an ⁻¹)	
	2035	2100	2035	2100	2035	2100	2035	2100	2035	2100	2035	2100
Idf	4,1	3,12	0,077	0,059	0,26	0,21	1,62	1,55	0,27	0,32	0,41	0,15
Champagne	3,44	3,34	0,067	0,045	0,21	0,36	1,58	1,54	0,35	0,48	0,4	0,18
Picardie	3,41	3,24	0,069	0,045	0,26	0,13	1,65	1,48	0,21	0,26	0,36	0,27
Hnormandie	3,65	2,78	0,055	0,0297	0,21	0,31	1,56	1,41	0,2	0,23	0,46	0,09
Centre	4,18	2,93	0,087	0,063	0,32	0,15	2,93	1,24	0,36	0,39	0,4	0,21
Bnormandie	4,37	4,37	0,216	0,046	0,49	0,21	1,93	1,5	0,34	0,41	0,44	0,15
Bourgogne	3,03	2,61	0,069	0,044	0,26	0,17	1,24	1,006	0,42	0,52	0,48	0,17
NordPC	2,82	2,82	0,052	0,03	0,19	0,24	1,23	0,97	0,19	0,24	0,33	0,26
Lorraine	2,27	2,56	0,052	0,042	0,21	0,25	1,18	1,18	0,36	0,54	0,27	0,2
Alsace	2,23	2,23	0,048	0,036	0,1	0,1	1,06	0,87	0,33	0,39	0,2	0,11
Loire	3,37	2,78	0,072	0,046	0,36	0,16	1,4	1,54	0,33	0,36	0,34	0,2
FrancheC	3,72	1,59	0,042	0,032	0,26	0,16	1,46	1,16	0,34	0,47	0,28	0,1
Bretagne	3,14	0	0,063	0	0,35	0	0	1,34	0,38	0	0,4	0
Poitou	3,96	3,04	0,09	0,06	0,24	0,12	1,31	1,26	0,41	0,41	0,29	0,18
Aquitaine	4,54	3,65	0,076	0,058	0,29	0,19	1,99	1,75	0,4	0,44	0,45	0,18
MidiPy	4,54	2,7	0,078	0,063	0,29	0,15	1,67	1,67	0,4	0,47	0,34	0,16
Limousin	1,65	1,89	0,016	0,019	0,34	0,09	0,85	0,85	0,17	0,21	0,33	0,03
RhoneA	3,88	3,44	0,075	0,042	0,34	0,12	1,81	1,19	0,33	0,4	0,39	0,33
Auvergne	2,71	2,23	0,041	0,03	0,42	0,04	1,59	1,09	0,29	0,36	0,31	0,09
Lang	5,18	2,92	0,39	0,07	0,69	0,046	1,79	1,42	0,42	0,39	0,51	0,19
PACA	5,22	4,39	0,34	0,25	0,63		2,31	1,68	0,41	0,96	0,47	0,27

Annexe 6 : Carte des régions administratives en France avant le regroupement de 2015 et tableau des acronymes des régions en France

Alsace	Alsace
Aquitaine	Aquitaine
Auvergne	Auvergne
Bnorm	Basse-Normandie
Bourgogne	Bourgogne
Bretagne	Bretagne
Centre	Centre
ChampA	Champagne-Ardenne
FrancheC	Franche-Comte
HNorm	Haute-Normandie
IdF	Ile-de-France
Lang	languedoc Roussillon
Limousin	Limousin
Loire	Loire
Lorraine	Lorraine
MidiPy	Midi-Pyrénées
NordPdC	Nord Pas de Calais
PACA	Provence-Alpes Côte d'Azur
Picardie	Picardie
Poitou	Poitou
RhoneA	Rhône-Alpes

Annexe 7 : Corrélation entre les écarts de rendements moyens (sur l'ensemble de régions françaises) entre les deux horizons climatiques (2010-2035) et (2007-2100), et les écarts des variables climatiques correspondants (précipitations et température de l'air). Chaque point correspond à une région.



CHAPITRE 5

BIO-ECONOMIC MODELLING OF PERENNIAL LIGNOCELLULOSIC CROPS¹ SUPPLY IN FRANCE

Le couplage bioéconomique entrepris dans ce chapitre a permis dans un premier temps d'optimiser la période de rotation, la dose d'azote et le rendement des deux cultures miscanthus et switchgrass, pour chaque région Française. Dans un deuxième temps, une comparaison de ces deux cultures a été faite sur la base de simulations bioéconomiques. Le rendement en fonction de la dose d'azote simulé dans le chapitre 4 pour les deux cultures miscanthus et switchgrass a été défini comme variable de couplage entre les modèles CERES-EGC et AROPAj. Les étapes de couplage des deux modèles sont détaillées dans ce chapitre et également dans le chapitre 2. Les résultats des changements d'affectation des sols des simulations bioéconomiques ont été utilisés par la suite dans l'ACV.

Ce chapitre a été élaboré par Nosra BEN FRADJ (INRAE – UMR Économie Publique), Pierre-Alain JAYET (INRAE – UMR Économie Publique), et Benoît GABRIELLE (INRAE – UMR ECOSYS) sous forme d'un projet d'article pour soumission à la revue

« Global Change Biology BIOENERGY ».

Ma contribution dans ce papier a consisté à fournir les résultats de simulations biophysique via le modèle CERES-EGC, suivre les étapes de couplage et de simulation économique, discuter et interpréter des résultats et à participer à la rédaction.

Abstract

This study aims at analysing the agricultural and economic performance of two promising perennial lignocellulosic candidates for the development of bio-economy, namely miscanthus and switchgrass. A bio-economic approach is used, based on integrating N yield and emission functions, simulated by an agro-ecosystem model CERES-EGC, into an agricultural supply model, AROPAj. An inter-temporal program is developed to compute the optimal biomass yield and N level that maximise the farmer profitability. Results show that miscanthus requires higher amounts of N fertiliser than do switchgrass. While optimal amount of N fertiliser varies between 30 and 117 kg N ha⁻¹ in the case of miscanthus, it barely exceeds 33 kg N ha⁻¹ with lowest amount of 8 kg N ha⁻¹ in case of switchgrass. Furthermore, growing miscanthus is so far more profitable than growing switchgrass, although miscanthus requires higher establishment cost than that of switchgrass. This stems from the difference in yield potential between the two crops, miscanthus yield being two and a half times higher than that of switchgrass. Considering all these factors, miscanthus can be grown on larger scale than does switchgrass according to the soil and climate conditions. The integration of perennial lignocellulosic crops into farming systems leads to mixed impacts. Besides displacing cropland and grassland, cross-substitution effects between cropland and grassland/fallow (and *vice-versa*) may also exist.

1. Introduction

Through the years, the use of biomass for advanced bio-based products and bioenergy in Europe has been fostered by the implementation of the bio-economy strategy as a part of the EU climate and energy policy. New challenges have been currently defined in the updated European bio-economy strategy (EC COM 673, 2018) seeking to develop a sustainable and circular bio-economy and build a carbon-neutral future. In fact, to meet the requirements of both socio-economic and environmental sustainability and energy security, large quantities of biomass are needed to be produced in sustainable way and efficiently mobilised to achieve economy of scales (Scarlat et al., 2015). Several studies have dealt with the potential contribution of different biomass feedstock to replace fossil resources and improve energy efficiency, while reducing greenhouse gas (GHG) emissions and mitigating climate change. Chum et al. (2011) have shown that perennial lignocellulosic crops have the largest technical potential, being non-food crops and thereby presenting an additional potential source of feedstock for second generation (2G) bioenergy (Carriquiry et al., 2011), and biorefinery and cascading processes (Ben Fradj et al., 2020; Wahid et al., 2015; Kraska et al., 2018).

In this context, perennial crops have to be cultivated sustainably to comply with environmental and natural resources constraints and mitigate the climate change. *Miscanthus x Giganteus* (hereafter referred to as miscanthus) and *Panicum virgatum L* (hereafter referred to as switchgrass) are promising candidates for bioethanol production given their high yield potential (Lewandowski et al., 2016), suitability for marginal lands (Carriquiry et al., 2011), and low GHG emissions (Drewer et al., 2012). Both crops require long rotation cycle depending on economic conditions, the final cutting being at least 15 years after the establishment. The higher the costs, the longer the rotation but this can be counter-balanced by the yield potential (Ben Fradj and Jayet 2018). Laurent et al. (2015) concluded that miscanthus produced on average 56 % more biomass than switchgrass, which would lead to favouring miscanthus. Yet, under dry climatic conditions, miscanthus yield can be significantly reduced by water stress (Heaton et al., 2008), while switchgrass may be more drought tolerant and have better productivity than miscanthus (Mann et al., 2013).

Perennial lignocellulosic crops are also characterised by efficient nutrients' uptake due to their perennial rhizome systems, particularly in case of late harvest. As a matter of fact, nutrients

stored in below-ground components are translocated to aerial parts in the autumn (Amougou et al., 2011) and the mulch formed by the gradual decomposition of dead leaves returns nutrients to the soil, thus helping to build and sustain soil organic matter besides reducing fertiliser requirements (Cadoux et al., 2012). However, some nutrients are still removed at harvest. This may lead to long-term depletion of soil nutrient stocks (Dufossé et al., 2014). Inorganic *N* fertiliser applications may hence be considered to maintain high production levels during the rotation cycle (Dufossé et al., 2014; Cadoux et al., 2012). Being the main energy input and source of GHG emissions, *N* fertiliser is the most critical factor to consider when developing sustainable and energy efficient perennial bioenergy cropping systems. According to an OECD study (OECD, 2008), optimal *N* fertilisation mitigates the environmental impacts and ensures long-term soil fertility. Therefore, there is a need to estimate not only the technical potential, but also the economically and environmentally sustainable production potential of perennial lignocellulosic crops. This implies determining the optimal amount of *N* fertiliser that maximises growers' profitability and reduces the environmental externalities associated to *N* use.

Since miscanthus and switchgrass may compete with each other for natural resources (water and land), agricultural land use (cropland and grassland), and profitability (high and low establishment cost), we suggest to compare these candidate biomass crops side-by-side, by assessing the impact of their large-scale production on land use. In doing so, a bio-economic modelling approach is used to integrate *N* yield curves simulated by the CERES-EGC agro-ecosystem model into the AROPAj economic model for agricultural supply. An inter-temporal program is therefore developed to compute the sustainable biomass production and the amount of *N* fertiliser that maximise farmer's profitability. Using this approach, we pinpoint the economic and agricultural performance of miscanthus and switchgrass, thereby assessing their large-scale cultivation. Not only does our research present a new methodology of evaluating the potential of two competitive biomass crops, but it can also help the decision-makers to make informed choices regarding the promotion of environmentally and economically sustainable biomass production schemes.

The paper is structured as follows: Section 2 introduces the bio-economic farm modelling approach for assessing the impacts of large scale cultivation of perennial lignocellulosic crops; Section 3 reports and discusses the results. Finally, Section 4 presents some concluding remarks.

2. Bio-economic farm modelling

Over the years, model-based evaluation has been extensively used to simulate and predict the agronomic and environmental potential of lignocellulosic crops. However, if we are to provide an economic analysis of farmers' responses to changes in economic and policy contexts, crop yields, agronomic techniques and their environmental impacts need to be well represented. That can be achieved through linking biophysical and economic models, thereby applying an integrated bio-economic modelling approach in which farmers' choices are optimised. While, on the one hand, biophysical models are characterised by their ability to generate yield and emission responses to input application under different climatic and soil conditions, on the other hand, economic models allow us to derive optimal values of activity levels that further maximise farmer's profit, achieve a particular policy goal, and reduce the environmental externalities associated to the input use, mainly N-fertilisation.

Combining biophysical and economic models relies mostly on integrating environmental indicators and agronomic coefficients generated from agronomic models into mathematical programming models (Flichman, 2011) to deal with interactions between agriculture and the environment (Janssen and van Ittersum, 2007; Flichman, 2011; Shrestha et al., 2016). For instance, Belhouchette et al. (2011) linked the bio-economic farming system model FSSIM (Louhichi et al., 2010) to the cropping system model CropSyst (Stöckle et al., 2003) in order to assess the impact of the European Nitrate Directive in France. Schönhart et al. (2011) coupled the bio-economic farm optimisation model FAMOS (Schönhart et al., 2011), the crop rotation model CropRota (Schönhart, 2009), and the biophysical model EPIC (Williams, 1995; Izaurrealde et al., 2006) for spatial analysis of the cost-effectiveness of agri-environmental measures.

A second approach involves the estimation of non-linear production functions, typically N-response curves, aiming at describing more clearly and concisely the production process (Donaldson et al., 1995; Vold, 1998). Among the few farm-level models that are based on this technique, the AROPAj European agricultural supply model is of particular interest. AROPAj is indeed linked to the STICS generic crop model (Brisson et al., 2003) in order to assess the impact of farm-level autonomous adaptation to climate change (Leclère et al., 2013) and analyse the effects of N taxation under different policy scenarios (Jayet and Petsakos, 2013). In all these studies, N yield response functions were designed and assigned to representative

farm groups in France (Godard et al., 2008). The calibration step consists in choosing a single response function for every combination of arable crops and farm group among others. More recently, Humblot et al. (2017) have extended this method to integrate yield response to water availability.

2.1. Application of the CERES-EGC agro-ecosystem model: generation of N yield response curves

The growth of perennial grasses has been simulated by several models for predicting biomass yields under different environmental conditions. For instance, in case of miscanthus, the MISCANFOR model has been used in order to improve the impact of temperature and water stress on radiation use efficiency and nutrient repartition (Hastings et al., 2009). Furthermore, Kiniry et al. (2012) and Rocateli et al. (2020) have used ALMANAC model to examine the environmental factors (e.g. soil water supply) that affect miscanthus and switchgrass biomass productivity respectively. None of these two above-mentioned models integrate variations in N requirements, unlike SWAT model which has been adapted by Trybula et al. (2015) to manage nutrient storage during dormancy period and N uptake by both miscanthus and switchgrass. Likewise, STICS model has been improved to simulate biomass yield and N dynamics in rhizomes and shoots (Strullu et al., 2014), and that is only for miscanthus, switchgrass not yet being integrated. Unlike STICS, the CERES-EGC agro-ecosystem model has been recently calibrated to miscanthus and switchgrass as well (El Akkari et al., 2020). CERES-EGC is used for life cycle assessment (LCA) of second generation biofuels, more particularly to estimate N₂O emissions (Dufossé et al., 2013) and soil carbon stock changes (Dufossé et al., 2014) with the aim to optimise biofuel feedstock supply (Dufossé et al., 2016).

Among all these models, there is no perfect model to assess N emissions related to lignocellulosic plantations. Nonetheless, CERES-EGC has been successfully used to assess environmental balance of agricultural practices at the plot and regional scales. Adapted from the CERES family of soil-crop models, CERES-EGC simulates the environmental outputs related to miscanthus and switchgrass by describing the soil-crop-atmosphere processes on a daily time step (Gabrielle et al., 2014). Moreover, the model has been successfully used for environmental assessment, LCA in particular, and tested for the prediction of nitrous oxide

(N₂O) emissions and N dynamics at the plot and regional scales in Europe (Gabrielle et al., 2014). The simulation units are defined by overlaying the soil map dataset with series of geo-referenced meteorological data, land cover, administrative borders and crop management that are derived from regional statistics.

In the literature, experts agreed that N fertilisation is not usually required to maintain high yields of miscanthus and switchgrass, unless in poor soils. Nevertheless, the response to N fertiliser application has been examined in many studies, which have shown contrasting results due to variations in crop management, atmospheric conditions and soil composition. Many authors have indeed reported no yield response to N fertilisation (Christian et al., 2008; Himken et al., 1997; Shield et al., 2012; Strullu et al., 2011) while others have shown significant positive yield responses (Arundale et al., 2014; Ercoli et al., 1999, Haines et al., 2015, Pedroso et al., 2014). CERES-EGC simulations confirm the latter findings, miscanthus being more responsive to N fertiliser application than switchgrass (El Akkari et al., 2020).

2.2. The AROPAj agricultural supply model: integration of N yield response functions

Based on micro-economic approach (Arfini, 2012), the AROPAj agricultural supply model (Jayet et al., 2020) is a linear programming model intensively used to address the "agriculture-environment" interactions through assessing agro-environmental policies (Bourgeois et al., 2014; Jayet and Petsakos, 2013), climate change adaptation and mitigation (Leclère et al., 2013; De Cara and Jayet, 2011; Durandeaun et al., 2010; De Cara and Jayet, 2006), and perennial lignocellulosic crops supply (Ben Fradj et al. 2016 et 2020) at farm, regional, national and European scales. Individual farms are clustered into representative farm groups based on their technico-economic orientation, their economic size and their altitude class within regions. Covering arable crops, grasslands, fodders and livestock farming sectors, the model describes the annual supply choices of farm groups in terms of land allocation and crop and animal production. Each farm group is assumed to select the supply level and input demand that maximise the total gross margin, driven by modules representing farmer's behaviour (e.g. crop rotation, N balance, animal demography, animal feeding) and others describing the environmental impacts (e.g. direct emissions of GHG (CH₄ and N₂O) and N pollution (NO₃, NH₃ and N₂O) and different policy measures.

The linkage with a crop model has enriched the model by integrating N yield and emission functions. A high resolution spatialisation module has also been developed to spatially locate the different farm groups (Cantelaube et al., 2012). The main micro-economic data are acquired from the European Farm Accountancy Data Network (FADN), expanded by physical data on climate (¹Monitoring Agriculture from Remote Sensing project database), soils, land cover (CorineLandCover), land use (LUCAS) and terrain elevation (digital elevation model*). These data are mainly used for coupling economic and spatial distribution modules with crop models.

Given that AROPAj model optimises an objective function for a one-year period, it does not explicitly consider temporal dynamics. In previous studies, a two-step procedure was developed in order to integrate miscanthus and feed the model with appropriate information (Bourgeois et al., 2014; Ben Fradj et al., 2016). As an extension of the previous work, we suggest in this study to consider N yield curves of two perennial lignocellulosic crops, *i.e.* miscanthus and switchgrass, which are generated by CERES- EGC model. Regarding the economic information, we developed a mathematical program to optimise the temporal amount of N fertiliser required for perennial lignocellulosic crops, based on the aforementioned approach.

The modelling framework described in Figure 1 requires the use of STICS model along with CERES-EGC model. While the former is applied to simulate N yield response of a set of arable crops, *i.e.* soft and durum wheat, barley, sugar beet, potatoes, rapeseed, sunflower and soya, CERES-EGC model is used to simulate N yield response of perennial lignocellulosic crops. In relation to the existence of potential inconsistencies, both models are based on fairly similar biophysical principles since they are run on the basis of identical climate and soil data.

* Geographical information concerning altitude is obtained from the United States Geographical Survey's model GTOPO30 at the scale of 30 arc seconds (approximately 1km). Source : <https://doi.org/10.5066/F7DF6PQS> "

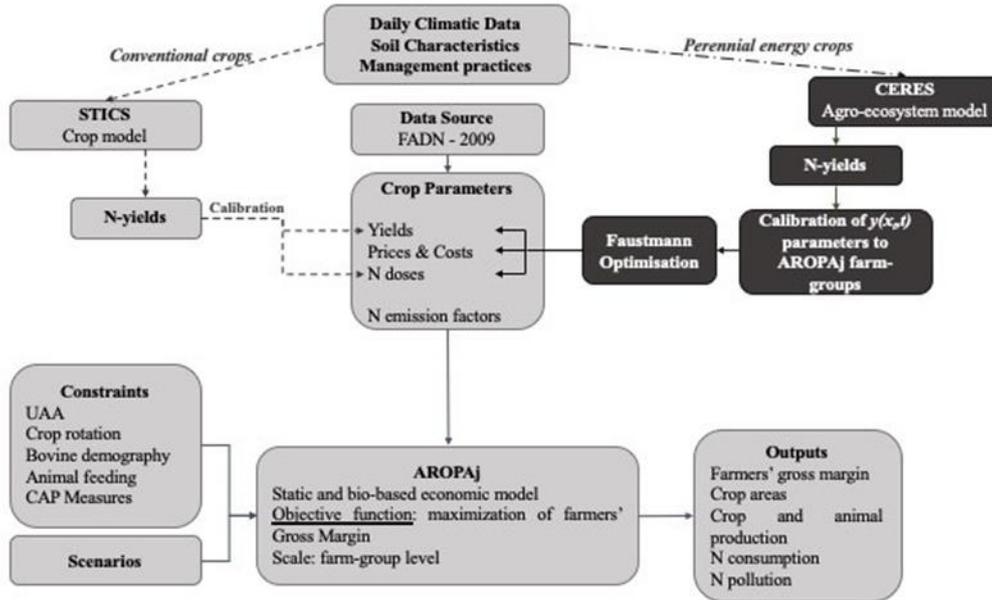


Figure 1: Schematic representation of our bio-economic modeling approach. N-yield functions are integrated into AROPAj through two biophysical models: STICS for conventional crops and CERES-EGC for perennial crops.

2.2.1. Inter-temporal optimisation of yield potential and N fertiliser application at farm level

As for annual crops, we consider that the amount of N fertiliser at time t , denoted by x_t , impacts only the t -yield, not the further time harvest across a rotation cycle. A perennial grass's yield function over time, which is denoted by $y(x_t, t)$, depends on two factors. One of them is referring to the amount of N fertiliser, *i.e.*, $f(x)$ as suggested by numerous studies (Godard et al., 2008), and the second is about the dynamic biomass production process, *i.e.*, $g(t)$ as suggested in Ben Fradj and Jayet (2018), Ben Fradj et al. (2016):

$$y(x,t) = f(x)g(t) \tag{1}$$

$f(x)$ and $g(t)$ are expressed as follows:

$$f(x) = \varphi(1 - e^{-\tau(x_0+x)}) \quad (2)$$

$$g(t) = \frac{1 - e^{-\frac{t}{b}}}{\left(1 + e^{\frac{a}{b}}\right)\left(1 + e^{-\frac{a-t}{b}}\right)} e^{\frac{a}{b} - \alpha} \quad (3)$$

φ refers to the agronomic potential, weighted by $g(t)$. τ relates to the curvature of the $f(x)$; the higher the value of τ , the lower the amount of N fertiliser required to reach a given yield. g -parameters reflect three phases: an initial increasing phase with a possible inflexion point, an intermediate stabilisation phase, and last a decline phase. φ , τ , and g -parameters depend on the chosen perennial crop and AROPAj farm groups.

At year t , and for a given perennial lignocellulosic crops grower, the t -profit function is expressed in terms of crop pricing, N cost and annual costs, respectively denoted by p_t , w_t and c_t :

$$\pi_t(x_t, t) = p_t y(x_t, t) - w_t x_t - c_t \quad (4)$$

When deciding on rotation cycle T and the amount of N fertiliser x_t , the inter-temporal optimization program can be written as follows:

$$\max_{T, x_t} V = -c_0 + \sum_{n=1}^{\infty} \int_0^T \pi_t(x_t, t) e^{-\delta((n-1)T+t)} dt \quad (5)$$

Equation 5 represents a continuous-time expression, where c_0 and δ are the rotation cost and discount rate, respectively.

The V function can be easily rewritten as follows:

$$V = \frac{-c_0}{1 - e^{-\delta T}} \int_0^T \pi_t(x_t, t) e^{-\delta t} dt \quad (6)$$

The solution of the maximisation problem leads to two optimality conditions:

$$\frac{\partial V}{\partial T} = 0 \rightarrow \frac{\pi_T}{\int_0^T \pi_t(x_t, t) e^{-\delta t} dt} = \frac{\delta}{1 - e^{-\delta T}} \quad (7)$$

$$\frac{\partial \pi_t}{\partial x} = 0 \rightarrow x_t = -x_0 + \frac{1}{\tau} \ln \frac{p_t \varphi \tau g(t)}{w_t} \quad (8)$$

The relation 7 is the transposition of the Faustmann rule in our setting. p_t and w_t are considered as constant over time. The optimal amount of N fertiliser x_t^* , yield y_t^* and profit π_t^* are expressed as follows:

$$x_t^* = -x_0 + \frac{1}{\tau} \ln \frac{p\phi\tau g(t)}{w}$$

$$y_t^* = \phi g(t) - \frac{w}{p\tau}$$

$$\pi_t^* = py_t^* - wx_t^*$$

The optimal rotation cycle T^* , which is numerically solved, is the solution of the equation 9

$$\frac{\pi_T^*}{\int_0^T \pi_t^* e^{-\delta t} dt} = \frac{\delta}{1-e^{-\delta T}} \quad (9)$$

On average, and over an optimal rotation cycle T^* , the amount of N fertiliser, yield and discounted gross margin can be easily numerically derived as follows:

$$X_T = \frac{1}{T^*} \int_0^{T^*} x_t^* dt$$

$$y_T = \frac{1}{T^*} \int_0^{T^*} y_t^* dt$$

$$\pi_T = \frac{1}{T^*} \int_0^{T^*} \pi_t^* e^{-\delta t} dt$$

2.2.2. Optimisation process at AROPAj farm group level

CERES-EGC and AROPAj have different spatial resolution scales, data being distributed at 8km x 8km and 100m x 100m grid cells, respectively. Thus, the transition from CERES-EGC simulation units to AROPAj farm group levels (Figure 2) relies first on an overlay operation of the two models' spatial grids by means of geographic Information System software, *i.e.* Quantum GIS (QGis). A calibration step is then carried out by R program. It consists on estimating N yield response functions for each AROPAj farm group based on CERES-EGC outputs.

$f(x)$, *i.e.* ϕ , τ , and x_0 and $g(t)$, *i.e.* a , b , c and d . Coefficient estimates are then weighted by probabilities of farm According to equations 1, 2 and 3, a nonlinear regression technique is

firstly used to estimate the parameters of groups' presence in each intersected cell grid within FADN regions.

Afterwards, the inter-temporal optimisation program (explained in subsection 2.2.1) calls for the calibrated N yield functions to compute the average yield, the discounted costs, and the amount of N over the optimal rotation cycle. The optimisation process is conducted separately for each AROPAj farm group via Mathematica software. Once all the aforementioned parameters are estimated, AROPAj model is run for the scenarios described in the following section.

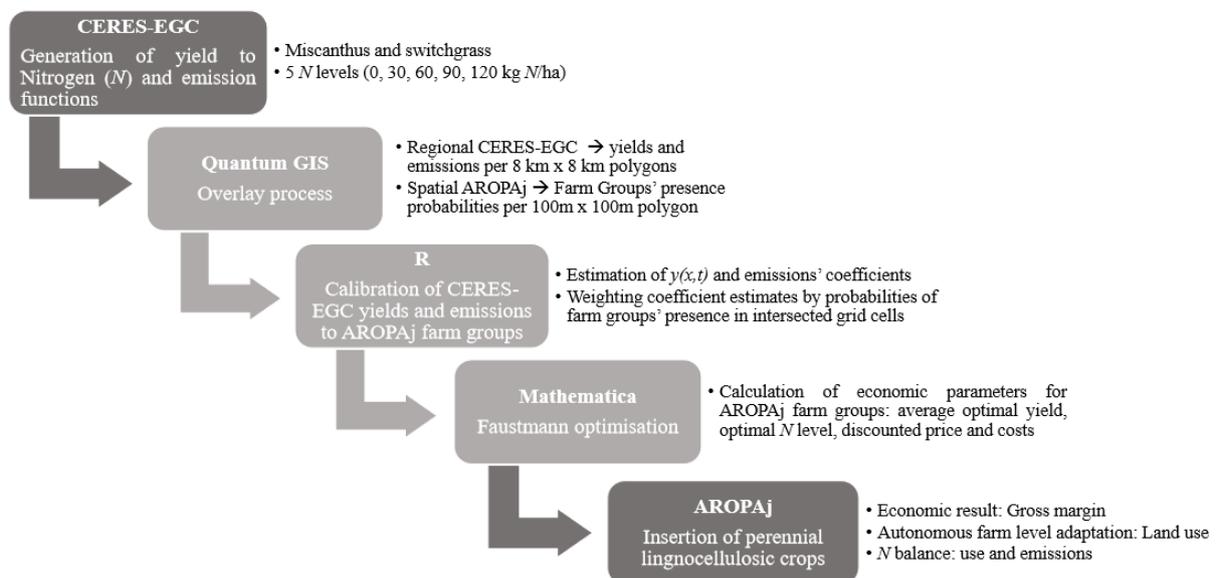


Figure 2: Transition procedure from CERES-EGC simulation units to AROPAj farm groups.

2.2.3. Simulation scenarios and assumptions

Since early harvest has been found to result in large exports of nutrients in harvested biomass and does not appear as a sustainable management option (Cadoux et al., 2012), only perennial lignocellulosic crops with late harvest are considered. The yields of miscanthus and switchgrass are simulated across 5 N-fertiliser rates, varying from 0 to 120 kg N per hectare (ha^{-1}) by 30 kg N ha^{-1} increments, over a 26-year time frame (from 2010 to 2035). CERES-EGC and STICS models are run on the basis of similar weather data predicted by the ARPEGE meso-scale model (the ENSEMBLE project) representing the present climate.

The insertion of perennial lignocellulosic crops into AROPAj model requires economic data on their selling price, establishment and production costs, and discount rate. The selling price p_t is set at 70 € t DM⁻¹ and the discount rate (δ) equals 5 %. The rotation costs (c_0) paid off over each T cycle duration in an infinite sequence are about 4700 and 800 € ha⁻¹ for miscanthus and switchgrass, respectively. These costs include rhizome purchase, planting, cultivation, and herbicides for weed control, occurring in the first year of rotation cycle. Annual production costs (c_t) occur in the end of the second year and are paid over (T - 1) years. They pertain to variable costs and include expenses related to fertilisation, harvest and storage. While the price of N is fixed at 1.75 € kg⁻¹ N, harvest and storage costs are set at 15 and 12 € per ton dry matter (t DM), respectively.

In this study, the V5-AROPAJ model in which 155 farm groups are created from French individual 2009-FADN surveyed farms, is used. The Utilized Agricultural Area (UAA) accounts for 23.3 million hectares over 21 FADN regions located in metropolitan France. In order to limit the conversion of arable areas, different scenarios of perennial lignocellulosic crops area threshold are set to constraint miscanthus and switchgrass to grow on limited acreage. In this sense, the threshold varies varying between 1 and 20 % of AROPAj farm groups' UAA. Regarding the length of rotation cycle, it is endogenously calculated by the inter-temporal program. As the optimal rotation cycle of both crops varies between 26 and 30 years (depending on the net margin cumulated over time), an additional scenario is set for a 25-year rotation cycle in order to be in line with the literature.

3. Preliminary results and discussion

In this section, the impacts of integrating perennial lignocellulosic crops are assessed at farm group and regional levels. The inter-temporal optimisation outputs in terms of profitability, optimal rotation, yield and N fertiliser application of miscanthus and switchgrass, are firstly compared. Secondly, changes in land use allocation are assessed for different scenarios of land area constraints. To emphasize disparities between the different French regions, areas of perennial lignocellulosic crops as well as of main crop activities are distributed at regional level.

3.1. Results of the inter-temporal optimisation

Figure 3 shows the distribution of rotation cycle, yield, and N fertiliser amount of perennial lignocellulosic crops. Only optimal values estimated using Faustmann rule-based method (explained in subsection 2.2.1) are reported. One can notice that miscanthus reaches higher optimal yields than switchgrass. In fact, miscanthus optimal yields vary significantly across the farm groups from 16 t DM ha⁻¹yr⁻¹ to 25 t DM ha⁻¹yr⁻¹ resulting from rotation cycles of 30 and 26 years, respectively. Regarding switchgrass, optimal yield variation is between 6 t DM ha⁻¹yr⁻¹ and 10 t DM ha⁻¹yr⁻¹ corresponding to optimal rotation cycles of 26 and 28 years, respectively. In general, maximum yields pertain to the crop's response to N fertilisation. As previously mentioned, and compared to switchgrass, miscanthus is more responsive to an increase in N fertiliser application, fertilised plots being more productive than unfertilised ones. This is also reflected at farm group scale since miscanthus requires higher amounts of N fertiliser than does switchgrass. While optimal amount of N fertiliser varies between 30 and 117 kg N ha⁻¹ in case of miscanthus, it barely exceeds 33 kg N ha⁻¹ with lowest amount of 8 kg N ha⁻¹ in case of switchgrass. In any case, the yield response differs according to the land capability classes, being more important on deep soils with high plant available water content than shallow or sandy soils with lower water holding capacity.

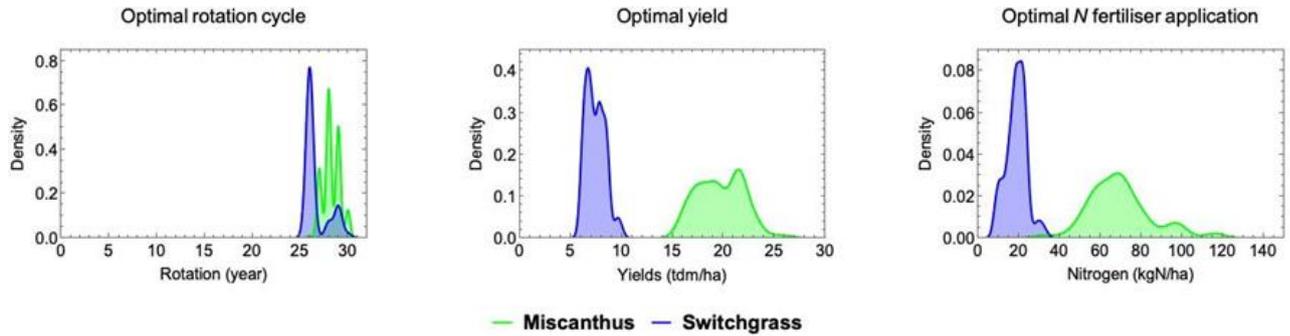


Figure 3: Distribution of optimal rotation cycle, yield, and N fertiliser amounts among AROPAj farm groups in France.

Based on the initial parameter values, the Cumulative Net Margin (CNM) is calculated by adding the potential net revenues over the time, thereby indicating the optimal rotation cycle and amount of N fertiliser for which maximum profits from growing perennial lignocellulosic crops are achieved. From Figure 4, one can notice that CNM is sensitive to N fertilisation so that it increases gradually until the optimal amount of N fertiliser is reached. Beyond that level, CNM starts decreasing due to yield decline (crop ageing effect after having passed a productivity optimum). It is also shown that growing miscanthus is so far more profitable than growing switchgrass, although miscanthus requires higher establishment cost (4 700 € ha⁻¹) than that of switchgrass (800 € ha⁻¹). This can be explained by the difference in yield potential between the two crops (Figure 3). The higher the yield potential, the earlier the investment is returned. For instance, and depending on N fertiliser levels, the investment can be returned as of 9th and 11th rotation year in case of miscanthus and switchgrass respectively.

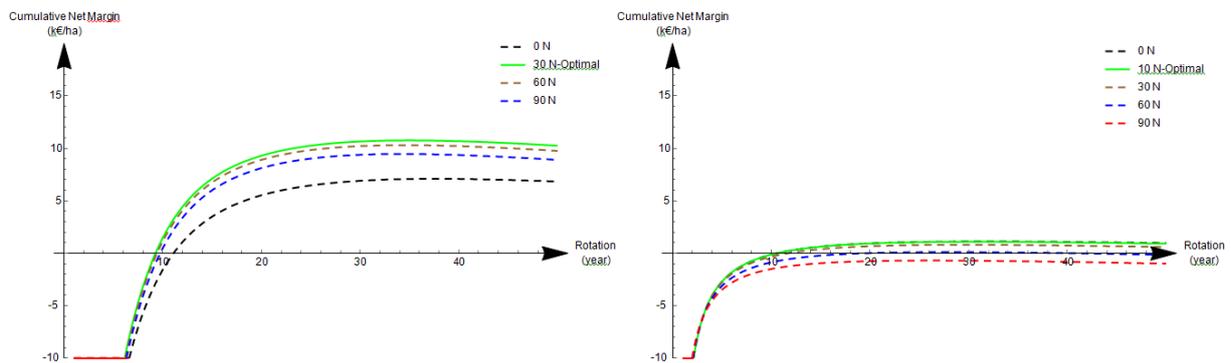


Figure 4: Variation of cumulative net margins of perennial lignocellulosic crops: miscanthus (right) and switchgrass (left) calculated using Faustmann rule-based approach - An example of estimates at AROPAj farm group level.

3.2. Impacts on land use allocation

In addition to the long-term profitability problem, the farmer has to deal with questions related to land use change. Perennial lignocellulosic crops are, in fact, highly recommended to be grown on marginal and low-quality soils to avoid competition with food crops. However, in doing so, yield records are proven to be low so that profitable revenue cannot be achieved (Ben Fradj and Jayet, 2018). Therefore, in this modelling exercise, it is assumed that farmers are given the choice to grow perennial lignocellulosic crops on any land use, but on a limited UAA fraction.

Table 1 shows the variation in land share of crop activities at the national scale for different scenarios of perennial lignocellulosic crops area threshold and rotation cycle. The higher the threshold, the larger the perennial lignocellulosic crops area. As long as miscanthus yields remain high, it is the most grown crop and its area may reach, for instance, 2.9 and 10.7 % for perennial lignocellulosic crops area thresholds of 5 and 20 %, respectively. The same thresholds may lead farmers to grow switchgrass on smaller area varying between 0.3 and 1.2 %, respectively. Therefore, miscanthus and switchgrass can be grown up to 7 % of UAA, displacing only 5 % of arable crops, threshold required for integrating Ecological Focus Area (EFA) as a greening measure.

Table 1: Aggregated land share (in %) on a country-wide scale per scenario of allowed area

Scenarios			Cereals	Root crops	Oilseeds	Legumes	Industrial crops	Fodders	Grassland	Fallow	Miscanthus	Switchgrass
BAU - Reference scenario			36.3	27.7	7.8	0.5	0.5	10.4	12.6	4.1	0.0	0.0
With perennial energy crops	Rotation period (years)	Allowed area (% of UAA)										
	25	1	36.0	27.2	7.7	0.5	0.5	10.3	12.6	4.4	0.6	0.1
	25	3	35.4	27.1	7.6	0.5	0.5	10.1	12.4	4.3	1.7	0.2
	25	5	34.9	27.0	7.5	0.5	0.5	9.9	12.3	4.2	2.9	0.3
	25	7	34.3	26.9	7.4	0.5	0.5	9.7	12.2	4.1	4.0	0.5
	25	10	33.5	26.7	7.2	0.5	0.5	9.5	11.9	3.9	5.6	0.6
	25	20	31.1	26.2	6.7	0.5	0.4	8.7	11.1	3.5	10.7	1.2
	35	1	36.0	27.2	7.7	0.5	0.5	10.3	12.6	4.4	0.6	0.1
35	3	35.4	27.1	7.6	0.5	0.5	10.1	12.4	4.3	1.9	0.2	
35	5	34.7	27.0	7.4	0.5	0.5	9.9	12.3	4.2	3.1	0.3	
35	7	34.1	26.9	7.3	0.5	0.5	9.7	12.2	4.1	4.3	0.5	
35	10	33.3	26.7	7.1	0.5	0.4	9.4	11.9	3.9	6.0	0.6	
35	20	30.6	26.2	6.5	0.5	0.4	8.6	11.1	3.4	11.5	1.2	

In this regard, 30 % of greening direct payments are committed, among other measures, to favour the conversion of 5 % of arable land into EFA. Since 2018, miscanthus has become

eligible for EFA. It could therefore be promoted within the new post 2020 CAP framework and integrated into farming systems as part of first and second pillars without jeopardising food security. Characterised by perennial and deep rhizome system, perennial lignocellulosic crops are more likely to be grown not only on areas representing high risk of organic matter decline, water erosion and drought, but also on water resource areas protected by the Nitrate and Water Directives.

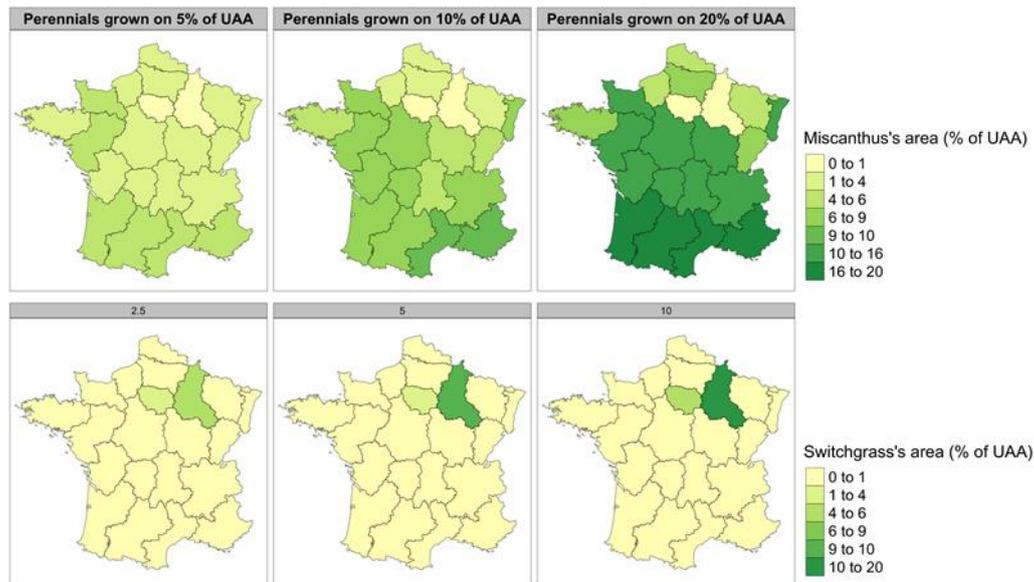


Figure 5: Regional distribution of perennial lignocellulosic crops areas over French FADN regions for different scenarios of area threshold and 25-year rotation cycle.

The mapped illustrations in Figure 5 and 7 (in Appendix 1) emphasize the direct land use change (dLUC) following the integration of perennial lignocellulosic crops into farming systems. According to our estimates, when perennial lignocellulosic crops area is constrained to 5 % of UAA, it may reach 1.644 Mha in France but with important regional disparities. In this regard, for perennial lignocellulosic crops area threshold of 5 %, miscanthus and switchgrass may be grown in different regions, the latter being concentrated in two northern regions, *i.e.* Île-de-France and Champagne-Ardenne, on 1.3 and 4.9 % of UAA, respectively, thereby representing 76 000 ha. Regarding miscanthus, it may predominate in western, central and southern regions with acreages exceeding 660 000 ha. The acreage of both crops increases with the threshold required for their plantation, but miscanthus may be grown on larger scale than does switchgrass.

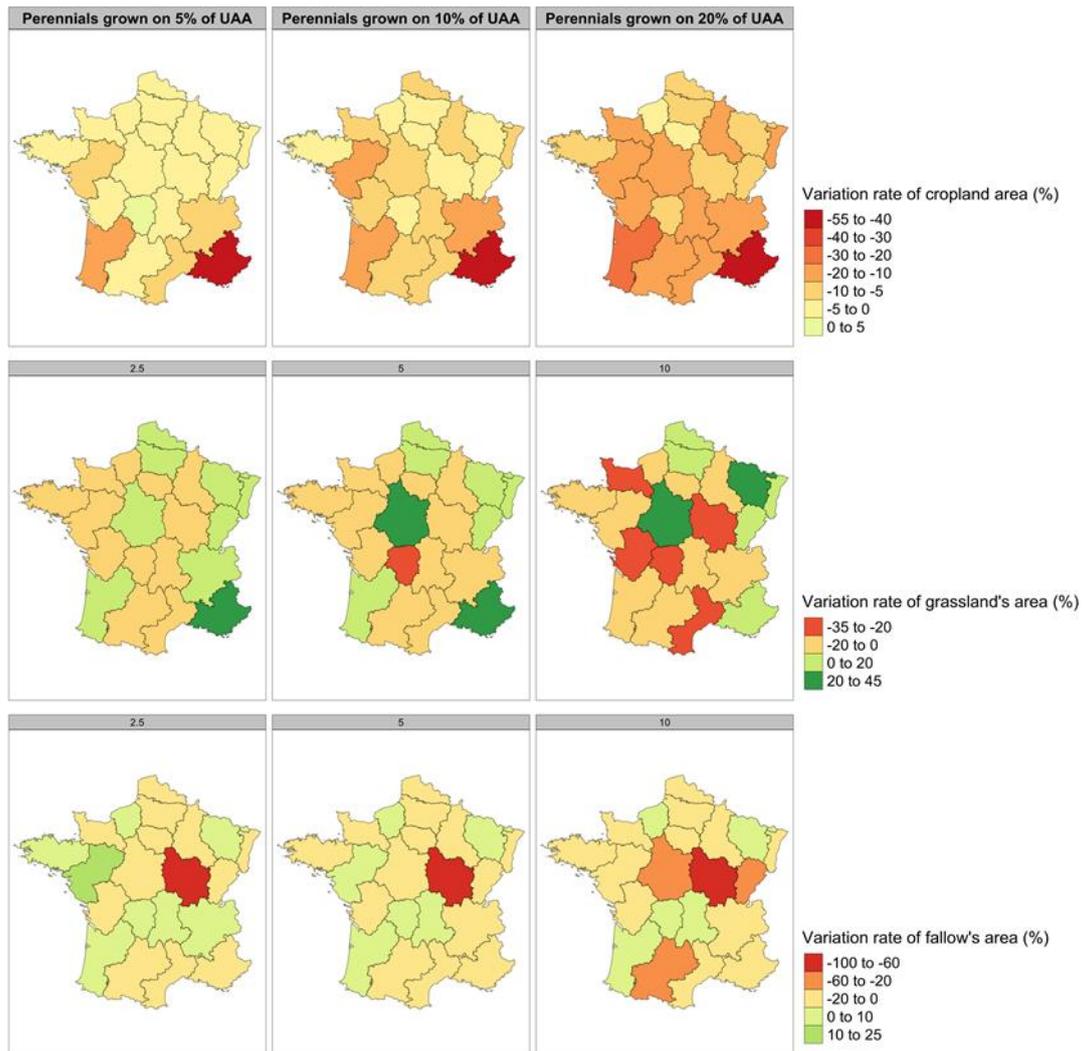


Figure 6: Variation in land use allocation (in %) for different scenarios of area threshold and 25-year rotation cycle according to French FADN regions - Values assessed against a baseline situation in which perennial lignocellulosic crops are not considered for plantation.

Figure 6 presents the farmers' choices in terms of land use allocation when perennial lignocellulosic crops are integrated into farming systems. If farmers decide to grow perennial lignocellulosic crops, they ensure that the new cropping plan must achieve higher economic result than that of the current one, especially when the new crops are economically unattractive, characterise by long life span, and involve regulatory risk deriving from agricultural and energy policies (Sherrington et al., 2008; Sherrington and Moran, 2010). Therefore, growing perennial lignocellulosic crops at the expense of cropland, to a lower extent, grassland and fallow results from farmers' need to allocate small share of productive land (on which perennial lignocellulosic crops yield potential is relatively high) for a swift return on investment. In this sense, one can also notice from Figure 6 that growing perennial

lignocellulosic crops results in mixed LUC effects. While displacing cropland and grassland is the most likely impact, cross-substitution effects between cropland and grassland/fallow may also exist. For instance, integrating miscanthus into farming systems may lead to a reallocation of grassland/fallow in the detriment to cropland (and vice-versa). Regarding switchgrass, in addition to cropland, grassland and to a lower extent fallow may be displaced.

Depending on soil and climate conditions, the choice of land use on which perennial lignocellulosic crops can be grown relates highly not only to the production costs, but also to the productivity factor. Unlike switchgrass, miscanthus requires deep soils with high water content and thus is sensitive to water stress. Considering the French land capability classes and rainfall distributions, and compared to switchgrass, miscanthus is by far the ideal crop that yields the highest biomass quantities particularly in central and southern regions (see Chapter 4), despite the high establishment cost and its low tolerance to water stress and droughts (more likely in these regions). Yet, and given ARPEGE projections, a decrease in soil wetness due to irregular rainfalls and temperature increase is reported by 2035, central and southern regions being less affected than north-eastern and north-western ones (Figure 9, in Appendix 3). Farmers may hence consider, as adaptation strategy, to grow drought resistant plants like switchgrass in water- stressed and shallow/sandy areas. In general, these areas involve farms with significant livestock activities.

In further work, the above-mentioned statement needs to be explored more thoroughly by assessing the land use change in the near and future climate horizons since only current climate is so far considered. Furthermore, in this study, the "water-related factor" has deliberately been ignored. In fact, since neither miscanthus nor switchgrass are irrigated, their respective yields were calibrated considering only N effect, and thus ignoring the water to yield response. Both crops were therefore integrated into AROPAj model with 100 % of yield potential, which could have led to an overestimate of dLUC impacts. Hence, there is a need to include in perennial lignocellulosic crops yield functions a drought-related parameter allowing a yield potential variation as a function of water availability in the soil.

Following the bioeconomic optimization made by coupling the two models CERES-EGC and AROPAj, it is necessary to proceed to a life cycle analysis of the entire biofuel production chain for different regions.

Conclusion

In this study, we aimed to compare two perennial lignocellulosic crops, *i.e.* miscanthus and switchgrass, in terms of profitability and impacts on land use allocation. Considering its high productivity in the current climate, miscanthus can be grown on larger scale than does switchgrass. Nonetheless, the two crops may compete with one another for natural resources (water and soil), agricultural land use (cropland and grassland), and profitability (high versus low establishment costs). For instance, unlike miscanthus, switchgrass is characterised by lower establishment costs and higher adaptability to low-quality land, which make its production far more efficient in low water-stressed areas, generally located in crop-oriented regions. From a profitability perspective, farmers tend to grow miscanthus on relatively high quality soils, according to our modelling approach, to ensure a rapid return on investment, which reflects rational choices.

References

- Amougou, N., I. Bertrand, J.-M. Machet, and S. Recous (2011). Quality and decomposition in soil of rhizome, root and senescent leaf from miscanthus x giganteus, as affected by harvest date and n fertilization. *Plant and Soil* 338(1), 83–97.
- Arfini, F. (2012). Bio-economic models applied to agricultural systems. *European Review of Agricultural Economics* 39(5), 884.
- Arundale, R. A., F. G. Dohleman, T. B. Voigt, and S. P. Long (2014). Nitrogen Fertilization Does Significantly Increase Yields of Stands of Miscanthus x giganteus and Panicum virgatum in Multiyear Trials in Illinois. *Bioenergy Research*.
- Belhouchette, H., K. Louhichi, O. Therond, I. Mouratiadou, J. Wery, M. van Ittersum, and G. Flichman (2011). Assessing the impact of the nitrate directive on farming systems using a bio-economic modelling chain. *Agricultural Systems* 104(2), 135 – 145.
- Ben Fradj, N., P. Jayet, and P. Aghajanzadeh-Darzi (2016, mar). Competition between food, feed, and (bio)fuel: A supply-side model based assessment at the European scale. *Land Use Policy* 52, 195–205.
- Ben Fradj, N. and P.-A. Jayet (2018). Optimal management of perennial energy crops by farming systems in france: A supply- side economic analysis. *Biomass and Bioenergy* 116, 113–121.
- Ben Fradj, N., P. A. Jayet, S. Rozakis, E. Georganta, and A. Ječdrejek (2020). Contribution of agricultural systems to the bioeconomy in poland: Integration of willow in the context of a stylised cap diversification. *Land Use Policy* 99, 104797.
- Ben Fradj, N., S. Rozakis, M. Borzecka, and M. Matyka (2020). Miscanthus in the european bio-economy: A network analysis. *Industrial Crops and Products* 148, 112281.
- Bourgeois, C., N. Ben Fradj, and P.-A. Jayet (2014). How cost-effective is a mixed policy targeting the management of three agricultural n-pollutants? *Environmental Modeling & Assessment* 19(5), 389–405.
- Brisson, N., C. Gary, E. Justes, R. Roche, B. Mary, D. Ripoche, D. Zimmer, J. Sierra, P. Bertuzzi, P. Burger, F. Bussièrè,
- Y. Cabidoche, P. Cellier, P. Debaeke, J. Gaudillère, C. Hénault, F. Maraux, B. Seguin, and H. Sinoquet (2003). An overview of the crop model stics. *European Journal of Agronomy* 18(3–4), 309 – 332.
- Cadoux, S., A. B. Riche, N. E. Yates, and J.-M. Machet (2012). Nutrient requirements of miscanthus x giganteus: Conclusions from a review of published studies. *Biomass and Bioenergy* 38, 14 – 22.
- Cantelaube, P., P.-A. Jayet, F. Carré, P. Zakharov, and C. Bamps (2012). Geographical downscaling of outputs provided by an economic farm model calibrated at the regional level. *Land Use Policy* 29, 35–44.
- Carriquiry, M. A., X. Du, and G. R. Timilsina (2011). Second generation biofuels: Economics and policies. *Energy Policy* 39(7), 4222 – 4234. Special Section: Renewable energy policy and development.
- Christian, D., A. Riche, and N. Yates (2008). Growth, yield and mineral content of miscanthus x giganteus grown as a biofuel for 14 successive harvests. *Industrial Crops and Products* 28(3), 320 – 327.

- Chum, H., A. Faaij, J. Moreira, and al. (2011). Bioenergy. In S. Y. e. a. Edenhofer O, Pichs Madruga R (Ed.), IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York.
- De Cara, S. and P.-A. Jayet (2006). Mitigation of greenhouse gas emissions in EU agriculture: An assessment of the costs of reducing agricultural emissions and enhancing carbon sinks in agricultural soils. In INSEA Report SSP1-CT-2003-503614- Final, European Commission, INSEA, IIASA, Laxenburg, Austria.
- De Cara, S. and P.-A. Jayet (2011). Marginal abatement costs of greenhouse gas emissions from european agriculture, cost effectiveness, and the eu non-ets burden sharing agreement. *Ecological Economics* 70, 1680–1690.
- Donaldson, A., G. Flichman, and J. Webster (1995). Integrating agronomic and economic models for policy analysis at the farm level: The impact of {CAP} reform in two european regions. *Agricultural Systems* 48(2), 163 – 178.
- Drewer, J., J. W. Finch, C. R. Lloyd, E. M. Baggs, and U. Skiba (2012). How do soil emissions of N₂O, ch₄ and co₂ from perennial bioenergy crops differ from arable annual crops? *GCB Bioenergy* 4(4), 408–419.
- Dufossé, K., J. Drewer, B. Gabrielle, and J. L. Drouet (2014). Effects of a 20-year old *Miscanthus x giganteus* stand and its removal on soil characteristics and greenhouse gas emissions. *Biomass and Bioenergy* 69, 198–210.
- Dufossé, K., J.-L. Drouet, and B. Gabrielle (2016). Agro-ecosystem modeling can aid in the optimization of biomass feedstock supply. *Environmental Modelling and Software* 85, 139 – 155.
- Dufossé, K., B. Gabrielle, J. Drouet, and C. Bessou (2013). Using agroecosystem modeling to improve the estimates of N₂O emissions in the lifecycle assessment of biofuels. *Waste and Biomass Valorization* 4(3), 593–606.
- Durandau, S., B. Gabrielle, C. Godard, P.-A. Jayet, and C. Le Bas (2010). Coupling biophysical and microeconomic models to assess the effect of mitigation measures on greenhouse gas emissions from agriculture. *Climatic Change* 98, 51–73.
- EC COM 673, (2018). A sustainable Bioeconomy for Europe: strengthening the connection between economy, society and the environment. Technical report.
- El Akkari, M., F. Ferchaud, L. Strullu, I. Shield, A. Perrin, J. L. Drouet, P. A. Jayet, and B. Gabrielle (2020). Using a crop model to benchmark miscanthus and switchgrass. *Energies* 13(15).
- Ercoli, L., M. Mariotti, A. Masoni, and E. Bonari (1999). Effect of irrigation and nitrogen fertilization on biomass yield and efficiency of energy use in crop production of *Miscanthus*. *Field Crops Research* 63(1), 3–11.
- Flichman, G. (2011). *Bio-Economic Models applied to Agricultural Systems*. Dordrecht (Pays-Bas) : Springer.
- Gabrielle, B., N. Gagnaire, R. S. Massad, K. Dufossé, and C. Bessou (2014). Environmental assessment of biofuel pathways in Ile de France based on ecosystem modeling. *Bioresource Technology* 152, 511–518.
- Godard, C., J. Roger-Estrade, P.-A. Jayet, N. Brisson, and C. Le Bas (2008, apr). Use of available information at a European level to construct crop nitrogen response curves for the regions of the EU. *Agricultural Systems* 97(1-2), 68–82.
- Haines, S. A., R. J. Gehl, J. L. Havlin, and T. G. Ranney (2015). Nitrogen and Phosphorus Fertilizer Effects on Establishment of Giant *Miscanthus*. *Bioenergy Research* 8(1), 17–27.

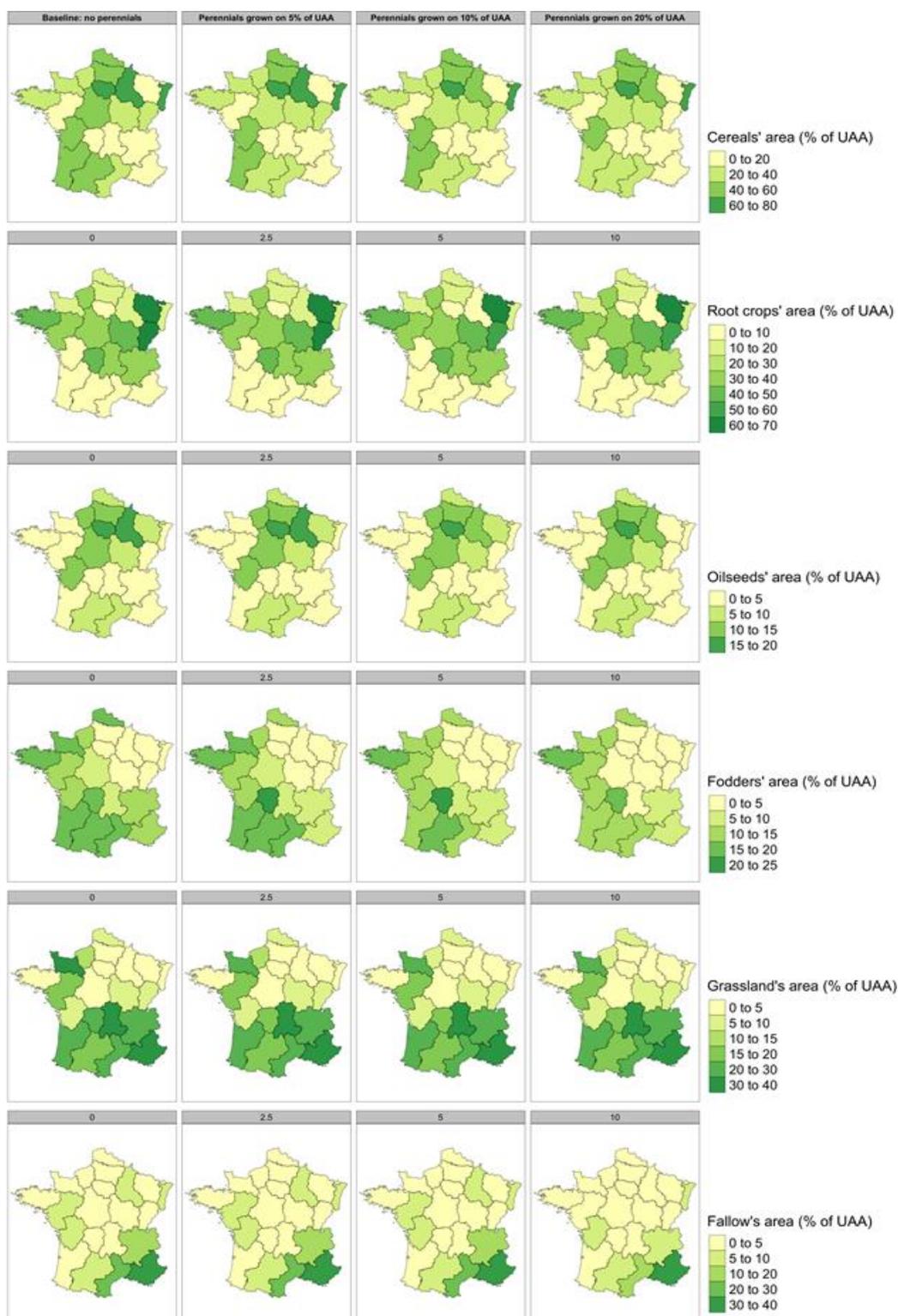
- Hastings, A., J. Clifton-Brown, M. Wattenbach, C. P. Mitchell, and P. Smith (2009). The development of MISCANFOR, a new *Miscanthus* crop growth model: towards more robust yield predictions under different climatic and soil conditions. *Global Change Biology - Bioenergy* 1, 154–170.
- Heaton, E. A., F. G. Dohleman, and S. P. Long (2008). Meeting US biofuel goals with less land: The potential of *Miscanthus*. *Global Change Biology* 14(9), 2000–2014.
- Himken, M., J. Lammel, D. Neukirchen, U. Czypionka-Krause, and H.-W. Olf (1997). Cultivation of *Miscanthus* under west european conditions: Seasonal changes in dry matter production, nutrient uptake and remobilization. *Plant and Soil* 189(1), 117–126.
- Humblot, P., P.-A. Jayet, and A. Petsakos (2017). Farm-level bio-economic modeling of water and nitrogen use: Calibrating yield response functions with limited data. *Agricultural Systems* 151, 47 – 60.
- Izaurrealde, R., J. Williams, W. McGill, N. Rosenberg, and M. Q. Jakas (2006). Simulating soil c dynamics with epic: Model description and testing against long-term data. *Ecological Modelling* 192(3–4), 362 – 384.
- Janssen, S. and M. K. van Ittersum (2007). Assessing farm innovations and responses to policies: A review of bio-economic farm models. *Agricultural Systems* 94(3), 622 – 636.
- Jayet, P.-A. and A. Petsakos (2013). Evaluating the efficiency of a uniform n-input tax under different policy scenarios at different scales. *Environmental Modeling & Assessment* 18(1), 57–72.
- Jayet, P.-A., A. Petsakos, R. Chakir, A. Lungarska, S. De Cara, E. Petel, P. Humblot, C. Godard, D. Leclère, P. Cante-laube, C. Bourgeois, M. Clodic, L. Bamière, N. Ben Fradj, P. Aghajanzadeh-Darzi, G. Dumollard, A. Isbașoiu, J. Adrian, G. Pilchak, M. Bounaffaa, D. Barberis, C. Assaiante, M. Ollier, L. Henry, A. Florio, I. Chidami, and E. Gossiaux (2020). The European agro-economic AROPAj model. Thiverval-Grignon, [https://www6.versailles-grignon.inra.fr/economie_publique_eng/Research-work:INRA, UMR Economie Publique](https://www6.versailles-grignon.inra.fr/economie_publique_eng/Research-work:INRA,UMR%20Economie%20Publique).
- Kiniry, J. R., M. V. V. Johnson, S. B. Bruckerhoff, J. U. Kaiser, R. L. Cordsiemon, and R. D. Harmel (2012). Clash of the Titans: Comparing Productivity Via Radiation Use Efficiency for Two Grass Giants of the Biofuel Field. *Bioenergy Research* 5(1), 41–48.
- Kraska, T., B. Kleinschmidt, J. Weinand, and R. Pude (2018). Cascading use of *Miscanthus* as growing substrate in soilless cultivation of vegetables (tomatoes, cucumbers) and subsequent direct combustion. *Scientia Horticulturae* 235, 205 – 213.
- Laurent, A., E. Pelzer, C. Loyce, and D. Makowski (2015). Ranking yields of energy crops: A meta-analysis using direct and indirect comparisons. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 46, 41 – 50.
- Leclère, D., P.-A. Jayet, and N. de Noblet-Ducoudré (2013). Farm-level autonomous adaptation of european agricultural supply to climate change. *Ecological Economics* 87, 1 – 14.
- Lewandowski, I., J. Clifton-Brown, L. M. Trindade, G. C. van der Linden, K.-U. Schwarz, K. Müller-Sämman, A. Anisimov, C.-
- L. Chen, O. Dolstra, I. S. Donnison, K. Farrar, S. Fonteyne, G. Harding, A. Hastings, L. M. Huxley, Y. Iqbal, N. Khokhlov, A. Kiesel, P. Lootens, H. Meyer, M. Mos, H. Muylle, C. Nunn, M. Özgüven, I. Roldán-Ruiz, H. Schüle, I. Tarakanov, T. van der Weijde, M. Wagner, Q. Xi, and O. Kalinina (2016). Progress on Optimizing

- Miscanthus Biomass Production for the European Bioeconomy: Results of the EU FP7 Project OPTIMISC. *Frontiers in Plant Science* 7, 16–20.
- Louhichi, K., A. Kanellopoulos, S. Janssen, G. Flichman, M. Blanco, H. Hengsdijk, T. Heckelei, P. Berentsen, A. O. Lansink, and M. V. Ittersum (2010). Fssim, a bio-economic farm model for simulating the response of {EU} farming systems to agricultural and environmental policies. *Agricultural Systems* 103(8), 585 – 597.
- Mann, J. J., J. N. Barney, G. B. Kyser, and J. M. DiTomaso (2013). Root system dynamics of miscanthus \times giganteus and panicum virgatum in response to rainfed and irrigated conditions in california. *BioEnergy Research* 6(2), 678–687.
- Pedroso, G. M., R. B. Hutmacher, D. Putnam, J. Six, C. van Kessel, and B. A. Linquist (2014). Biomass yield and nitrogen use of potential C4 and C3 dedicated energy crops in a Mediterranean climate. *Field Crops Research* 161, 149–157.
- Rocateli, A. C., A. J. Ashworth, C. P. West, K. R. Brye, M. P. Popp, and J. R. Kiniry (2020). Simulating switchgrass biomass productivity using almanac. i. calibration of soil water. *Agronomy Journal* 112(1), 183–193.
- Scarlat, N., J.-F. Dallemand, F. Monforti-Ferrario, and V. Nita (2015). The role of biomass and bioenergy in a future bioeconomy: Policies and facts. *Environmental Development* 15, 3 – 34.
- Schönhart, M., T. Schauppenlehner, E. Schmid, and A. Muhar (2011a). Analysing the maintenance and establishment of orchard meadows at farm and landscape levels applying a spatially explicit integrated modelling approach. *Journal of Environmental Planning and Management* 54(1), 115–143.
- Schönhart, M., T. Schauppenlehner, E. Schmid, and A. Muhar (2011b). Integration of biophysical and economic models to analyze management intensity and landscape structure effects at farm and landscape level. *Agricultural Systems* 104(2), 122 – 134.
- Schönhart, M., S. E. S. U. (2009). Croprota - a model to generate optimal crop rotations from observed land use. discussion paper dp-45-2009.
- Sherrington, C., J. Bartley, and D. Moran (2008). Farm-level constraints on the domestic supply of perennial energy crops in the uk. *Energy Policy* 36(7), 2504–2512.
- Sherrington, C. and D. Moran (2010). Modelling farmer uptake of perennial energy crops in the UK. *Energy Policy* 38(7), 3567–3578.
- Shield, I. F., T. J. P. Barraclough, A. B. Riche, and N. E. Yates (2012). The yield response of the energy crops switchgrass and reed canary grass to fertiliser applications when grown on a low productivity sandy soil. *Biomass and Bioenergy*.
- Shrestha, S., A. Barnes, and B. V. Ahmadi (2016). *Farm-level Modelling: Techniques, Applications and Policy*. CABI.
- Strullu, L., N. Beaudoin, I. G. de Cortazar Atauri, and B. Mary (2014). Simulation of Biomass and Nitrogen Dynamics in Perennial Organs and Shoots of Miscanthus \times Giganteus Using the STICS Model. *Bioenergy Research* 7(4), 1253–1269.
- Strullu, L., S. Cadoux, M. Preudhomme, M.-H. Jeuffroy, and N. Beaudoin (2011). Biomass production and nitrogen accumulation and remobilisation by miscanthus \times giganteus as influenced by nitrogen stocks in belowground organs. *Field Crops Research* 121(3), 381 – 391.
- Stöckle, C. O., M. Donatelli, and R. Nelson (2003). Cropsyst, a cropping systems simulation model. *European Journal of Agronomy* 18(3–4), 289 – 307.

- Trybula, E. M., R. Cibin, J. L. Burks, I. Chaubey, S. M. Brouder, and J. J. Volenec (2015). Perennial rhizomatous grasses as bioenergy feedstock in swat: parameter development and model improvement. *GCB Bioenergy* 7(6), 1185–1202.
- Vold, A. (1998). A generalization of ordinary yield response functions. *Ecological Modelling* 108(1–3), 227 – 236.
- Wahid, R., S. Nielsen, V. Hernandez, A. Ward, R. Gislum, U. Jørgensen, and H. Møller (2015). Methane production potential from miscanthus sp.: Effect of harvesting time, genotypes and plant fractions. *Biosystems Engineering* 133, 71–80.
- Williams, J. (1995). *Computer Models of Watershed Hydrology*, Chapter The EPIC model, pp. 909–1000. Water Resources Publications, Colorado.

Supplementary Material

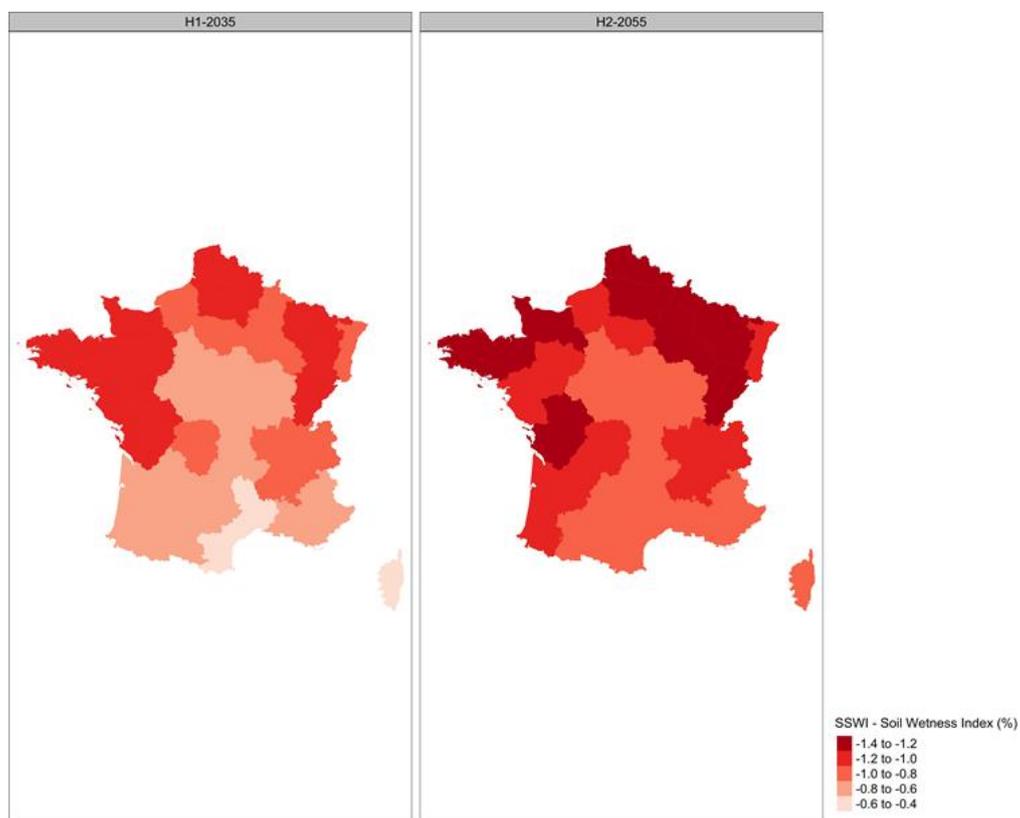
Appendix 1: Regional distribution of arable and grassland areas over French FADN regions for different scenarios of area threshold and 25-year rotation cycle.



Appendix 2: Mapped illustration of metropolitan France consisting of 21 FADN regions.



Appendix 3: Regional distribution of soil wetness index (in %) given by ARPEGE climate projections.



CHAPITRE 6

SPATIALLY EXPLICIT ENVIRONMENTAL ASSESSMENT OF BIOETHANOL FROM MISCANTHUS AND SWITCHGRASS IN FRANCE

Ce chapitre étant le dernier de cette thèse, il a pour objectif de faire une évaluation environnementale de toute la chaîne de production du bioéthanol de deuxième génération issu des deux cultures lignocellulosiques miscanthus et switchgrass dans les 21 régions de France métropolitaine. Il se base sur une ACV qui a été conduite en utilisant les rendements et les émissions azotées simulées pour les deux cultures sur ces régions avec différentes doses d'azote à l'aide du modèle CERES-EGC. Les changements d'affectation des sols ont été pris en compte grâce aux simulations bioéconomiques faites par le modèle AROPAj. Une distance de transport de la biomasse a également été calculée en fonction de la capacité de production de chaque région. Ainsi régionalisée, l'ACV du bioéthanol tient compte des potentiels de production de chaque région et des contraintes logistiques associées à la fourniture d'une unité de conversion de petite taille, produisant 40 kt de carburant par an.

Ce chapitre est rédigé sous forme d'un projet d'article pour soumission à la revue « Journal of Cleaner Production ».

Abstract

Life cycle assessment (LCA) is a widely-used and recommended method for the environmental assessment of biofuels. It can also be used to aid in the selection between two candidate feedstock crops. However, its outcome strongly depends on the life-cycle inventory data and methodology put in place when setting up the LCA. In particular, agronomic variables such as crop yield, fertilizer N input rates or field emissions of reactive nitrogen are key parameters. The variations in soil carbon stocks, in relation to the type of land-use transitions that result from the establishment of energy crops are also paramount in the greenhouse gas (GHG) balance of feedstock production. Biophysical and economic models are promising tools to predict such variables and improve the reliability of inventory data.

Here, we implemented a coupling between two such models, resulting in a “bio-economic” modelling setup to capture the effect of local drivers which influence life-cycle impacts. We thus deployed a spatialization of the LCA at the scale of France. This coupling has made it possible to obtain more precise spatial data in terms of yield, nitrogen emissions and soil carbon storage rates, factoring in emissions related to direct land-use changes (dLUC) at the local scale, and indirect effects at the regional scale. Regional simulations of miscanthus and switchgrass were carried out on a regional scale with different rates of N inputs (0 kg N ha^{-1} , 30 kg N ha^{-1} , 60 kg N ha^{-1} and 90 kg N ha^{-1}), and the following impacts were calculated: GHG budgets, energy efficiency, terrestrial acidification potential and eutrophication potential. The results show that bioethanol made from the two crops achieved the GHG abatement target of 50 % compared to gasoline. The environmental impacts of bioethanol depended on crop type, with miscanthus being generally less impactful than switchgrass. Significant inter-regional variability occurred, especially in terms of soil carbon storage, which has a significant weight when calculating GHG budgets.

1. Introduction

At the Paris Conference of Parties in 2015, over 190 nations (including France) reiterated the crucial aim of keeping the increase in global average temperature relative to pre-industrial level under 2°C, and possibly under 1.5°C. Following the Paris conference, France has drawn-up a climate plan that sets the objectives to increase the share renewable energy in the final energy mix by 32 % in (2010-2035) and to reduce greenhouse gas (GHG) emissions by 40 % relative to the 1990 levels in (2010-2035), and to achieve carbon neutrality, *i.e.* zero net emissions, by 2050 (Stratégie Nationale Bas-Carbone, Mars 2020). Bioenergy plays a key role in the energy transition called for by this national plan, in particular for the transport sector with a projected increased in the use of biofuels. Transportation is both one of the largest and fastest-growing energy-intensive sectors in France. It represents 39 % of France's energy-related CO₂ emissions (CITEPA, 2019) and is the main cause of air pollution in cities. Current liquid biofuels, which include bioethanol and biodiesel, are made from sugar and starch-based crops as well as oil crops. France is EU's largest bioethanol producer but it ranks far behind the USA and Brazil the world's first and second bioethanol producer, respectively (BIOFUELS DASHBOARD IFPEN, 2020). Sugar beet and cereals (wheat and maize) are the primary feedstock for bioethanol production in France, but their low GHG savings relative to gasoline coupled to the competing food and feed demands on sugar and cereal supplies and prices limit the expansion of sugar beet and cereal-based ethanol plants (Hirani et al., 2018). Other feedstock sources for producing bioethanol are lignocellulosic biomasses such as forest residues, crop residues, and perennial crops from which bioethanol can be produced.

Among these candidate sources, lignocellulosic crops stand out due to their capacity to sustain high biomass yields on the long run, and their large GHG abatement potential. Perennial species such as miscanthus (*Miscanthus giganteus*) and switchgrass (*Panicum virgatum*) are promoted for bioethanol production because they have higher light, water, and nitrogen use efficiency and provide larger environmental benefits than cereal and sugar beet feedstocks (Tilman et al., 2009). Both miscanthus and switchgrass have been documented to be particularly well suited to the temperate regions of USA and Europe (Lewandowski et al., 2016), with recent reports proposing an expanded area of potential production based on current climatic conditions and genetics (Clifton-Brown et al., 2017). Miscanthus can mobilize mineral nutrients and carbohydrates from the leaves and stem to rhizomes, allowing a high retention of minerals in the rhizomes, thus reducing or eliminating the needs for mineral fertilizers (Dohleman and Long, 2009). Switchgrass is an inherently N-thrifty plant,

especially when managed for biomass production (Parrish and Fike, 2005). Both miscanthus and switchgrass require fewer chemical inputs than annual crops (Sokhansanj et al., 2009), produce large quantity of biomass and provide other important ecosystem services (Lewandowski and Heinz, 2003).

To address the sustainability of bioethanol production systems, it is important to account, at a local level, for land use competition and substitution, feedstock production and the spatial distribution of feedstock, as well as logistics constraints (Petersen et al., 2015; Hellmann and Verburg, 2011; Perrin et al., 2017). Life cycle assessment (LCA) has been extensively used to better understand the potential environmental impacts of biofuel systems (Cherubini et al., 2016). LCA is a standardised method that assesses the potential environmental impacts of products and services by computing the energy/material inputs and wastes released to the environment (ISO 14044, 2006). One of the limitations of the current LCA practice is that it ignores the specific spatial context in which the assessed industrial activities take place (Hellweg and Mila i Canals, 2014). Yet location matters. Indeed, the type of cellulosic energy crops cultivated and their biomass yields vary strongly according to the local and regional conditions (e.g., soils, climate, crop management), and so do the environmental impacts of cellulosic bioethanol production (Dufossé et al., 2016). Moreover, local specificities such as soil pH or buffering capacity not only affect yields, but also the impacts of crop production on the acidification of soils or water bodies (Sinistore et al., 2015). Beyond crop production, feedstock processing and conversion to bioethanol can also entail significant regional variations in the overall environmental performance of cellulosic biofuels (Hudiburg et al., 2016). The location of conversion plants plays a key role in overall environmental impacts of biofuels through fuel consumption during the transport of feedstock to the conversion plant. Therefore, regional focused LCA are needed to evaluate the GHG reduction potential, and air emission impacts on a regional scale (Hellweg et Mila i Canals, 2014; Dufossé et al., 2013).

Earlier studies on the energy balance and climate effects of cellulosic bioethanol relied on attributional LCA which uses normative cut-off rules and allocation to isolate the investigated product system from the rest of the World. And by this, it ignores a lot of the physical and economic causalities that are related to the life cycle of a product. They concluded that cellulosic bioethanol (also referred to as 2nd generation bioethanol) has a positive energy balance and can help to secure domestic energy supply, (Cherubini, 2010). They also found that cellulosic bioethanol is more energy efficient than the 1st generation bioethanol made from food crops (Whitaker et al., 2010; Farrell et al., 2006) . With regard to the climate

effects, the studies reported significant reduction in GHG emissions from cellulosic bioethanol relative to gasoline and 1st generation bioethanol (Spatari and MacLean, 2010; Schmer et al., 2008; Kim and Dale, 2004), and increases for other impacts such as acidification and eutrophication (Bai et al., 2010). However, these earlier studies were criticised for their narrow system boundaries and inability to capture land use change effects (Searchinger et al., 2008). Most of LCA studies ignore the spatial heterogeneity of growing conditions within regions. Consequently, they did not address the relative importance of climate, weather, soil, farming practices, pre-processing methods and conversion methods to the environmental impacts of cellulosic biofuels. More recently a limited number of studies combined LCA and biophysical (Gabrielle et al., 2014), or economic and biophysical models (Hudiburg et al., 2016) to assess the spatially and temporally explicit environmental impacts of cellulosic biofuels (Hudiburg et al., 2016).

Coupling a biophysical model to an LCA makes it possible to improve the LCA inventory by including the emissions of reactive nitrogen (Nr), in the form of ammonia, nitric and nitrous oxide, and nitrate (Hudiburg et al., 2016). However, it has to be supplemented by economic modelling to capture the effect that an increase in biofuel demand (a demand shock) would cause on the allocation of farmland and land-use changes (Hudiburg et al., 2016).

Here, we set out to better address Nr emissions and direct LUC effects in the environmental assessment of bioethanol at the regional level, by combining biophysical and economic models. Another objective of this modelling was to compare two candidate crops for the production of bioethanol, using different management scenarios to derive optimal feedstock mixtures and management systems. The third objective was to capture variations in environmental impacts within and across regions, and to identify in which regions of France cellulosic ethanol achieved the highest environmental performance.

In this study, we combined LCA, the agro-ecosystem model CERES-EGC, and the economic model AROPAj to investigate both the supply chain and the spatial distribution of environmental impacts of miscanthus and switchgrass-based bioethanol in France. Our analysis allows an evaluation of direct land use changes, crop selection and management practices on the energy balance, GHG budgets, eutrophication and acidification impacts of bioethanol.

2. Material and Methods

2.1 Overview of assessment methodology

Miscanthus and switchgrass bioethanol were assessed and compared using LCA and outputs from the agroecosystem model CERES-EGC (Gabrielle et al., 2014) and the economic model AROPAj (Jayet et al., 2020) in the inventory phase. CERES-EGC was used to simulate miscanthus and switchgrass growth and biomass yields as well as emissions to air, soil and water during the feedstock cultivation phase in different regions (at NUTS2 level) of France. The direct effects of feedstock production on land use were simulated by means of AROPAj, which optimized the establishment patterns and management of both crops at regional scale. Outputs of this model were combined with the data on crop yields and field emissions from CERES-EGC, along with data on the bioethanol conversion processes to develop the LCA model for bioethanol production in France. A number of crop management scenarios were implemented using the SimaPro (PRé Consultants et al., 2016) v.9.0 software package. The scenarios involved various rates of fertilizer nitrogen application (see below section).

2.2 Simulation of miscanthus and switchgrass growth (CERES-EGC)

The agroecosystem model (CERES-EGC) was used to generate inventory data for crop yield and soil emissions to air and water. (Chapter 4) detail the methodology and data sources used to parameterize and test the simulations of miscanthus and switchgrass by CERES-EGC model across France. The model uses daily weather data, together with a set of parameters describing crop, soil and management factors to simulate miscanthus and switchgrass growth over the growing season (Chapter 3). The model computes biomass yields, as a function of water, solar radiation, and soil temperature and limits actual growth based on soil nutrient availability. Model outputs include harvested yields, soil carbon uptake and loss, direct N₂O emissions, nitrate leaching and methane flux. To use the model in France, it was necessary to obtain local values of the above parameters. Required inputs for the model include vegetation cover, daily precipitation and temperature, soil texture and current and historical land-use practices. Four fertilisation rates were applied: no input (0 kg N ha⁻¹), low rate (30 kg N ha⁻¹), medium rate (60 kg N ha⁻¹), and high rate (90 kg N ha⁻¹).

2.3 Land use change simulation (AROPAj)

AROPAj is a bioeconomic model which optimises farmers' technico-economic choices related to land allocation, crop and animal production, and fertiliser Nitrogen (N) use (Jayet et al., 2020).

AROPAj was applied for farm group level evaluation of land use change, following an integration of new crop activities, *i.e.* perennial biomass crops (Ben Fradj et al., 2020; Ben Fradj and Jayet, 2018; Ben Fradj et al., 2016). To provide relevant and accurate impact analyses, non-linear production curves relating input level to yield potential of major arable and lignocellulosic biomass crops were estimated through a linkage with two biophysical models. While the generic crop model STICS (Brisson et al., 2003) was used for estimating yield response to N and water of soft and durum wheat, barley, sugar beet, potatoes, rapeseed, sunflower and soya, CERES-EGC is used for estimating yield response to N of miscanthus and switchgrass. The linkage with STICS has been detailed in many studies, particularly in (Humblot et al., 2017; Jayet and Petel, 2015; Godard et al., 2008).

As regards lignocellulosic crops, the modelling approach involves a four-step procedure. CERES-EGC is first used to simulate the N-yield response of miscanthus and switchgrass over a 25-year horizon (from 2010 to 2035) across 4 N-input rates varying from 0 to 90 kg N ha⁻¹, by 30 kg N ha⁻¹ increments. The response functions were then calibrated and input to AROPAj based on a non-linear estimation of the technical production that takes into account both the dynamics of plant growth and the N-input level applied at each year during a rotation cycle. Thirdly, an inter-temporal optimisation program was used to determine the optimal rotation period and N-input level that maximise the farmer profitability. Lastly, optimal annual costs, price, and response function parameters were called by the AROPAj model to return the optimal output for each activity and optimal land allocation at farm group level.

The model output of main interest here corresponds to the land use changes in terms of crop acreage and type of crops that miscanthus or switchgrass would substitute. In the development scenarios for these crops a maximum conversion rate of 5 % of the cropland area was assumed.

2.4 Life cycle assessment

• System boundaries and studied impacts

The assessment followed the ISO standards for LCA (ISO 14040-44, 2006). Most processes were custom created using primary data. In the absence of such data, we used the Ecoinvent v3.4 database, (Hischier et al., 2010) and to a lesser extent the Agribalyse database which is a state-of-the-art database for the agricultural sector in France (Koch and Salou, 2013). The impact categories studied include global warming potential (GWP), acidification potential (AP), eutrophication potential (EP) and non-renewable energy use (NRE), based on the IMPACT 2002+ assessment method. The modelling was carried-out using SimaPro v9.0 (Pre Consultant, 2016).

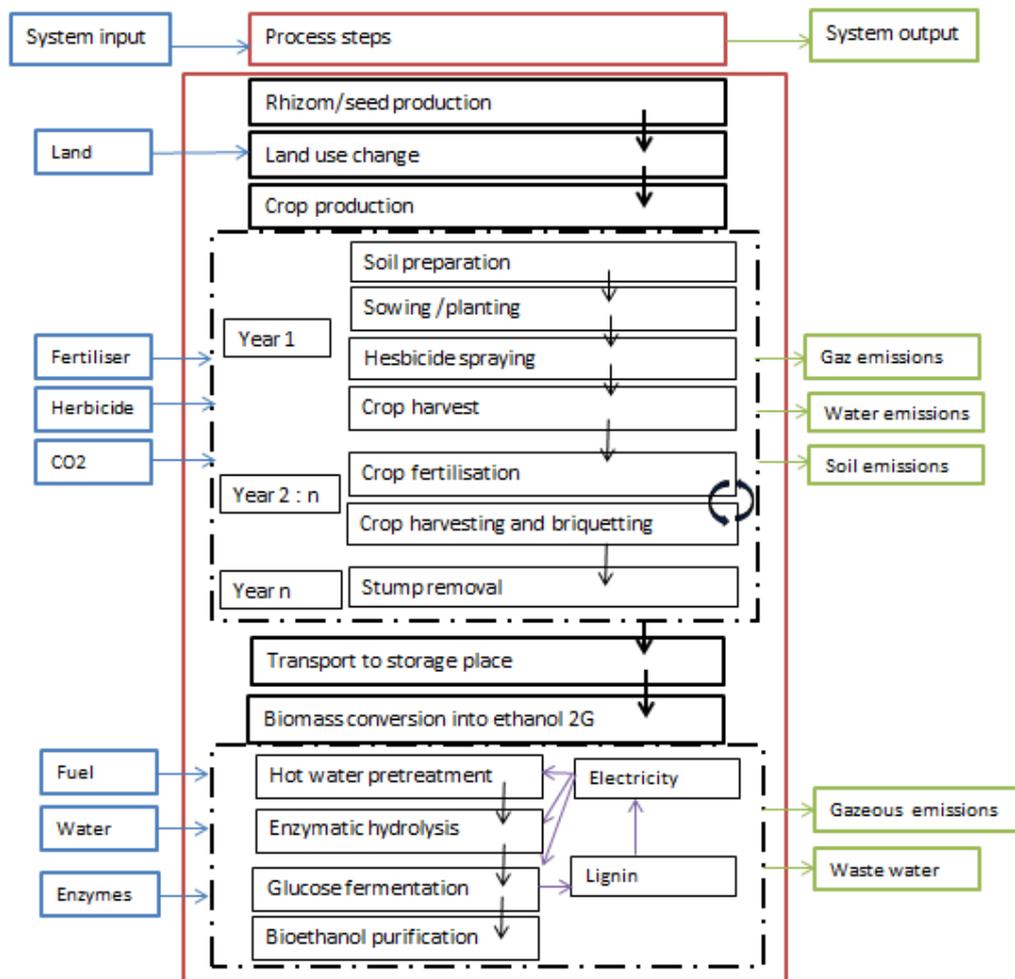


Figure1: System boundary of ethanol production.

Figure 1 represents the boundaries of the system studied in this paper.

The stages of bioethanol production are detailed from the preparation of the seed/ rhizome for the production of biomass to the conversion into one MJ of bioethanol.

The production of bioethanol goes through 3 main stages detailed in Figure 1: biomass production, transport to the biofuel production unit, and conversion into ethanol.

Crop management data are detailed in Table 1, according to the growing cycles. The first year of the crops is characterized by soil preparation, planting and herbicide application, in the absence of fertilizer inputs. From the second year until the last one (year 25), the management consists of a single application of fertilizers (with varying rates) and a late (winter) cut in the case of this thesis. The last year involves the destruction of crops.

For the conversion to ethanol we considered similar processes and data for both feedstocks (miscanthus and switchgrass): biochemical conversion with a hot water biomass pre-treatment, and a cogeneration of electricity and heat using the lignin co-product (see details below). Note that there is no surplus electricity originating from the conversion of the lignin fermentation co-products into heat and power, and thus the negative emissions is relative to the grid electricity substituted (assumed to correspond to the average production mix in France).

- **Data sources and assumptions**

In this part we detail the data used to set up the life-cycle inventory. Table 1 summarizes the main data sources used for the various sub-systems.

Table 1: Data used for the inventory.

Crop Management	Soil preparation, planting and harvesting	RMT biomasse : miscanthus plug/ switchgrass plug
	Fertiliation	4 scenarios (0N, 30N, 60N, 90N)
	Agricultural Machinery	AGRIBALYSE
	Yield	CERES- EGC
	Direct Nitrogen Emissions	CERES- EGC
	Soil Carbon stock variations through direct land-use changes	CERES-EGC/AROPA _j
Logistics	Transportation Distance	Own Calculation
	Machines and vehicles	AGRIBALYSE
Conversion	Process	Lask et al. 2019
	Machines	ECOINVENT
	Emissions	ECOINVENT

The regional data simulated by the biophysical model and AROPAj are detailed in Appendix 1, that of logistics in Appendix 2, and the agricultural management and conversions inventories in Appendices 3 and 4.

For the calculation of direct land use change effects, we used the outputs from the bioeconomic modelling, as explained in the methods chapter of this thesis (Chapter 2 and Chapter 5).

The AROPAj model calculated the regional variations of cropland area following the introduction of miscanthus or switchgrass, with the constraint that only 5 % of cropland could be converted at most (see appendix 1). The initial cropland areas were taken from the farm accountancy data network (FADN) for year 2010.

The variations in areas output by AROPAj model involve the following crop types or land-use classes: cereals, root crops, oilseeds, legumes, industrial crops, fodders, grassland and fallow. These types were subsequently grouped into land-use classes: cropland, industrial crops, grassland and fallow. At regional scale, the effect of direct LUC on soil C stocks (SOC) was calculated as follows. First, the variations in soil carbon stocks corresponding to the changes in area for the main land classes were calculated using the following equations:

$$C_{T0} = \%U * C_{\text{croplands}} + \%V * C_{\text{grasslands}} + \%W * C_{\text{pasture}} + \%T * C_{\text{other lands}} \quad (1)$$

with $\%U + \%V + \%W + \%T = 100\%$ at the initial condition,

and where $\%U = (\text{Croplands area} / \text{total area}) * 100$, and similar ratios for $\%V$, $\%W$, $\%T$.

$$C_{T1} = \% \alpha C_{\text{croplands}} + \% \beta C_{\text{grasslands}} + \lambda C_{\text{pasture}} + \% \varphi C_{\text{other lands}} \quad (2)$$

$$\Delta C_{T0-T1} = \% (U - \alpha) * C_{\text{croplands}} + \% (V - \beta) * C_{\text{grasslands}} + \% (W - \lambda) * C_{\text{pasture}} + \% (T - \varphi) * C_{\text{otherlands}} \quad (3)$$

With $\% (U - \alpha) + (V - \beta) + (W - \lambda) + (T - \varphi) = 100\%$ at the final condition,

ΔC_{T0-T1} is the variation of SOC related to direct and indirect land use changes over the region.

The carbon stocks of the different land classes were retrieved from the literature (Table 2). A second term was added based on the soil carbon stock variations attributable to the transition of grassland, fallow or cropland to miscanthus or switchgrass. The values were retrieved from the CERES-EGC simulations for cropland transitions and taken from a literature review for the other transitions (from grassland to miscanthus or switchgrass) – see Table 2.

Table 2: Data sources and values for soil organic carbon stock variations related to direct land-use changes for various transitions, total stocks for the various initial land-use classes.

Type of land-use transition or initial land-use	Value	Source
	t C ha ⁻¹ Yr ⁻¹	
stock C variation miscanthus or switchgrass / cropland	Regional averages	CERES-EGC simulations
stock C variation miscanthus on grassland	-0.84	LogistEC. 2012
stock C variation switchgrass on grassland	-0.64	LogistEC. 2012
Initial soil carbon stock	t C ha ⁻¹	
carbon stock/ crop land	51.6	INRA, ADEME. 2019
carbon stock/ industrial	79	INRA, ADEME. 2019
carbon stock/ grassland	84.6	INRA, ADEME. 2019
carbon stock/ fallow	80	INRA, ADEME. 2019

Feedstock production: Feedstock production includes all cultivation processes from plowing, planting, through harvesting and baling, the rotation cycle of the two crops was set to 25 years. Miscanthus was established through rhizomes at 15 000 rhizomes ha⁻¹ while switchgrass was established using seeds at 1500 kg ha⁻¹. No fertilizer was applied at the establishment year in all regions of France for both crops. Applied N ranged from 0 to 90kg N ha⁻¹. Harvest was completed with conventional hay equipment. During the harvesting, both crops are, field dried, baled and loaded on diesel truck-trailer and transported to the farm group where it is momentarily stored. Since environmental impact of feedstock transport to farm group is negligible, it was not included in the analysis. Spatialized data on crop yields, field emissions of reactive N (N₂O, NO_x, NH₃, NO₃⁻) and soil organic C variations were derived from the CERES-EGC simulations (appendix 1) for the near-term climate horizon (2010-2035; see Chapter 4).

Supply-chain logistics: Biomass feedstock was assumed to be transported by trucks (with a capacity of 20 t) to the bioethanol plants.

We have opted to set up small biomass conversion units with a production capacity of 40 kt of ethanol per annum (Lask et al., 2019). The location of these units was defined depending on the feedstock supply potential of the different regions (Appendix 3). If a region produced an enough biomass to meet the demand of one biorefinery, a unit was set up there. Otherwise, a number of neighboring regions were explored in order to meet the same demand and determine the location of a biorefinery (see Appendix 2).

Conversion to ethanol: For the conversion we chose the biochemical conversion with hot water pre-treatment (Lask et al., 2019) (see appendix 7).

Allocation: The production of miscanthus or switchgrass does not generate any co-product upon harvest, and the whole biomass from these crops is used for bioethanol production. Residues left on the fields after harvest provide nutrient cycling for the next growing season. However, these residues are not considered as co-products as they do not exit the system boundary. Consequently, no allocation was needed for the feedstock production stage. Lignin is generated as co-product during the fermentation of both crops to bioethanol. This lignin is combusted to produce heat and electricity, which is used to power the process at the bio refinery plant.

3. Results and discussion

3.1 Direct land-use changes and SOC variations

Carbon storage represents a very important item in the quantification of GHG emissions from biomass feedstock, with an overall effect on soil C stocks which can be positive or negative. This depends on crop type, as indicated in chapter 4 of this dissertation, but also management practices (eg fertilizer N rate; (Davis et al., 2012)), local pedoclimatic conditions and also on the previous crop or land-use transition (Don et al., 2011). Previous land-use and crops also have a large influence on direct land use changes (see Chapter 5).

Table 3: Breakdown of the variation in usable agricultural area among the main land uses following the establishment of energy crops miscanthus and switchgrass compared to the FADN reference (kha) in France (year 2010).

Region	Cropland	Industrial	Grassland	Fallow	Energy crops	Total UAA
IDF	-5.67	-0.06	-0.08	-1.06	6.86	545.38
Champ A	-65.57	-0.24	-0.014	-4.20	69.92	1433.5
Picardie	-20.13	-0.33	1.10	-1.51	20.84	1251.5
Hnorm	-5.55	-0.15	-3.04	0	8.74	744.23
NordPC	-74.59	0	2.49	-2.90	74.92	2228.36
Centre	-25.36	-0.46	-21.34	-0.78	47.93	1134.82
Bnorm	-32.48	0	-12.51	-0.32	45.3	1611.7
Bourgogne	-17.40	-0.42	5.39	-0.17	12.57	782.59
Lorraine	-18.44	0	2.26	0	16.18	1105.3
Alsace	-8.00	-0.006	-0.007	-0.66	8.66	259.52
Loire	-11.96	0	0.29	-2.44	14.11	648.18
Bretagne	-99.93	-0.24	-6.15	23.39	82.91	2026.04
FrancheC	-31.37	0	-2.37	1.47	32.25	1560.58
Poitou	-35.30	-0.001	-9.16	-5.11	49.56	1489.19
Aquitaine	-74.05	-0.09	5.54	25.89	42.68	931.84
MidiPy	-66.43	-0.09	-9.35	-6.37	82.23	1825.65
Limousin	3.65	-0.05	-25.70	0	22.08	702.65
RhoneA	-54.05	-0.09	0.29	8.21	45.62	1164.54
Auvergne	-23.88	-0.009	-19.60	4.18	39.29	1319.92
Lang	-7.18	0	-2.75	-3.17	13.1	268.55

Table 3 summarizes the AROPAj outputs of variation of the areas for each type of land-use after integration of lignocellulosic crops in the regions of France (appendix 5 in relation to the initial breakdown of the utilizable agricultural area into cropland, grassland or fallow land-use classes according to the FADN database (see Appendix 4).

The area in so-called “industrial” crops has changed very little compared to other types.

Cropland represented initially the main type of land-use in all regions of France (82 %), followed by grassland 12%. After integration of miscanthus and switchgrass, the area of these two classes decreased, with a variation that differed across regions. In Brittany for example 99 kha of cropland were lost compared to the baseline, and energy crops were mainly planted on cropland. In general, energy crops were mostly established on cropland except in Limousin where energy crops are established on grassland 25.70 kha, in the central region energy crops are established on cropland as well as grassland (25.36 kha and 21.34 kha respectively).

Soil carbon variations are detailed in (Appendix 1): They are mostly positive for N rate higher than 0 kg N ha^{-1} , with large inter-regional variations, we notice here a significant C sinks especially for the miscanthus but not to the extent suggested eg in Don et al. (2011) with $0.66 \text{ Mg soil C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ for Miscanthus. Note that in our study we factor indirect effects at regional scale (so not directly comparable to field-scale data).

3.2 GHG budget of crop production

Here, we focus on the GHG budget related to the production of agricultural biomass (whether for miscanthus or switchgrass) at the farm group and their regional variations over France.

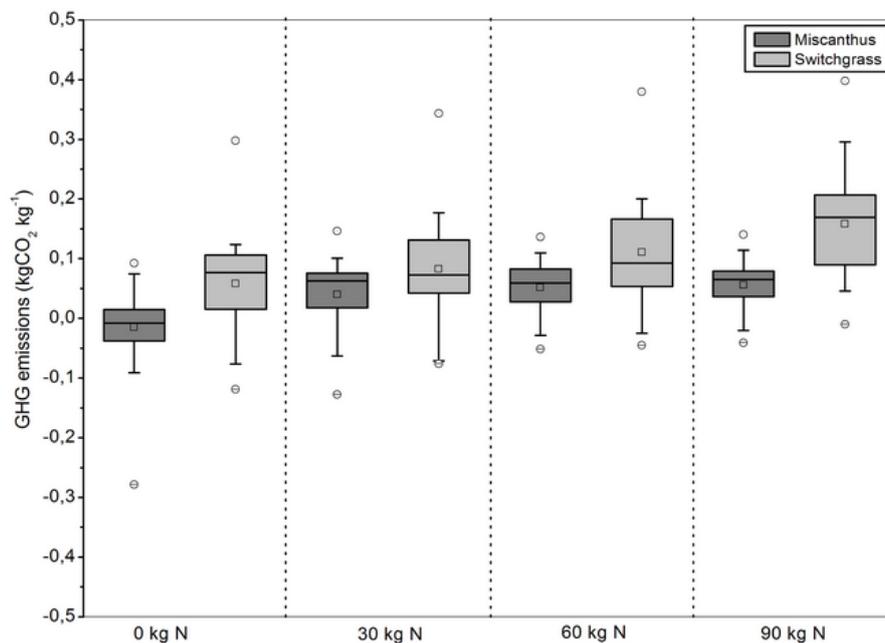


Figure 2: Boxplots of national, life-cycle GHG budget of miscanthus and switchgrass with different fertilizer N rates.

When aggregated at the national level, the GHG budget of both crops is notably different (Fig. 2). These vary between $-14 \text{ g CO}_2\text{-eq. kg}^{-1} \text{ DM}$ and $55.5 \text{ g CO}_2\text{-eq. kg}^{-1} \text{ DM}$ for miscanthus against a $58 \text{ g CO}_2\text{-eq. kg}^{-1} \text{ DM}$ to $157 \text{ g CO}_2\text{-eq. kg}^{-1} \text{ DM}$ range for switchgrass. Thus, switchgrass biomass emits on average $69 \text{ g CO}_2\text{-eq. kg}^{-1} \text{ DM}$ more than miscanthus – owing particular to its weaker capacity to increase SOC levels (see Appendix 1 and Chapter 3).

Within a given region and for the same fertilizer N rate, larger variations occurred between miscanthus and switchgrass.

The difference in GHG budget between the two crops is linked to their particular ecophysiological traits. Miscanthus tends to develop more rhizomes and therefore transfer

more carbon in soils (Chapter 3) than switchgrass, and is more productive on average (Laurent et al., 2015). This was the case here in the simulations over France (see Chapter 4). Switchgrass stored less C in soils than miscanthus in most regions and emitted 36% more N₂O overall (see Appendix 1). In addition, the cultivation of the two plants is not the same: miscanthus must be established by planting rhizome, which requires more interventions and is more resource-intensive than switchgrass, which is a sown plant (Hastings, 2017).

The spread of the boxplots on Figure 2 points to a large inter-regional variability. If we take for instance the 60 kg N ha⁻¹ fertilizer N input rate, the maximum GHG budget for miscanthus are recorded in the PACA region with 17 g CO₂-eq. kg⁻¹ DM and the minimum in the Ile de France with -2.2 g CO₂-eq. kg⁻¹ DM. With regard to switchgrass, the maximum GHG budget are recorded in Champagne-Ardennes with 26 g CO₂-eq. kg⁻¹ DM and the minimum is recorded in Picardy at -16 g CO₂-eq. kg⁻¹ DM. This variation is strongly linked to the pedoclimatic conditions which, as indicated in chapter 4, impact not only the yield but also the soil carbon storage rate and Nr emissions. This confirms the importance of using spatialized modelling to take into account local pedoclimatic conditions and thus reduce the uncertainties of life-cycle inventory data (Patouillard, 2018).

Regarding the response of emissions to the N input dose we note that for miscanthus the highest emissions are recorded with the unfertilized control. This is due to a very low carbon storage recorded for this level of fertilization, since this sequestration rate increases with increasing N input rates (Appendix 1).

As a result, life-cycle GHG emissions do not follow the same trend as that of N₂O emissions studied in chapter 4. Nr emissions increase as N inputs increase; where life-cycle totals are similar across input rates. This recovery is linked to carbon storage, which also increases with increasing yield and therefore counters the trends of Nr emissions.

3.3 GHG budget of bioethanol production

Figure 3 depicts the GHG budget of the entire bioethanol value-chain including biomass production, the transportation and conversion into bioethanol, as a function of fertilizer input rates.

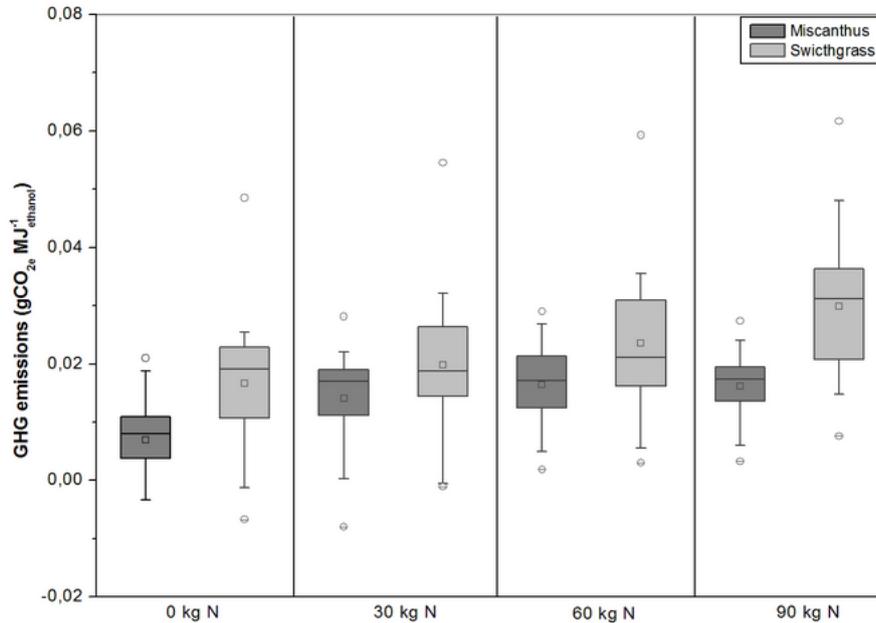


Figure 3: GHG budget of lignocellulosic bioethanol from miscanthus and switchgrass using different fertilisation doses.

GHG budget follow a similar pattern to farm-group biomass production, which is due to the fact that the biomass pre-treatment and conversion processes are identical for the two feedstocks.

The GHG budget of the bioethanol produced from switchgrass is almost double that of miscanthus, with an average emission of 22.50 gCO_{2e} MJ⁻¹ for switchgrass and 13.42 g CO_{2e} MJ⁻¹ for miscanthus. These values are higher than previous literature: Wang et al. (2012) reported emissions of 12 g CO_{2e} MJ⁻¹ for switchgrass and -7 g CO_{2e} MJ⁻¹ for miscanthus in the US.

In order to verify the ability of these bioethanol to comply with the reduction rate set by public policies, namely, 50% reduction compared to fossil fuel. We compare the emissions of bioethanol from these two crops to those of gasoline which emits 92.3 gCO_{2e} MJ⁻¹ (ADEME, 2010). The boundaries of the two systems compared are different, the calculation of the impacts of biofuels stops when it leaves the production plant, while for fossil fuel, the impacts are counted until combustion in the car's tank. Despite this difference, the two systems remain comparable as the emissions from the combustion of biofuels are considered

null as they are captured by photosynthesis during the biomass growth phase. We notice that for both crops, all regions and all N input rates, the emissions of bioethanol remain well below those of fossil fuels, with abatement rates ranging from 82.15% to 92.5% (for miscanthus) and from 67.64% to 81.95% (for switchgrass). This is in accordance with the findings of (Wang et al., 2012) who concluded that bioethanol produced from switchgrass reduces emissions by 77–97% compared to gasoline and those of miscanthus by 101–115%, compared to the same fossil source. These abatement ranges are also in compliance with the objectives set by directive 2009/28/EC of the EU (European Parliament, 2009). The latter imposes a mandatory minimum of 50% for the GHG abatement of biofuels. Note that our calculations do not take into account the indirect LUC effects, which could be significant when converting croplands or grasslands (Searchinger et al., 2008). Given the difficulty associated with the quantification of iLUC, and the large uncertainties associated (El Akkari et al., 2018), we did not include it in our baseline LCA calculations. However, factoring in an extra emission of 5 g CO₂eq MJ⁻¹ drawn from a recent literature review (Woltjer et al., 2017) would reduce the abatement rate of bioethanol of 76.75 % - 87 % for miscanthus and 62.23 %-76.54 % for switchgrass, which is still larger than 50%, and within the range reported by the meta-analysis of El Akkari et al. (2018). Thus, factoring in the positive effects of direct LUC and the negative effects of indirect LUC associated with perennial energy crops results in a positive balance and confirms the climate benefits of 2G bioethanol.

Emissions were very contrasted between the different regions, with some regions incurring negative emissions (Alsace and Ile de France for miscanthus) while others featured relatively large, positive emissions. This contrast in emissions is explained by pedoclimatic factors which in some regions favor soil carbon storage compared to others with lower sequestration potentials.

3.4 Contribution analysis of the different stages of the biofuel production chain to GHG emissions

Figure 4 details the contribution of each item in the biofuel production chains for miscanthus and switchgrass and the 60kg N ha⁻¹ fertilizer input rate.

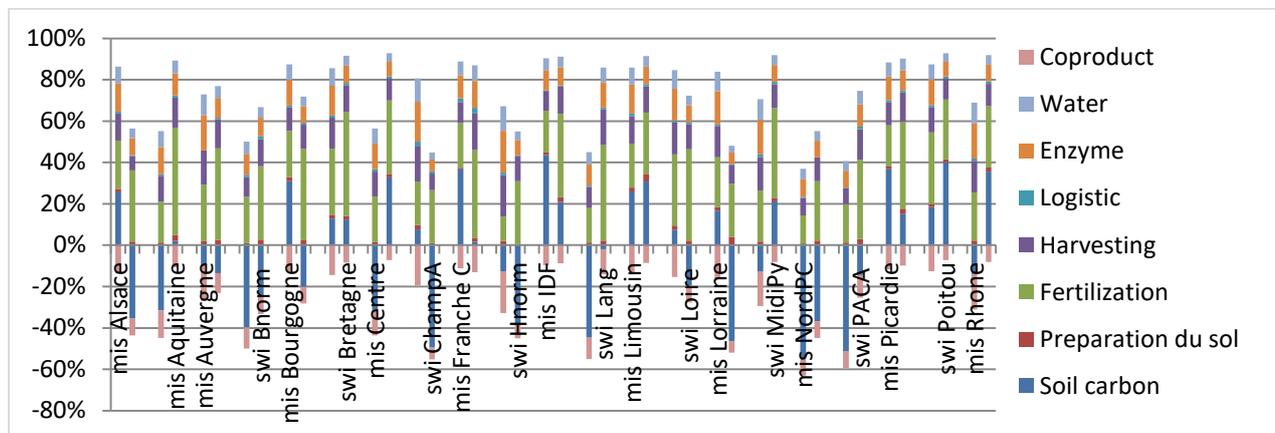


Figure 4: contribution analysis for the GHG budget of bioethanol production from miscanthus (mis) and switchgrass (swi), for the 60 kg N ha⁻¹ fertilizer input rate. Water: use of process water for ethanol production. Co-product: credit for the substitution electricity to the grid. See map in Appendix 3 for the location and names of regions.

The most impactful step is the production of biomass, which accounts for 20-30% of the positive life-cycle emissions. Among the different steps, some contribute similarly regardless of the crop, the fertilizer input rate or the region: they are linked to the conversion to ethanol, namely the consumption of water and enzymes, and the cogeneration of the co-product. The others stages in the value-chain vary depending on crop type and fertilizer input rate (this is especially the case for the biomass production step) or the region (also in terms of logistics and transportation distance). Transport-related emissions changed between regions and crops. This is related to the fact that the higher the crop yield in a given region, the less transport is required since the conversion unit is located closer to the production fields. In some cases where the regional output is too low to meet the demand of a biorefinery, the latter will be shared between several regions which increases the mean transportation distance increases. This explains why switchgrass-based ethanol was out-performed by its miscanthus-based counterpart.

The two steps with generally negative impacts and which reduce GHG emissions are soil carbon storage (in the biomass production sub-system) and cogeneration for the conversion part. Cogeneration is the use of the co-product (lignin in this case) and its conversion into electricity and heat. This energy production is used in the production unit which makes it

possible to reduce the use of electricity and fossil heat and thereby reduces the overall emissions of the two biofuels by 2.4 g CO₂eq MJ⁻¹ biofuel. Note that the credit from the electricity co-product is highly dependent on the CO₂ content of the electricity substituted. Here we used the average GHG-intensity of the French electricity mix (metropolitan).

As discussed in the first paragraph of this section, taking SOC variations and direct LUC effects into account is decisive when comparing crops and regions since this term more than offset positive life-cycle emissions in some cases, or conversely contributed positive emissions in others. As the carbon balance is directly impacted by the fraction of biomass exported to make bioethanol, reducing the exported fraction make it possible to improve the GHG balance Ceschia et al. (2010).

In fact SOC variations and direct LUC came out as the first driver of inter-regional variations (Figure 4).

When we look at the net emissions balance (CO₂ eq Mj⁻¹) in all regions of France (Appendix 6), we notice that all of the regions have a positive balance sheet which means that all the regions are emitters. The emissions vary between crops, regions and fertilization doses. For miscanthus, the most emitting region is ALSACE with 29 g CO₂ eq Mj⁻¹ and the one that emits the least is PACA with storage of 18 g CO₂ eq Mj⁻¹. The most emitting region for switchgrass is Picardie with 59.29 g CO₂ eq Mj⁻¹ and the one that emits the least is Champagne-Ardenne, with 3 g CO₂ eq Mj⁻¹.

We also notice that switchgrass emissions are higher in most regions apart from (Centre, Picardie, Poitou and Rhone-Alpes). These emissions are probably related to the conversion of grassland in these regions. This can be linked to several factors, the presence of grassland (the case of the central region for example) the pedoclimatic conditions which have impacted nitrogen emissions or carbon storage and also the distances of biomass transport.

3.5 Energy efficiency and other environmental impacts

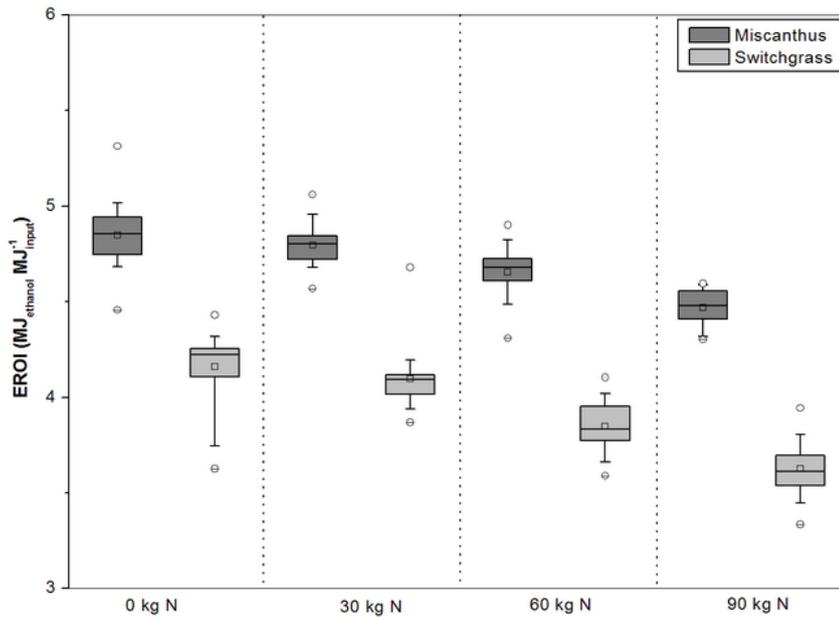


Figure 5: Energy efficiency of miscanthus- and switchgrass-based ethanol in France, for different fertilizer N input rates.

Fig. 5 presents the energy efficiency, defined as the gain of energy obtained to perform the same task. The study of this ratio is important since it shows the efficiency of bioethanol at converting fossil energy to an energy carrier directly utilizable for transport, to be compared to fossil-based alternatives. To improve this efficiency, it is recommended to use the co-products for the production of other energy products like heat and electricity (Lask et al., 2019). This which is indeed the case in this study, where lignin is converted into heat and electricity directly used in the bioethanol conversion unit. This internal recycling of energy has, on the one hand, improved the GHG balance by generating negative emissions (Fig. 5) and is likely to increase the energy efficiency of bioethanol (Wertz et al., 2012).

The energy use of switchgrass is higher than that of miscanthus (Fig.5) which is probably related to the production yield. We can therefore conclude that bioethanol from miscanthus is more efficient than that from switchgrass Thus one unit of fossil fuel makes it possible to produce 4 units of biofuel using switchgrass and 5 units using miscanthus.

Energy efficiency increases with the use of fertilization, in relation to the higher yields made possible by higher input rates.

Two other impact categories were investigated: terrestrial acidification and aquatic eutrophication. As is usually the case with bio-based products, these two impacts were mainly

related to the production of biomass, which accounted for 30% of the life-cycle totals (not shown).

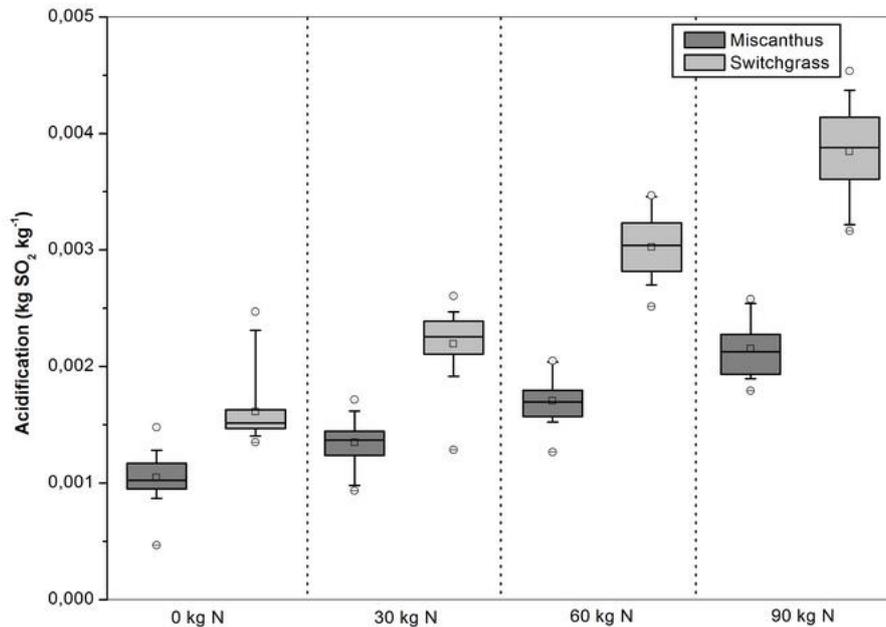


Figure 6: Boxplot of regional terrestrial acidification potentials of miscanthus and switchgrass ethanol in France, as a function of N input rates.

Terrestrial acidification potentials (TAP) were consistently higher for switchgrass than for miscanthus, (Fig. 6). Acidification is also highly dependent on N input rates through ammonia and NO losses (Krzyżaniak et al., 2016). In the case of miscanthus, the TAP increases little until the N input rate exceeds 60 kg N ha⁻¹, which correspond to the economic optimum (Chapter 5). Above this rate, the surplus N stands higher chances of being lost, in particular in gaseous. Since the optimum input rate for switchgrass is lower, at 30 kg N ha⁻¹, the response of TAP is stronger and the lower N use efficiency noted for this crop (because of its lower yield on average) explains the higher level of field Nr emissions and impacts.

The results are similar for aquatic eutrophication where miscanthus is less impactful than switchgrass and emissions depend on the fertilization rate.

Conclusion

We can deduct from this chapter that second generation bioethanol represents a good choice for reducing GHG emissions on the scale of France, with a GHG emission abatement potential in the range of 76.75 % - 87 % for miscanthus and 62.23 % - 76.54 % for switchgrass compared to fossil fuels.

The comparison of these two crops allows concluding that overall on the scale of France, miscanthus is more productive and less impactful than switchgrass. This is mainly linked to its larger carbon sequestration potential, which is more important than that of switchgrass.

The fertilization rate has a large effect on the environmental performance of both feedstocks, so it is important to identify and apply optimal fertilization rates, of 60 kg N ha⁻¹ for miscanthus and 30 kg N ha⁻¹ for switchgrass in this case. Given the large inter-regional variability revealed by the bioeconomic modelling, the use of spatialization and process-based models appears as a promising avenue to reduce uncertainties in the life-cycle inventory and the planning of bioethanol units. Most of the environmental impacts depend on the pedoclimatic conditions of the region, and some were more efficient than others as a result. This advocates a site-specific approach and a potential prioritization of regions according to their production and life-cycle performance potentials.

References

- ADEME. Analyses de Cycle de Vie appliquées aux biocarburants de première génération consommés en France, 2010.
- ADEME, INRA, STOCKER DU CARBONE DANS LES SOLS FRANÇAIS QUEL POTENTIEL AU REGARD DE L'OBJECTIF 4 POUR 1000 ET À QUEL COÛT ? SYNTHÈSE DE L'ÉTUDE - JUILLET 2019, ÉTUDE RÉALISÉE POUR L'ADEME ET LE MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE ET DE L'ALIMENTATION.
- Bai, Y., Luo, L., van der Voet, E., 2010. Life cycle assessment of switchgrass-derived ethanol as transport fuel. *Int. J. Life Cycle Assess.* 15, 468–477. <https://doi.org/10.1007/s11367-010-0177-2>.
- Ben Fradj, N., Jayet, P.-A., 2018. Optimal management of perennial energy crops by farming systems in France: A supply-side economic analysis. *Biomass Bioenergy* 116, 113–121. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2018.06.003>.
- Ben Fradj, N., Jayet, P.A., Aghajanzadeh-Darzi, P., 2016. Competition between food, feed, and (bio)fuel: A supply-side model based assessment at the European scale. *Land Use Policy* 52, 195–205. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.12.027>.
- Ben Fradj, N., Jayet, P.-A., Rozakis, S., Georganta, E., Jędrejek, A., 2020. Contribution of agricultural systems to the bioeconomy in Poland: Integration of willow in the context of a stylised CAP diversification. *Land Use Policy*. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104797>.
- Brisson, N., Gary, C., Justes, E., Roche, R., Mary, B., Ripoche, D., Zimmer, D., Sierra, J., Bertuzzi, P., Burger, P., Bussièrre, F., Cabidoche, Y.M., Cellier, P., Debaeke, P., Gaudillère, J.P., Hénault, C., Maraux, F., Seguin, B., Sinoquet, H., 2003a. 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).
- Ceschia, E., Béziat, P., Dejoux, J.F, Aubinet, M, Ch. Bernhofer, B. Bodson, N. Buchmanne, Carraraf, A, Cellier, A, P. Di Tommasih, J.A. Elbersi, W. Eugstere, T. Grünwaldc, W.W.P. Jansi,, M. Jonesj,W. Kutschk, G. Laniganl, E. Magliuloh, O. Marloiem, E.J. Moorsi, 2010. Management effects on net ecosystem carbon and GHG budgets at European crop sites. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 139 363–383 21.
- Cherubini, F., 2010. GHG balances of bioenergy systems – Overview of key steps in the production chain and methodological concerns. *Renew. Energy* 35, 1565–1573. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2009.11.035>.
- Clifton-Brown, J., Hastings, A., Mos, M., McCalmont, J.P., Ashman, C., Awty-Carroll, D., Cerazy, J., Chiang, Y.-C., Cosentino, S., Cracroft-Eley, W., Scurlock, J., Donnison, I.S., Glover, C., Gołab, I., Greef, J.M., Gwyn, J., Harding, G., Hayes, C., Helios, W., Hsu, T.-W., Huang, L.S., Jeżowski, S., Kim, D.-S., Kiesel, A., Kotecki, A., Krzyzak, J., Lewandowski, I., Lim, S.H., Liu, J., Loosely, M., Meyer, H., Murphy-Bokern, D., Nelson, W., Pogrzeba, M., Robinson, G., Robson, P., Rogers, C., Scalici, G., Schuele, H., Shafiei, R., Shevchuk, O., Schwarz, K.-U., Squance, M., Swaller, T., Thornton, J., Truckses, T., Botnari, V., Vizir, I., Wagner, M., Warren, R., Webster, R., Yamada, T., Youell, S., Xi, Q., Zong, J., Flavell, R., 2017. Progress in upscaling Miscanthus biomass production for the European bio-economy with seed-based hybrids. *GCB Bioenergy* 9, 6–17. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12357>.
- Davis, S.C., Parton, W.J., Grosso, S.J.D., Keough, C., Marx, E., Adler, P.R., DeLucia, E.H., 2012. Impact of second-generation biofuel agriculture on greenhouse-gas emissions in the corn-growing regions of the US. *Front. Ecol. Environ.* 10, 69–74. <https://doi.org/10.1890/110003>.

- Dohleman, F.G., Long, S.P., 2009. More Productive Than Maize in the Midwest: How Does Miscanthus Do It? *Plant Physiol.* 150, 2104–2115. <https://doi.org/10.1104/pp.109.139162>.
- Don, A., Osborne, B., Hastings, A., Skiba, U., Carter, M.S., Drewer, J., Flessa, H., Freibauer, A., Hyvönen, N., Jones, M.B., Lanigan, G.J., Mander, Ü., Monti, A., Djomo, S.N., Valentine, J., Walter, K., Zegada-Lizarazu, W., Zenone, T., 2012. Land-use change to bioenergy production in Europe: implications for the greenhouse gas balance and soil carbon. *GCB Bioenergy* 4, 372–391. <https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2011.01116.x>.
- Dufossé, K., Drouet, J.-L., Gabrielle, B., 2016. Agro-ecosystem modeling can aid in the optimization of biomass feedstock supply. *Environ. Model. Softw.* 85, 139–155. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.07.014>.
- Dufossé, K., Gabrielle, B., Drouet, J.-L., Bessou, C., 2013. Using Agroecosystem Modeling to Improve the Estimates of N₂O Emissions in the Life-Cycle Assessment of Biofuels. *Waste Biomass Valorization* 4, 593–606. <https://doi.org/10.1007/s12649-012-9171-1>.
- El Akkari, M., Réchauchère, O., Bispo, A., Gabrielle, B., Makowski, D., 2018. A meta-analysis of the greenhouse gas abatement of bioenergy factoring in land use changes. *Sci. Rep.* 8. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-26712-x>.
- European Parliament, Council (2009) Directive 2009/28/EC of the European parliament and of the council of 23 april 2009 on the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing directives 2001/77/EC and 2003/30/EC. *Official Journal of the European Union*, 140, 17–62, available at eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32009L0028:EN:NOT.
- Farrell, A.E., Plevin, R.J., Turner, B.T., Jones, A.D., O'hare, M., Kammen, D.M., 2006. Ethanol can contribute to energy and environmental goals. *Science* 311, 506–508.
- Gabrielle, B., Gagnaire, N., Massad, R.S., Dufossé, K., Bessou, C., 2014. Environmental assessment of biofuel pathways in Ile de France based on ecosystem modeling. *Bioresour. Technol.* 152, 511–518. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.10.104>.
- Gabrielle, B., Barbottin, A., Wohlfahrt, J. 2018. The Environmental Impacts of Non-food Biomass Production Through Land-Use Changes: Scope, Foci and Methodology of Current Research , : *Environmental Impact of Land Use Change in Agricultural Systems* , Sustainable Agriculture Reviews 30, Springer International Publishing, 39–77,
- Godard, C., Roger-Estrade, J., Jayet, P.A., Brisson, N., Le Bas, C., 2008. Use of available information at a European level to construct crop nitrogen response curves for the regions of the EU. *Agric. Syst.* 97, 68–82. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2007.12.002>
- Hastings, A., 2017. Economic and Environmental Assessment of Seed and Rhizome Propagated Miscanthus in the UK. *Front. Plant Sci.* 8. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01058>.
- Hellmann, F., Verburg, P.H., 2011. Spatially explicit modelling of biofuel crops in Europe. *Biomass Bioenergy* 35, 2411–2424. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2008.09.003>.
- Hellweg, S., Mila i Canals, L., 2014a. Emerging approaches, challenges and opportunities in life cycle assessment. *Science* 344, 1109–1113. <https://doi.org/10.1126/science.1248361>.
- Hischier, R., Weidema, B., Althaus, H.-J., Bauer, C., Doka, G., Dones, R., Frischknecht, R., Hellweg, S., Humbert, S., Jungbluth, N., Köllner, T., Loerincik, Y., Margni, M., Nemecek, T., 2010. Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. Final report ecoinvent v2.2 (Final report No. 3). Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Switzerland.

- Hirani, A.H., Javed, N., Asif, M., Basu, S.K., Kumar, A., 2018. A Review on First- and Second-Generation Biofuel Productions, in: Kumar, A., Ogita, S., Yau, Y.-Y. (Eds.), *Biofuels: Greenhouse Gas Mitigation and Global Warming: Next Generation Biofuels and Role of Biotechnology*. Springer India, New Delhi, pp. 141–154. https://doi.org/10.1007/978-81-322-3763-1_8.
- Hudiburg, T.W., Wang, W., Khanna, M., Long, S.P., Dwivedi, P., Parton, W.J., Hartman, M., DeLucia, E.H., 2016a. Impacts of a 32-billion-gallon bioenergy landscape on land and fossil fuel use in the US. *Nat. Energy* 1, 15005. <https://doi.org/10.1038/nenergy.2015.5>.
- Humblot, P., Jayet, P.-A., Petsakos, A., 2017. Farm-level bio-economic modeling of water and nitrogen use: Calibrating yield response functions with limited data. *Agric. Syst.* 151, 47–60. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2016.11.006>.
- ISO 14040, 2006. Management environnemental -- Analyse du cycle de vie -- Principes et cadre.
- ISO 14044, 2006. Management environnemental -- Analyse du cycle de vie -- Exigences et lignes directrices.
- Jayet, P.A., Petel, E., 2015. Economic valuation of the nitrogen content of urban organic residue by the agricultural sector. *Ecol. Econ.* 120, 272–281.
- Jayet, P.-A., Petsakos, A., Chakir, R., Lungarska, A., De Cara, S., Petel, E., Humblot, P., Godard, C., Leclère, D., Cantelaube, P., Bourgeois, C., Clodic, M., Bamière, L., Ben Fradj, N., Aghajanzadeh-Darzi, P., Dumollard, G., Isbasoiu, A., Adrian, J., Pilchak, G., Bounaffaa, M., Barberis, D., Assaiante, C., Ollier, M., Henry, L., Florio, A., Chiadmi, I., Gossiaux, E., 2020. The European agro-economic model AROPAj. UMR Economie Publique INRA-210 - AgroParisTech Université Paris-Saclay.
- Krzyżaniak, M., Stolarski, M.J., Warمیński, K., 2020. Life Cycle Assessment of Giant Miscanthus: Production on Marginal Soil with Various Fertilisation Treatments. *Energies* 13, 1931. <https://doi.org/10.3390/en13081931>
- Kim, S., Dale, B.E., 2004. Global potential bioethanol production from wasted crops and crop residues. *Biomass Bioenergy* 26, 361–375. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2003.08.002>.
- Koch P, Salou T (2013) AGRIBALYSE®: Rapport Méthodologique – Version 1.1. Ed ADEME, Angers, France. 386 p.
- Lask, J., Wagner, M., Trindade, L.M., Lewandowski, I., 2019. Life cycle assessment of ethanol production from miscanthus: A comparison of production pathways at two European sites. *GCB Bioenergy* 11, 269–288. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12551>
- Laurent, A., Pelzer, E., Loyce, C., Makowski, D., 2015. Ranking yields of energy crops: A meta-analysis using direct and indirect comparisons. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 46, 41–50. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.023>.
- Lewandowski, I., Clifton-Brown, J., Trindade, L.M., van der Linden, G.C., Schwarz, K.-U., Müller-Sämman, K., Anisimov, A., Chen, C.-L., Dolstra, O., Donnison, I.S., Farrar, K., Fonteyne, S., Harding, G., Hastings, A., Huxley, L.M., Iqbal, Y., Khokhlov, N., Kiesel, A., Lootens, P., Meyer, H., Mos, M., Muylle, H., Nunn, C., Özgüven, M., Roldán-Ruiz, I., Schüle, H., Tarakanov, I., van der Weijde, T., Wagner, M., Xi, Q., Kalinina, O., 2016. Progress on Optimizing Miscanthus Biomass Production for the European Bioeconomy: Results of the EU FP7 Project OPTIMISC. *Front. Plant Sci.* 7. <https://doi.org/10.3389/fpls.2016.01620>.
- Lewandowski, I., Heinz, A., 2003. Delayed harvest of miscanthus—influences on biomass quantity and quality and environmental impacts of energy production. *Eur. J. Agron.* 19, 45–63. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(02\)00018-7](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00018-7).

- LogistEC : Logistics for Energy Crops' Biomass, 2012 Deliverable D1.3. SOC models and agro-ecosystem models parameterized and validated for perennial energy crops
- Parrish, D.J., Fike, J.H., 2005. The Biology and Agronomy of Switchgrass for Biofuels. *Crit. Rev. Plant Sci.* 24, 423–459. <https://doi.org/10.1080/07352680500316433>.
- Patouillard, L., n.d. RÉGIONALISATION EN ANALYSE DU CYCLE DE VIE : ANALYSE CONSÉQUENTIELLE DES FILIÈRES ALTERNATIVES POUR LE TRANSPORT EN FRANCE 313.
- Perrin, A., Wohlfahrt, J., Morandi, F., Østergård, H., Flatberg, T., De La Rua, C., Bjørkvoll, T., Gabrielle, B., 2017. Integrated design and sustainable assessment of innovative biomass supply chains: A case-study on miscanthus in France. *Appl. Energy* 204, 66–77. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.06.093>.
- Petersen, A.M., Melamu, R., Knoetze, J.H., Görgens, J.F., 2015. Comparison of second-generation processes for the conversion of sugarcane bagasse to liquid biofuels in terms of energy efficiency, pinch point analysis and Life Cycle Analysis. *Energy Convers. Manag.* 91, 292–301. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2014.12.002>.
- PRé Consultants, Goedkoop, M., De Schryver, A., Oele, M., Durksz, S., de Roest, D., 2016. Introduction to LCA with SimaPro 7 (No. 4.5). PRé Consultants.
- Schmer, M.R., Vogel, K.P., Mitchell, R.B., Perrin, R.K., 2008. Net energy of cellulosic ethanol from switchgrass. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 105, 464–469. <https://doi.org/10.1073/pnas.0704767105>.
- Searchinger, T., Heimlich, R., Houghton, R.A., Dong, F., Elobeid, A., Fabiosa, J., Tokgoz, S., Hayes, D., Yu, T.-H., 2008. Use of U.S. Croplands for Biofuels Increases Greenhouse Gases Through Emissions from Land-Use Change. *Science* 319, 1238–1240. <https://doi.org/10.1126/science.1151861>.
- Sinistore, J.C., Reinemann, D.J., Izaurralde, R.C., Cronin, K.R., Meier, P.J., Runge, T.M., Zhang, X., 2015. Life Cycle Assessment of Switchgrass Cellulosic Ethanol Production in the Wisconsin and Michigan Agricultural Contexts. *BioEnergy Res.* 8, 897–909. <https://doi.org/10.1007/s12155-015-9611-4>.
- Sokhansanj, S., Mani, S., Turhollow, A., Kumar, A., Bransby, D., Lynd, L., Laser, M., 2009. Large-scale production, harvest and logistics of switchgrass (*Panicum virgatum* L.) - current technology and envisioning a mature technology. *Biofuels Bioprod. Biorefining* 3, 124–141. <https://doi.org/10.1002/bbb.129>.
- Stratégie Nationale Bas-Carbone, Mars 2020.
- Spatari, S., MacLean, H.L., 2010. Characterizing Model Uncertainties in the Life Cycle of Lignocellulose-Based Ethanol Fuels. *Environ. Sci. Technol.* 44, 8773–8780. <https://doi.org/10.1021/es102091a>.
- Sylvain Pellerin et Laure Bamière (pilotes scientifiques), Camille Launay, Raphaël Martin, Michele Schiavo, Denis Angers, Laurent Augusto, Jérôme Balesdent, Isabelle Basile-Doelsch, Valentin Bellassen, Rémi Cardinael, Lauric Cécillon, Eric Ceschia, Claire Chenu, Julie Constantin, Joël Darroussin, Philippe Delacote, Nathalie Delame, François Gastal, Daniel Gilbert, Anne-Isabelle Graux, Bertrand Guenet, Sabine Houot, Katja Klumpp, Elodie Letort, Isabelle Litrico, Manuel Martin, Safya Menasseri, Delphine Mézière, Thierry Morvan, Claire Mosnier, Jean Roger-Estrade, Laurent Saint-André, Jorge Sierra, Olivier Théron, Valérie Viaud, Régis Gâteau, Sophie Le Perchec, Isabelle Savini, Olivier Réchauchère, 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), 114 p.
- Tilman, D., Socolow, R., Foley, J.A., Hill, J., Larson, E., Lynd, L., Pacala, S., Reilly, J., Searchinger, T., Somerville, C., Williams, R., 2009. Beneficial Biofuels--The Food,

- Energy, and Environment Trilemma. *Science* 325, 270–271.
<https://doi.org/10.1126/science.1177970>.
- Wang, M., Han, J., Dunn, J.B., Cai, H., Elgowainy, A., 2012. Well-to-wheels energy use and greenhouse gas emissions of ethanol from corn, sugarcane and cellulosic biomass for US use. *Environmental Research Letters* 7, 045905. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/045905>
- Wertz, J.-L., n.d. 2012. Obtention de lignine et/ou de composés aromatiques dans les bioraffineries lignocellulosiques 19.
- Whitaker, J., Ludley, K.E., Rowe, R., Taylor, G., Howard, D.C., 2010a. Sources of variability in greenhouse gas and energy balances for biofuel production: a systematic review: GREENHOUSE GAS AND ENERGY BALANCES OF BIOFUELS. *GCB Bioenergy* no-no. <https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2010.01047.x>.

Supplementary material

Appendix 1: Regional simulation outputs from CERES-EGC used in the LC inventory

A Miscanthus – averages

Region	Crop yield				N ₂ O emissions				Variations in soil organic C Stock				Stock C variations using AROPAj outputs				Area cropped to miscanthus (k ha)
	(t DM ha ⁻¹)				(kg N ₂ O-N ha ⁻¹ an ⁻¹)				(t C. ha ⁻¹ an ⁻¹)				(t C. ha ⁻¹ an ⁻¹)				
N rate	0N	30N	60N	90N	0N	30N	60N	90N	0N	30N	60N	90N	0N	30N	60N	90N	
Alsace	7.36	12.16	14.28	14.47	0.08	0.08	0.08	0.09	-0.03	0.27	0.31	0.26	-0.13	0.12	0.16	0.12	6.9
Aquitaine	12.92	15.53	15.90	15.54	0.10	0.11	0.11	0.11	0.00	0.05	0.09	0.09	-0.14	-0.10	-0.08	-0.08	69.9
Auvergne	7.82	12.85	14.50	14.55	0.06	0.07	0.07	0.07	0.45	0.57	0.55	0.52	0.09	0.16	0.15	0.14	20.8
Bnorm	5.17	12.34	16.45	16.90					-0.51	0.07	-0.28	-0.13	-0.54	-0.02	-0.34	-0.20	8.7
Bourgogne	9.79	15.19	16.48	16.64	0.15	0.38	0.39	0.52	0.29	0.43	0.42	0.38	0.18	0.30	0.29	0.26	74.9
Bretagne	5.49	9.24	11.27	11.96	0.11	0.12	0.12	0.13	0.15	0.51	0.44	0.38	-0.04	0.20	0.16	0.12	47.9
Centre	9.33	12.78	13.67	13.47	0.08	0.09	0.09	0.11	0.21	0.30	0.27	0.23	-0.07	-0.01	-0.04	-0.06	45.3
ChampA	11.02	15.18	16.11	16.15	0.11	0.12	0.13	0.13	-0.09	0.24	0.18	0.16	-0.20	0.08	0.03	0.02	12.6
FranchC	8.37	15.89	17.89	18.21	0.12	0.14	0.14	0.15	0.14	0.32	0.32	0.27	0.06	0.24	0.24	0.19	16.2
HNorm	7.42	11.21	12.97	13.35	0.10	0.10	0.10	0.11	-0.07	0.10	0.13	0.11	-0.12	0.02	0.05	0.03	8.7
IdF	8.32	11.01	12.14	12.02	0.09	0.09	0.10	0.11	0.22	0.46	0.41	0.36	0.15	0.38	0.33	0.29	14.1
Lang	10.70	13.01	13.47	12.96	0.09	0.10	0.10	0.11	0.18	0.28	0.23	0.21	-0.21	-0.16	-0.19	-0.19	82.9
Limousin	6.86	12.45	16.15	16.45	0.24	0.25	0.26	0.27	0.43	0.60	0.61	0.59	0.15	0.28	0.29	0.28	32.3
Loire	6.42	10.03	11.34	11.45	0.05	0.05	0.06	0.06	0.03	0.23	0.18	0.14	-0.05	0.11	0.07	0.03	49.6
Lorraine	8.50	14.56	16.36	16.64	0.09	0.09	0.10	0.11	-0.22	0.18	0.16	0.17	-0.24	0.14	0.11	0.12	42.7
MidiPy	11.74	14.92	15.40	15.11	0.11	0.11	0.12	0.13	0.13	0.27	0.28	0.27	-0.08	0.02	0.02	0.01	82.2
NordPdC	7.04	11.31	13.42	13.81	0.11	0.11	0.12	0.12	0.01	0.18	0.15	0.13	-0.07	0.09	0.05	0.03	22.1
PACA	10.39	11.75	11.97	11.64	0.08	0.08	0.09	0.10	0.10	0.17	0.11	0.10	-0.22	-0.21	-0.22	-0.22	45.6
Picardie	9.47	12.38	13.72	13.78	0.32	0.33	0.33	0.34	0.16	0.37	0.38	0.37	0.08	0.27	0.27	0.26	39.3
Poitou	10.59	13.78	14.85	14.54	0.10	0.11	0.12	0.13	0.30	0.40	0.39	0.35	0.11	0.18	0.18	0.15	13.1
RhoneA	10.84	15.52	16.85	16.87	0.12	0.13	0.14	0.14	0.31	0.39	0.31	0.30	0.00	0.05	0.00	0.00	8.4

B Switchgrass

	Crop yield (t DM ha ⁻¹)				N ₂ O emisison (kg N ₂ O-N ha ⁻¹ an ⁻¹)				Variations in soil organic C Stock (t C. ha ⁻¹ an ⁻¹)				Stock C using AROPAj outputs (t C. ha ⁻¹ an ⁻¹)				surfaces (K ha)
	0 kgN	30 kgN	60 kgN	90 kgN	0 kgN	30 kgN	60 kgN	90 kgN	0 kgN	30 kgN	60 kgN	90 kgN	0 kgN	30 kgN	60 kgN	90 kg N	
Alsace	5.54	6.63	6.84	6.92	0.06	0.13	0.22	0.32	-0.19	-0.23	-0.20	-0.17	-0.20	-0.23	-0.21	-0.18	6.9
Aquitaine	6.52	8.00	8.27	8.36	0.22	0.41	0.68	0.92	0.43	0.36	0.31	0.32	0.41	0.36	0.33	0.34	69.9
Auvergne	5.27	6.60	6.90	6.91	0.09	0.16	0.28	0.40	0.38	0.68	0.67	0.67	0.29	0.34	0.38	0.40	20.8
Bnorm	5.40	6.64	6.89	7.03			0.38		0.20	0.05	0.00	0.02	0.16	0.03	0.00	0.01	8.7
Bourgogne	6.36	7.62	7.68	7.72	0.23	0.46	0.81	1.11	0.14	0.21	0.21	0.23	0.16	0.22	0.22	0.23	74.9
Bretagne	4.86	5.97	6.36	6.51	0.15	0.31	0.51	0.68	0.29	0.28	0.30	0.34	0.27	0.27	0.28	0.31	47.9
Centre	6.25	7.13	7.22	7.36	0.20	0.36	0.57	0.76	0.14	0.17	0.17	0.20	0.17	0.19	0.19	0.21	45.3
ChampA	6.37	7.78	7.86	7.86	0.16	0.25	0.42	0.59	-0.10	-0.36	-0.37	-0.37	-0.17	-0.40	-0.41	-0.41	12.6
FrancheC	6.26	8.80	9.31	9.23	0.09	0.17	0.32	0.47	-0.02	0.067	0.05	0.06	-0.04	0.04	0.02	0.03	16.2
HNorm	5.67	6.93	7.13	7.29	0.06	0.10	0.16	0.22	-0.03	-0.09	-0.15	-0.15	0.00	-0.04	-0.09	-0.09	8.7
IdF	5.77	6.59	6.70	6.84	0.08	0.14	0.21	0.28	0.08	0.10	0.11	0.14	0.07	0.09	0.10	0.12	14.1
Lang	6.86	7.89	8.12	8.28	0.19	0.28	0.42	0.57	0.23	0.31	0.369	0.40	0.30	0.35	0.35	0.36	82.9
Limousin	5.42	6.98	7.42	7.45	0.05	0.10	0.18	0.26	0.37	0.62	0.52	0.53	0.30	0.49	0.41	0.42	32.3
Loire	5.33	6.37	6.71	6.92	0.20	0.38	0.60	0.80	-0.00	0.00	-0.02	0.00	0.01	0.01	0.00	0.00	49.6
Lorraine	6.09	7.64	7.80	7.80	0.14	0.28	0.50	0.72	-0.26	-0.36	-0.36	-0.36	-0.26	-0.36	-0.36	-0.36	42.7
MidiPy	6.42	7.70	7.95	8.03	0.30	0.54	0.87	1.22	0.30	0.41	0.42	0.44	0.25	0.33	0.34	0.35	82.2
NordPdC	5.79	7.04	7.16	7.32	0.08	0.13	0.21	0.28	-0.09	-0.10	-0.14	-0.07	-0.14	-0.14	-0.18	-0.12	22.1
PACA	7.28	8.12	8.23	8.37	0.15	0.21	0.32	0.44	0.35	0.46	0.47	0.48	0.43	0.45	0.45	0.46	45.6
Picardie	6.14	7.06	7.11	7.19	0.11	0.16	0.23	0.31	0.14	0.73	0.77	0.80	0.13	0.66	0.69	0.72	39.3
Poitou	6.60	7.69	7.95	8.09	0.16	0.30	0.47	0.63	0.32	0.41	0.47	0.50	0.26	0.34	0.38	0.40	13.1
RhoneA	6.48	8.22	8.45	8.48	0.20	0.35	0.61	0.85	0.12	0.24	0.26	0.28	0.36	0.54	0.53	0.53	8.4

C Standard Deviation (miscanthus)

	Crop yield (t DM ha ⁻¹)				N ₂ O emissions (kg N ₂ O-N ha ⁻¹ an ⁻¹)				Variations in soil organic C Stock (tC. ha ⁻¹ an ⁻¹)			
	0 kgN	30 kgN	60 kgN	90 kgN	0 kgN	30 kgN	60 kgN	90 kgN	0 kgN	30 kgN	60 kgN	90 kgN
IDF	4.42	4.1	4.1	4.07	0.06	0.07	0.077	0.07	0.29	0.34	0.26	0.25
Champ A	5.42	3.5	3.44	3.52	0.057	0.06	0.067	0.06	0.29	0.24	0.21	0.21
Picardie	4.45	3.9	3.41	3.28	0.06	0.05	0.069	0.07	0.39	0.37	0.26	0.24
Hnorm	3.89	4.1	3.65	3.33	0.048	0.08	0.055	0.05	0.23	0.26	0.21	0.22
NordPC	4.62	4.1	4.18	4.10	0.074	0.22	0.087	0.09	0.34	0.37	0.32	0.33
Centre	2.72	4.7	4.37	3.45	0.091	0.06	0.216	0.3	0.23	0.65	0.49	0.37
Bnorm	4.54	3.14	3.03	3.14	0.065	0.05	0.069	0.07	0.34	0.26	0.26	0.26
Bourgogne	3.68	3.74	2.82	2.27	0.046	0.04	0.052	0.05	0.23	0.22	0.19	0.14
Lorraine	4.84	3.76	2.27	2.16	0.051	0.07	0.052	0.05	0.4	0.27	0.21	0.21
Alsace	3.10	2.41	2.23	2.43	0.048	0.04	0.048	0.05	0.21	0.21	0.1	0.11
Loire	2.59	3.45	3.37	3.16	0.068	0.06	0.072	0.074	0.28	0.48	0.36	0.34
Bretagne	4.78	1.65	3.72	1.6	0.045	0.09	0.042	0.043	0.25	0.25	0.26	0.24
FrancheC	1.25	3.02	3.14	3.2	0.06	0.07	0.063	0.072	0.31	0.43	0.35	0.35
Poitou	5.33	4.40	3.96	3.8	0.084	0.07	0.09	0.16	0.38	0.33	0.24	0.23
Aquitaine	5.50	4	4.54	4.79	0.068	0.01	0.076	0.078	0.37	0.36	0.29	0.29
MidiPy	5	4.2	4.54	4.2	0.084	0.07	0.078	0.081	0.31	0.37	0.29	0.33
Limousin	3.19	3.36	1.65	1.9	0.016	0.04	0.016	0.016	0.35	0.3	0.34	0.34
RhoneA	5.71	3.01	3.88	3.0	0.067	0.07	0.075	0.077	0.36	0.34	0.34	0.45
Auvergne	3.46	2.88	2.71	2.6	0.041	0.08	0.041	0.04	0.39	0.37	0.42	0.49
Lang	5.57	5.22	5.18	4.6	0.39	0.39	0.39	0.38	0.45	0.6	0.69	0.61
PACA	5.46	5.76	5.22	5.77	0.34	0.34	0.34	0.33	0.56	0.65	0.63	0.63

D Standard Deviation (switchgrass)

	Crop yield (t DM ha ⁻¹)				N ₂ O emisisions (kg N ₂ O-N ha ⁻¹ an ⁻¹)				Variations in soil organic C Stock (tC. ha ⁻¹ an ⁻¹)			
	0 kgN	30 kgN	60 kgN	90 kgN	0 kgN	30 kgN	60 kgN	90 kgN	0 kgN	30 kgN	60 kgN	90 kgN
IDF	1.42	1.69	1.62	1.6	0.07	0.16	0.27	0.38	0.32	0.4	0.41	0.43
Champ A	1.55	1.65	1.58	1.52	0.14	0.18	0.35	0.51	0.32	0.38	0.4	0.41
Picardie	1.36	1.68	1.65	1.61	0.05	0.12	0.21	0.28	0.15	0.35	0.36	0.36
Hnorm	1.18	1.59	1.56	1.53	0.04	0.11	0.2	0.27	0.28	0.42	0.46	0.49
NordPC	1.29	1.52	2.93	1.41	0.09	0.22	0.36	0.48	0.19	0.35	0.4	0.43
Centre	1.13	1.42	1.93	1.35	0.076	0.20	0.34	0.46	0.24	0.44	0.44	0.47
Bnorm	1.08	1.34	1.24	1.17	0.10	0.23	0.42	0.57	0.23	0.43	0.48	0.48
Bourgogne	0.88	1.18	1.23	1.10	0.04	0.11	0.19	0.27	0.31	0.33	0.33	0.37
Lorraine	1.04	1.32	1.18	1.18	0.07	0.19	0.36	0.52	0.18	0.25	0.27	0.28
Alsace	0.91	1.07	1.06	1.03	0.07	0.19	0.33	0.47	0.19	0.17	0.2	0.18
Loire	1.26	1.40	1.4	1.43	0.09	0.20	0.33	0.44	0.25	0.29	0.34	0.36
Bretagne	0.93	1.46	1.46	1.35	0.066	0.16	0.34	0.52	0.17	0.27	0.28	0.29
Franche C	1.14	1.30	0	1.25	0.10	0.23	0.38	0.54	0.31	0.37	0.4	0.43
Poitou	1.35	1.48	1.31	1.92	0.11	0.25	0.41	0.55	0.24	0.28	0.29	0.30
Aquitaine	1.53	1.99	1.99	1.63	0.10	0.23	0.4	0.55	0.30	0.33	0.45	0.34
MidiPy	1.46	1.72	1.67	0.90	0.11	0.24	0.4	0.25	0.24	0.3	0.34	0.36
Limousin	0.63	0.90	0.85	1.84	0.03	0.09	0.17	0.46	0.28	0.36	0.33	0.4
RhoneA	1.51	1.86	1.81	1.56	0.08	0.19	0.33	0.42	0.26	0.31	0.39	0.31
Auvergne	1.08	1.45	1.59	1.86	0.08	0.16	0.29	0.39	0.27	0.34	0.31	0.30
Lang	1.66	1.79	1.79	2.1	0.15	0.25	0.42	0.59	0.41	0.54	0.51	0.52
PACA	1.99	4.4	2.31	2.4	0.14	0.24	0.41	0.61	0.41	0.47	0.47	0.47

Appendix 2: Transportation distances for biomass from fields to conversion unit (km).

Regions with a similar colour code (red, green, blue or grey) were grouped to supply one ethanol facility (for miscanthus for example Haute-Normandie and Ile de France where grouped).

Region	miscanthus	switchgrass
NordPC	34	45
Picardie	35	45
Hnormandie	35	41
Bnormandie	35	57
Bretagne	36	59
Loire	31	41
Centre	35	55
IDF	35	41
champ	32	53
Lorraine	32	41
Alsace	34	43
FrancheC	37	49
Bourgogne	32	54
Auvergne	34	57
RhoneA	31	51
PACA	29	43
Lang	33	43
MidiPy	32	53
Aquitaine	32	52
Limousin	32	55
Poitou	34	53

Appendix 3: Map of administrative regions in France and table of regions' acronyms. The triangle symbols depict the location of potential bioethanol production facilities (here for the optimal fertilizer N input rates for the two crops).



Alsace	Alsace
Aquitaine	Aquitaine
Auvergne	Auvergne
Bnorm	Basse-Normandie
Bourgogne	Bourgogne
Bretagne	Bretagne
Centre	Centre
ChampA	Champagne-Ardenne
FrancheC	Franche-Comte
HNorm	Haute-Normandie
IdF	Ile-de-France
Lang	languedoc Roussillon
Limousin	Limousin
Loire	Loire
Lorraine	Lorraine
MidiPy	Midi-Pyrénées
NordPdC	Nord Pas de Calais
PACA	Provence-Alpes Côte d'Azur
Picardie	Picardie

Appendix 4: Breakdown of the total utilizable agricultural area among the main land-uses using the FADN baseline (kha) in France (year 2010).

	Cropland	Industrial	Grassland	Fallow	Total UAA
IDF	511.43	5.23	4.19	24.51	545.38
Champ A	1345.57	4.81	0.67	82.44	1433.50
Picardie	1143.93	16.66	32.85	58.04	1251.50
Hnorm	637.27	27.46	79.49	0	744.23
NordPC	2158.39	0	23.615	46.34	2228.36
Centre	740.67	8.57	350.09	35.48	1134.82
Bnorm	1462.63	0	148.56	0.50	1611.70
Bourgogne	676.70	21.85	58.69	25.34	782.59
Lorraine	1081.45	0	23.84	0	1105.3
Alsace	232.38	2.11	0.247	24.78	259.52
Loire	573.13	0	47.76	27.27	648.18
Bretagne	1542.02	4.88	370.59	108.54	2026.04
FrancheC	1489.84	0	31.72	39.02	1560.58
Poitou	1229.89	8.61	143.20	107.48	1489.19
Aquitaine	693.51	3.20	235.13	0	931.84
MidiPy	1389.21	1.65	317.96	116.82	1825.66
Limousin	535.90	0.79	165.9482	0	702.65
RhoneA	759.34	1.83	283.29	120.06	1164.54
Auvergne	832.79	1.46	485.65	0	1319.92
Lang	125.08	0	78.51	64.95	268.55
PACA	52.38	0	52.75	63.51	168.66

Appendix 5: Areas of each type of cover calculated by AROPAj following the introduction of energy crops (Kha).

Region	Cropland	Industrial	Grassland	Fallow	Energy crops	Total UAA
IDF	505,76	5.17	4.11	23.45	6.86	545.38
Champ A	1280.0	4.57	0.66	78.24	69.92	1433.50
Picardie	1123.8	16.33	33.96	56.53	20.84	1251.50
Hnorm	631.72	27.31	76.45	0	8.74	744.23
NordPC	2083.8	0	26.11	43.44	74.92	2228.36
Centre	715.31	8.11	328.75	34.70	47.93	1134.82
Bnorm	1430.15	0	136.05	0.18	45.30	1611.70
Bourgogne	659.30	21.43	64.09	25.17	12.57	782.59
Lorraine	1063.01	0	26.109	0	16.18	1105.3
Alsace	224.38	2.11	0.24	24.12	8.66	259.52
Loire	561.17	0	48.06	24.83	14.11	648.18
Bretagne	1442.09	4.64	364.44	131.94	82.91	2026.04
FrancheC	1458.47	0	29.35	40.50	32.25	1560.58
Poitou	1194.59	8.61	134.04	102.37	49.56	1489.19
Aquitaine	619.46	3.11	240.68	25.89	42.68	931.84
MidiPy	1322.78	1.56	308.61	110.45	82.23	1825.65
Limousin	539.56	0.74	140.24	0	22.08	702.65
RhoneA	705.29	1.74	283.59	128.28	45.62	1164.54
Auvergne	808.91	1.46	466.05	4.184	39.29	1319.92
Lang	117.90	0	75.76	61.78	13.10	268.55
PACA	31.14	0	68.87	60.42	8.40	168.84

Appendix 6: GHG budget ($\text{CO}_2\text{eq MJ}^{-1}$) of the entire biofuel production chain by region A-miscanthus.

	60kg N ha ⁻¹	
	Miscanthus GHG (g CO ₂ eq MJ ⁻¹)	Switchgrass GHG (g CO ₂ eq MJ ⁻¹)
Alsace	-3.94	54.59
Aquitaine	13.28	32.45
Auvergne	9.25	43.70
BNorm	18.53	52.14
Bourgogne	2.56	25.59
Bretagne	7.54	29.44
Centre	14.34	12.53
Champ-A	6.73	74.84
Franche-C	0.85	24.33
HNorm	0.84	50.17
Idf	-1.42	19.94
Lang	18.26	24.27
Limousin	3.39	12.90
Loire	8.50	41.30
Lorraine	5.21	78.12
MidiPy	9.3	23.25
NordPC	6.54	46.98
PACA	24.5	24.40
Picardie	0.73	-10.55
Poitou	7.25	3.41
Rhone-A	9.25	7.57

Appendix 7 : Life-cycle inventory data on feedstock production

A Miscanthus inventory

Documentation	Entrées/sortants	Paramètres	Description du système
Produits			
Sortants connus vers la technosphère. Produits et co-produits			
miscanthus_Alsace 60N late	Quantité	Unité	Quantité Affectation % Type de déchets Catégorie
(insérer une ligne ici)	$(\text{yield}/(100-\text{moisture})) \times 100 = 17,8$	ton	Mass 100 % non défini ...miscanthus (bion
Sortants connus vers la technosphère. Produits évités			
(insérer une ligne ici)	Quantité	Unité	Distribution Ecart Type^2 ou Min Max Commentaire
Entrées			
Entrées connues de la nature (ressources)			
Occupation, agriculture	Sous-con	Quantité	
Transformation, from annual crop	land	$1/((100-\text{moisture}) \times (\text{yield} \times \text{Lann}) \times \text{rotation}) = 3,5\text{E-}5$	
Transformation, from grassland	land	$1/((100-\text{moisture}) \times (\text{yield} \times \text{Lgrass}) \times \text{rotation}) = 0,0367$	
Transformation, from fallow	land	$1/((100-\text{moisture}) \times (\text{yield} \times \text{Lfall}) \times \text{rotation}) = 0,000377$	
Transformation, from unspecified, used	land	$1/((100-\text{moisture}) \times (\text{yield} \times \text{Lother}) \times \text{rotation}) = 0,00011$	
Transformation, to perennial crop	land	$1/((100-\text{moisture}) \times \text{rotation} \times \text{yield} \times ((\text{Lann} \times \text{Lgrass} \times \text{Lfall}) + (\text{Lgrass} \times \text{Lfall} \times \text{Lother}) + (\text{Lfall} \times \text{Lother} \times \text{Lann}) + (\text{Lgrass} \times \text{Lother} \times \text{Lann})) / (\text{Lann} \times \text{Lgrass} \times \text{Lfall} \times \text{Lother})) = 0,037$	
Entrées connues de la technosphère (matériaux/carburants)			
Tillage, ploughing/CH U (switchgrass/ mel)	Quantité	Unité	
Mowing, by motor mower/CH U (switchgrass/mel)	$1/\text{rotation} = 0,04$	ha	
Application of plant protection products, by field sprayer/CH U /switchgrass MEL	$1^5/\text{rotation} = 0,2$	ha	
Pendimethalin, at regional storage/RER U	$0,400 \times 3^5 / \text{rotation} = 0,24$	kg	
Potato planting/CH U	$1/\text{rotation} = 0,04$	ha	
Transport, lorry 3.5-16t, fleet average/RER U	$10^2 \times 2^2 / 1000 = 0,42$	tkm	
Transport, lorry 3.5-16t, fleet average/RER U	$2^2 \times (21/1000)^5 = 0,21$	tkm	
miscanthus rhizome (en kg)	$(15000 \times 0,035) / \text{rotation} = 21$	kg	
Application of plant protection products, by field sprayer/CH U /switchgrass MEL	$1^5/\text{rotation} = 0,2$	ha	
Bentazone, at plant/RER Energy	$0,480 \times 2^1 \times (5/\text{rotation}) = 0,202$	kg	
Fertilising, by broadcaster/CH U	$((\text{rotation}-2)/\text{rotation}) = 0,92$	ha	
Ammonium nitrate, as 100% (NH4)(NO3) (NPK 35-0-0), at plant/RER Mass	$\text{fert_az} \times ((\text{rotation}-2)/\text{rotation}) / 0,35 =$	kg	
Triple superphosphate, as 80% Ca(H2PO4)2 (NPK 0-48-0), at regional storehouse/RER Mass	$\text{fert_phos} \times ((\text{rotation}-2)/\text{rotation}) / 0,4 =$	kg	
Potassium sulphate (NPK 0-0-50), at regional storehouse/RER Mass	$\text{fert_pot} \times ((\text{rotation}-2)/\text{rotation}) / 0,50 =$	kg	
Harvesting silage grass, with hay chopper and blower/FR U/monia	$0,5^5 \times ((\text{rotation}-1)/\text{rotation}) = 0,48$	hr	
Baling/CH U (monia)	$(\text{yield}/0,7) \times ((\text{rotation}-1)/\text{rotation}) =$	p	
Mowing, by motor mower/CH U	$1/\text{rotation} = 0,04$	ha	
Tillage, rotary cultivator/CH U	$2/\text{rotation} = 0,08$	ha	
Application of plant protection products, by field sprayer/CH U /switchgrass MEL	$1/\text{rotation} = 0,04$	ha	
Glyphosate, at regional storehouse/CH U	$3^0,36/\text{rotation} = 0,0432$	kg	
(Insérer une ligne ici)			
Sortants			
Émissions vers l'air			
Dinitrogen monoxide	Sous-compartiment	Quantité	Unité
Nitrogen oxides, FR		$\text{N}_2\text{O} \times (44/28) = 0,22$	kg
Ammonia, FR		$\text{NO}_x \times (38/14) = 0,597$	kg
Carbon dioxide, biogenic		$\text{NH}_3 \times (17/14) = -0,17$	kg
Dinitrogen monoxide		$(\text{Stock}_C \times 1000 \times (44/12)) = 593$	kg
(insérer une ligne ici)		$\text{NO}_3 \times (62/14) \times 0,3^0,0075 \times (44/28) = 0,0$	kg
Émissions vers l'eau			
Nitrate	Sous-compartiment	Quantité	Unité
(insérer une ligne ici)		$\text{NO}_3 \times (62/14) = 18,7$	kg
Émissions vers le sol			
Glyphosate	Sous-compartiment	Quantité	Unité
Cadmium		$1^0,36 \times 19/20 = 0,342$	kg
Chromium III		$1,50 \times 19/20 = 1,42$	kg
Copper		$9,54 \times 19/20 = 9,06$	kg
Nickel		$5,44 \times 19/20 = 5,17$	kg
Lead		$7,16 \times 19/20 = 6,8$	kg
Zinc		$2,28 \times 19/20 = 2,17$	kg
		$40,80 \times 19/20 = 38,8$	kg

B Switchgrass inventory

Sortants connus vers la technosphère. Produits et co-produits	Quantité	Unité	Quantité	Affectation %	Type de déchets	Catégorie
Switchgrass_Alsace 60N late	$(\text{yield}/(100-\text{moisture})) * 100 = 8,55$	ton	Mass	100 %	non défini	...miscanthus (bion
(Insérer une ligne ici)						
Sortants connus vers la technosphère. Produits évités	Quantité	Unité	Distribution	Ecart Type^2 ou Min	Max	Commentaire
(Insérer une ligne ici)						

Entrées		
Entrées connues de la nature (ressources)	Sous-con	Quantité
Occupation, agriculture	land	$1/((100-\text{moisture}) * \text{yield} * \text{rotation}) = 7,31E-5$
Transformation, from annual crop	land	$1/((100-\text{moisture}) * (\text{yield} * \text{Lann}) * \text{rotation}) = 8,5E-5$
Transformation, from grassland	land	$1/((100-\text{moisture}) * (\text{yield} * \text{Lgrass}) * \text{rotation}) = 0,0769$
Transformation, from fallow	land	$1/((100-\text{moisture}) * (\text{yield} * \text{Lfall}) * \text{rotation}) = 0,000795$
Transformation, from unspecified, used	land	$1/((100-\text{moisture}) * (\text{yield} * \text{Lother}) * \text{rotation}) = 0,00178$
transformation, to perennial crop	land	$1/((100-\text{moisture}) * \text{rotation} * \text{yield}) * (((\text{Lann} * \text{Lgrass} * \text{Lfall}) + (\text{Lgrass} * \text{Lfall} * \text{Lother}) + (\text{Lfall} * \text{Lother} * \text{Lann}) + (\text{Lgrass} * \text{Lother} * \text{Lann})) / (\text{Lann} * \text{Lgrass} * \text{Lfall} * \text{Lother})) = 0,0796$

Entrées connues de la technosphère (matériaux/carburants)		
	Quantité	Unité
Tillage, ploughing/CH U (switchgrass/ mel)	$1/\text{rotation} = 0,04$	ha
Harrowing, with rotary harrow (standard equipment)/FR U (switchgrass mel)	$1/\text{rotation} = 0,04$	hr
Application of plant protection products, by field sprayer/CH U /switchgrass MEL	$1 * 5 / \text{rotation} = 0,2$	ha
Pendimethalin, at regional storage/RER U	$0,400 * 3 * (5 / \text{rotation}) = 0,24$	kg
Planting, switchgrass/ monia	$1/\text{rotation} = 0,04$	ha
Transport, lorry 3.5-16t, fleet average/RER U	$10 * 2 * 21 / 1000 = 0,42$	tkm
Transport, lorry 3.5-16t, fleet average/RER U	$2 * (21 / 1000) * 5 = 0,21$	tkm
switchgrass seed IP, at farm/CH U (monia)	$12,3 / \text{rotation} = 0,492$	kg
Application of plant protection products, by field sprayer/CH U (switchgrass/mel)	$1 * 5 / \text{rotation} = 0,2$	ha
Bentazone, at plant/RER Energy	$0,480 * 2,1 * (5 / \text{rotation}) = 0,202$	kg
Fertilising, by broadcaster/CH U	$((\text{rotation} - 2) / \text{rotation}) = 0,92$	ha
Ammonium nitrate, as 100% (NH4)(NO3) (NPK 35-0-0), at plant/RER Mass	$\text{fert_az} * ((\text{rotation} - 2) / \text{rotation}) / 0,35 =$	kg
Triple superphosphate, as 80% Ca(H2PO4)2 (NPK 0-48-0), at plant/RER Mass	$\text{fert_phos} * ((\text{rotation} - 2) / \text{rotation}) / 0,4$	kg
Potassium sulphate (NPK 0-0-50), Mannheim process, at plant/RER Mass	$\text{fert_pot} * ((\text{rotation} - 2) / \text{rotation}) / 0,50$	kg
Harvesting/ switchgrass/ Monia	$((\text{rotation} - 1) / \text{rotation}) * 0,05 = 0,048$	ha
Baling/CH U (monia)	$(\text{yield} / 0,7) * ((\text{rotation} - 1) / \text{rotation}) =$	p
Mowing, by motor mower/CH U (switchgrass/mel)	$1/\text{rotation} = 0,04$	ha
Tillage, rotary cultivator/CH U	$2/\text{rotation} = 0,08$	ha
Application of plant protection products, by field sprayer/CH U (switchgrass/mel)	$1/\text{rotation} = 0,04$	ha
Glyphosate, at regional storehouse/CH U	$3 * 0,36 / \text{rotation} = 0,0432$	kg

Émissions vers l'air	Sous-compartiment	Quantité	Unité	D
Dinitrogen monoxide		$\text{N2O} * (44/28) = 0,33$	kg	
Nitrogen oxides, FR		$\text{NOx} * (38/14) = 0,163$	kg	
Ammonia, FR		$\text{NH3} * (17/14) = -0,0121$	kg	
Carbon dioxide, biogenic		$(\text{Stock_C} * 1000 * (44/12)) = -770$	kg	
Dinitrogen monoxide		$\text{NO3} * (62/14) * 0,3 * 0,0075 * (44/28) = 0,1$	kg	
(Insérer une ligne ici)				

Émissions vers l'eau	Sous-compartiment	Quantité	Unité	D
Nitrate		$\text{NO3} * (62/14) = 41,4$	kg	
(Insérer une ligne ici)				

Émissions vers le sol	Sous-compartiment	Quantité	Unité
Glyphosate		$1 * 0,36 * 19 / 20 = 0,342$	kg
Cadmium		$1,50 * 19 / 20 = 1,42$	kg
Chromium III		$9,54 * 19 / 20 = 9,06$	kg
Copper		$5,44 * 19 / 20 = 5,17$	kg
Nickel		$7,16 * 19 / 20 = 6,8$	kg
Lead		$2,28 * 19 / 20 = 2,17$	kg
Zinc		$40,80 * 19 / 20 = 38,8$	kg

C- Conversion inventory

Sortants connus vers la technosphère. Produits et co-produits	Quantité	Unité	Quantité	Affectation %	Ty	
ethanol miscanthus/ biochimique/ hot water/ 40Kt/ Alsace 60N late (Insérer une ligne ici)	260*29 = 7,54E3	MJ	Energy	100 %		
Sortants connus vers la technosphère. Produits évités (Insérer une ligne ici)	Quantité	Unité	Distribution	Ecart Type^2 ou Min	Max	C

Entrées

Entrées connues de la nature (ressources) (Insérer une ligne ici)	Sous-con	Quantité				
Entrées connues de la technosphère (matériaux/carburants)		Quantité	Unité	Distribution		
Ethanol fermentation plant/CH/U		unite_conversion*260 = 1,06E-7	p			
Heat and power co-generation unit, 6400kW thermal, building {CH} construction APOS, U		4,40E-9*260 = 1,14E-6	p			
Heat and power co-generation unit, 6400kW thermal, common components for heat+ electricity {CH} construction APOS, U		1,76E-8*260 = 4,58E-6	p			
Heat and power co-generation unit, 6400kW thermal, components for electricity only {RoW} construction APOS, U		1,76E-08*260 = 4,58E-6	p			
Lubricating oil, at plant/RER U		5,97E-5*260 = 0,0155	kg			
Enzyme, Cellulase, Novozyme Celluclast/kg/RER		5	kg		Indéfini	
Yeast paste, from whey, at fermentation/CH S		2,5	kg		Indéfini	
Corn steep liquor/kg/RNA		11,12	kg		Indéfini	
miscanthus_Alsace 60N late a eff		1,25*(100-moisture)/100 = 1	ton			
Transport, truck >20t, EURO2, 100%LF, empty return/GLO Energy		1,25*(0,25*distance) = 107	tkm			
Water, decarbonised, at plant/RER U (Insérer une ligne ici)		1490,78	ton		Indéfini	
Entrées connues de la technosphère (électricité/chaleur)	Quantité	Unité	Distribution	Ecart Type^2 ou Min	Max	C
Heat, at cogen with biogas engine, agricultural covered, allocation exergy/CH U	800	MJ	Indéfini			
heat, cogeneration, lignin conversion/ U/ (monia)	3056	MJ	Indéfini			
electricity, cogeneration, lignin conversion/ U/ (monia)	132,74	kWh	Indéfini			

Émissions vers l'air	Sous-compartiment	Quantité	Unité
Sulfuric acid		(1,55/98)*1 = 0,0158	kg
Water		(23900/98)*1 = 244	kg
Nitrogen, atmospheric		(24600/98)*1 = 251	kg
Oxygen		(18500/98)*1 = 189	kg
Carbon dioxide, biogenic		(0/98)*1 = 0	kg
Methane, biogenic		(4,15/98)*1 = 0,0423	kg
Nitrogen dioxide		(64,6/98)*1 = 0,659	kg
Sulfur dioxide		(100/98)*1 = 1,02	kg
Carbon monoxide, biogenic		(64,6/98)*1 = 0,659	kg
Acetic acid		(108/98)*1 = 1,1	kg
Methyl lactate		(16,5/98)*1 = 0,168	kg
Phosphate		(147/98)*1 = 1,5	kg
Organic substances, unspecified		(1420/98)*1 = 14,5	kg

Sortants connus vers la technosphère. Déchets et émissions pour traitement	Quantité	Unité
lignin to cogeneration plant	98	kg
Waste water treatment, chemical reduction/oxidation process, municipal waste water, at was	806	kg

CHAPITRE 7

DISCUSSION GÉNÉRALE

Les aspects innovants de la thèse

La chaîne de modélisation proposée ici, incluant des modèles biophysiques, économiques et d'analyse en cycle de vie est une méthode novatrice qui n'a été utilisée jusqu'à lors que dans une seule étude, à notre connaissance (Hudiburg et al., 2016). En effet, comme souligné en introduction, les autres études visant à évaluer l'impact des CAS (Changements d'affectation des sols) dans le bilan environnemental des biocarburants ont recours à des modélisations des CAS simplifiées ou des sorties de modèles d'équilibre partiel, difficiles à désagréger (De Cara et al., 2012; Gabrielle et al., 2018). Le travail présenté ici constitue néanmoins une avancée par rapport à l'approche de Hudiburg et al. (2016): ces auteurs se sont focalisés sur le bilan GES des biocarburants, à l'exception d'autres impacts évalués par une approche ACV complète telle que celle mise en place ici (voir section correspondante ci-dessous). D'autre part les auteurs ne détaillent pas la phase de test du modèle d'agro-écosystème utilisé (DAYCENT), et poursuivent un objectif pratique sensiblement différent : déterminer les conséquences d'un choc de demande en biocarburant 2G sur le bilan GES du secteur des transports aux US, et la production alimentaire.

Ainsi, malgré la similarité des approches adoptées entre cet article et ce travail de thèse, les résultats et conclusions sont de nature différente. L'étude américaine montre que les cultures pérennes sont essentiellement implantées sur des prairies ou terres en jachère ('idle land'), alors que la modélisation bio-économique montre une part prépondérante d'implantation sur des cultures arables (Chapitre 5), voire des effets croisés (ré-allocation entre cultures et prairies suite au développement des cultures lignocellulosiques). L'hypothèse que ces cultures pourraient s'implanter sur des terres marginales (au sens peu productives), très présente plus globalement dans la littérature (Gelfand et al., 2013) n'est pas validée par les présents travaux, ce qui remet en question cette stratégie à « faible risque de CAS indirect ». En termes d'aide à la décision, Hudiburg et al. (2016) explorent l'effet de politiques publiques (différents systèmes de taxation ou d'incitations), mais ne produisent pas de recommandations en termes de choix d'espèces ou de gestion agronomique.

Ce point constitue une deuxième originalité de notre travail, via la comparaison de deux cultures candidates à l'échelle régionale en France, et l'effet des apports azotés sur leurs rendements, émissions azotées ainsi que le stock de carbone du sol. Les résultats économiques (Chapitre 5) et environnementaux (Chapitre 6) mettent en évidence des optima entre 30 et 60 kg N ha⁻¹ an⁻¹, et une meilleure performance du miscanthus en général. Ces informations pourront être utilisés pour orienter les choix de culture et de pratiques agronomiques, en fonction du contexte régional mais aussi local (puisque le modèle fournit une information sur des unités cartographiques de sol à une résolution intra-régionale).

L'effet de futures évolutions du climat n'est pas abordée dans les travaux pré-cités, et notamment ceux de Hudiburg et al. (2016) ou Gelfand et al. (2013). Or elles peuvent conduire à des tendances assez différentes pour des cultures pérennes, dont le cycle de culture peut durer une vingtaine d'années. Le chapitre 4 met en exergue ces effets avec une augmentation du rendement et des stocks de carbone du sol et une baisse des émissions à l'horizon 2007-2100 et montre ainsi que la durabilité des deux cultures testées est affectée par le choix de l'horizon climatique simulé. La plupart des recherches sur les impacts agricoles du changement climatique se sont concentrées sur les principales cultures annuelles, mais les systèmes de culture pérennes sont moins adaptables et donc potentiellement plus sensibles aux dommages. Dans les régions où les cultures pérennes sont importantes d'un point de vue économique et culturel, de meilleures évaluations des réponses des rendements au climat futur sont nécessaires pour prioriser les stratégies d'adaptation.

Une étude sur les cultures pérennes dans la région de Californie a montré une baisse de rendement qui peut aller de 0 à 40% selon la culture (Davis et al., 2006). La seule étude concernant l'effet du changement climatique sur le miscanthus a été faite sur le plateau de Loess en Chine (Liu et al., 2013). L'étude a montré que pour le même scénario climatique que celui que nous utilisons et la même période de simulation, le rendement a tendance à augmenter de 20% ce qui est comparable à ce que nous avons trouvé dans le chapitre 4.

La paramétrisation et le test du modèle de simulation des cultures

Le modèle CERES-EGC a joué un rôle central dans cette thèse dans la mesure où il a servi à régionaliser les données agronomiques et environnementales nécessaires à l'analyse de l'évaluation cycle de vie et à la simulation bioéconomique du développement des cultures lignocellulosiques et des changements d'usages des sols associés. L'étape d'adaptation du modèle au miscanthus et au switchgrass, puis de calibration et de test, a fait l'objet du premier papier de la thèse, et s'avère cruciale pour la suite.

La méthode de calibration employée pour les deux cultures consiste en une première paramétrisation basée sur des recherches bibliographiques, notamment concernant des modèles de cultures similaires. Une analyse de sensibilité effectuée en faisant varier un paramètre à la fois a permis de guider le choix des paramètres à ajuster ensuite quand la comparaison avec les observations montrait que le modèle ne reproduisait pas les tendances expérimentales. Cette méthode de calibration est très sommaire comparée à la palette de méthodes que la littérature rapporte pour les modèles biophysiques (Makowski et al., 2006), qui inclut notamment des méthodes globales comme la calibration Bayésienne ou le recuit-simulé. L'inconvénient d'une approche locale par tâtonnement (*trial-and-error*) comme celle mise en oeuvre dans le chapitre 1 est que si les paramètres sont fortement corrélés entre eux leurs valeurs optimales sont inter-dépendantes et il est impossible de trouver le réel optimum global.

Néanmoins ce type de méthode a été utilisée précédemment pour la calibration du modèle STICS pour différentes cultures dont le miscanthus et la canne-à-sucre (Coucheney et al., 2015; Strullu et al., 2015; Valade et al., 2014). Cette approche reste en effet efficace car le fait de disposer de plusieurs variables de calage intervenant dans différents processus écophysologiques (l'indice foliaire pour la croissance des feuilles, la teneur en azote des organes pour l'absorption des nutriments, la croissance en biomasse pour la photosynthèse nette) permet de séparer les paramètres à calibrer et de mieux interpréter la simulation des processus en jeu. Néanmoins les difficultés à simuler correctement à la fois la biomasse du rhizome et leur teneur en azote, en lien avec la croissance des parties aériennes, a bien montré la limite de cet exercice. Une alternative consisterait à utiliser la méthode Bayésienne (multi-paramètres). La méthode de calibration bayésienne a été utilisée pour calibrer le modèle CERES-EGC et elle a permis de diminuer la RMSE de 15 à 30% par rapport aux valeurs des paramètres par défaut pour les émissions de CO₂, N₂O dans une autre étude (Lehuger et al., 2009).

Une comparaison des résultats de simulations avec les observations a permis de valider le modèle, et des tests statistiques ont montré que les valeurs des paramètres ajustés fournissaient des prédictions acceptables – malgré des écarts importants sur certains traitements du site de calibration. Le modèle STICS miscanthus a été calibré en utilisant la même approche et un réseau de données d'observation proche de celui utilisé dans le cadre de cette thèse (Strullu et al., 2015), avec des résultats proches : CERES-EGC présente une RMSE de 4,7 t MS ha⁻¹ légèrement plus élevée que celle calculée lors de la calibration de

STICS (avec une RMSE de $3,4 \text{ t MS ha}^{-1}$) (Strullu et al., 2015). Tout comme les résultats du modèle CERES-EGC, le modèle STICS a tendance à surestimer le calcul de la biomasse aérienne. Les deux modèles arrivent néanmoins à distinguer et reproduire les résultats des différentes pratiques culturales.

Une deuxième incertitude de l'approche utilisée ici est liée au fait que le test de CERES-EGC n'a porté que sur le rendement des cultures (et quelques variables liées à la croissance de la plante et à l'état du sol pendant la phase de calibration). Malgré leurs importances dans les conclusions de la thèse, les résultats en termes de simulations des stocks de carbone du sol et d'émissions azotées n'ont donc pas été validés. Ceci est principalement dû à l'absence de données expérimentales permettant la comparaison de données de simulations avec les données d'observations dans les sites étudiés pour ces deux paramètres, au moment où le modèle a été calibré. Depuis lors, des données d'évolution du stock de C du sol ont été publiées sur le site de Subdray, par exemple, et ont montré un stockage de près de $3 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ sur la période 2014-2019, ce qui est très important (et largement supérieur aux taux moyens de séquestration simulés sur les régions françaises) (Ouattara et al., 2020).

La fiabilité des résultats fournis par CERES-EGC peut néanmoins s'apprécier par des travaux antérieurs, qui ont étudié les simulations de ces deux variables pour d'autres cultures. (Gabrielle et al., 2006) ont testé le modèle pour les émissions de N_2O en comparant les simulations avec les données observées dans trois sites et a conclu que le module NOE actuellement utilisé dans le modèle CERES-EGC est un module performant pour les simulations des émissions de N_2O . Le test a été étendu à une dizaine d'autres sites par Lehuger et al. (2009), et la synthèse de Gabrielle et al. (2012) rapporte un écart moyen (simulé - observé) sur la prédiction des flux journaliers de $-1.0 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ et une RMSE de $7.8 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ sur un ensemble de 7 sites en France. Un des sites inclut une culture de miscanthus, pour laquelle la RMSE s'élève à $3.0 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$.

Une comparaison de l'unique jeu de données d'observation des émissions de N_2O dont nous disposons pour le miscanthus sur le site Estrées-Mons a été faite pour l'année climatique 2012. La comparaison des simulations et des observations est montrée dans la figure 1.

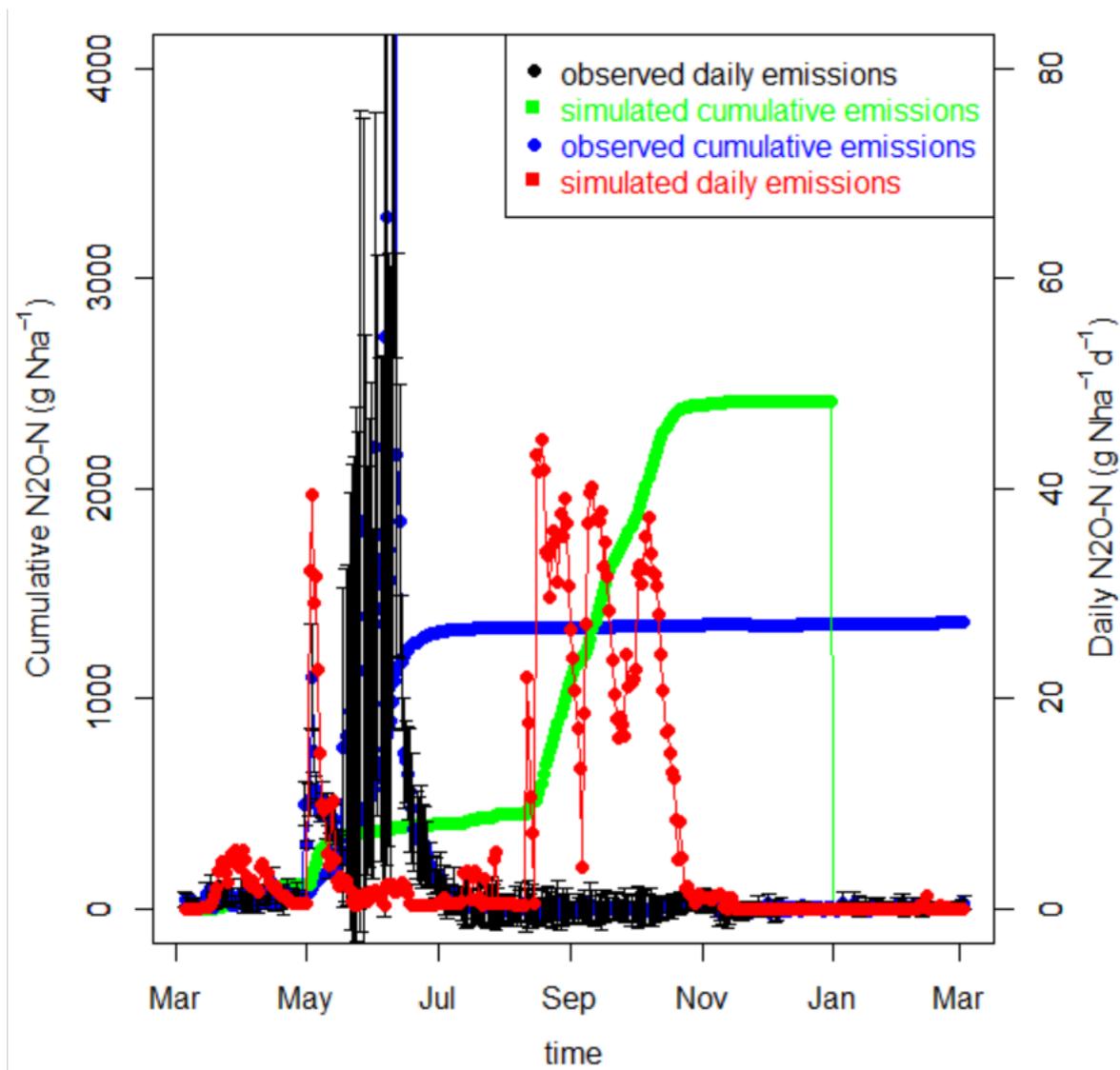


Figure 1: Comparaison des simulations et observations des émissions de N₂O (journalières et cumulées) sur le site Estrées-Mons pour le miscanthus avec une coupe précoce, pour l'année 2012.

Il en ressort que pour la première partie de l'année, un pic d'émissions est enregistré aussi bien au niveau des observations qu'au niveau des simulations avec un décalage de deux mois. Deux pics d'émissions sont enregistrés sur le site entre les mois de mai et de juin, soit après la fertilisation. En ce qui concerne les simulations, un pic d'émissions d'ampleur similaire est enregistré vers le mois de mai. Un autre pic est enregistré au niveau des simulations entre les mois de septembre et de novembre, mais il est absent au niveau des observations. Ces surestimations par le modèle sont probablement liées à la minéralisation des résidus de biomasse suite à la coupe qui a eu lieu au mois d'octobre, qui a peut-être été moins active que simulée dans les faits.

De plus, les sorties du modèle CERES-EGC en termes d'émissions azotées et de stock de carbone du sol concordent avec les fourchettes qu'on trouve dans la littérature pour les cultures lignocellulosiques, tel que discuté dans le chapitre 4.

Les incertitudes liées à la régionalisation du modèle

Une fois le modèle CERES-EGC calibré pour les deux cultures candidates, nous avons entrepris sa régionalisation. La spatialisation a été faite pour toutes les régions de France métropolitaine, et les résultats sont détaillés dans le chapitre 4. Cette étape a nécessité l'utilisation de données pédologiques et climatiques spatialisées, selon les méthodologies définies dans un travail antérieur à la thèse (Dufosse et al., 2013), lui-même est inspiré de Rolland et al. (2010). Ainsi pour les données de sol, nous avons utilisé la carte Européenne des sols au 1:1 000 000 (FAO, 1998). D'autres données sont maintenant disponibles à une meilleure résolution telle que la carte des sols au 1 :250 000 000 qui a été généralisée en 2020 à l'ensemble de la France. Le choix de maintenir l'utilisation de la carte européenne des sols a été motivé par le fait que celle-ci est aussi utilisée dans le modèle économique AROPAj, et les simulations de STICS qui servent à décrire les autres cultures agricoles. Ceci était indispensable pour faciliter le couplage avec CERES-EGC et obtenir de résultats cohérents. L'effet de la résolution spatiale des entrées sur les résultats des modèles de culture a déjà été étudié. Constantin et al. (2019) ont ainsi comparé les résultats d'une dizaine de modèles pour une simulation à l'échelle régionale de cultures de blé et de maïs sur des grilles carrées dont la résolution variait de 1 km x 1 km à 100 km x 100 km. L'effet sur les rendements prédits était de l'ordre de 25% (en écart relatif), et moins élevé que celui des différents scénarios d'itinéraire technique explorés par les auteurs. Il est néanmoins difficile de définir la résolution optimale en l'absence de données pour la validation à l'échelle régionale. Mavromatis (2016) a examiné cette question en spatialisant le modèle CERES-Wheat à l'échelle du nord de la Grèce, en se basant sur les niveaux NUTS2 et NUTS3 de la nomenclature Eurostat (en France NUTS2 correspond aux régions administratives et NUTS3 aux départements). Il conclut que le niveau le plus fin (NUTS3) permet une meilleure adéquation aux données mesurées sur un réseau de sites agricoles. Dans cette thèse nous avons un niveau de résolution plus fin que NUTS3 puisque les unités de simulation définies ont une surface variant entre 0,1 et 10 km² (Rolland et al., 2010), bien inférieure à celle des départements (NUTS3).

Le choix des séries climatiques pour les deux horizons de temps explorés est également déterminant dans les simulations puisqu'il s'agit de données simulées (issues de modèles de

circulation générale - MCG) et non de données observées. Dufossé et al. (2013) ont ainsi montré des tendances en fonction du MCG choisi (parmi la vingtaine de modèles cités dans les travaux du GIEC) et des trajectoires d'émissions retenues, pour ce qui concerne les changements de pluviométrie ou de température de l'air. L'effet sur les rendements de miscanthus simulés par CERES-EGC (à l'échelle d'une région) est néanmoins assez faible, se situant dans une fourchette d'écart relatifs de 10 à 20%. Il en va de même pour les variations de carbone du sol ou les émissions de N₂O. Ces écarts correspondent également à ceux que nous avons constatés entre les deux horizons climatiques (proche et lointain) dans le chapitre 4. On peut donc conclure que l'effet de la résolution spatiale choisie pour les propriétés des sols, de même que le choix des séries climatiques ont un impact limité sur les simulations régionales effectuées.

Au-delà des incertitudes ci-dessus, il se pose in fine la question de la validation des sorties régionales des modèles d'agro-écosystème. Dans le cas de cultures déjà présentes sur la région (comme le blé ou le colza en France, par exemple), les simulations régionales peuvent être comparées à des statistiques de rendement ou des données d'enquête. Ben Aoun (2015) a ainsi montré que les rendements de colza simulés CERES-EGC à l'échelle régionale en France étaient proches de données d'enquêtes et des statistiques du service AGRESTE pour l'année 2010 (avec un écart moyen inférieur à 5%, en relatif). Une approche similaire à l'échelle de l'Europe pour la prédiction du rendement de plusieurs céréales avec le modèle EPIC a montré des écarts moyens non significatifs entre prédictions et statistiques régionales, et une RMSE autour de de 0.5 à 1.7 t grains ha⁻¹ (Balkovič et al., 2013).

La télédétection peut fournir des informations à haute résolution spatiale (voire temporelle) pour à la fois renseigner les entrées des modèles (Veloso et al., 2017 ; Pique et al., 2020) et tester leurs sorties en cours de cycle cultural mais elle est surtout utilisée pour l'assimilation de ces sorties (Launay et Guérif, 2005). Dans le cas de cultures qui sont encore largement absentes des territoires (on compte actuellement moins de 10 000 ha de miscanthus ou de switchgrass en France) cette option est moins accessible néanmoins.

En ce qui concerne les émissions de N₂O, il est possible d'utiliser des mesures atmosphériques intégratrices (Corrazza et al., 2014). Cette stratégie est de nouveau non spécifique aux cultures lignocellulosiques, mais permet d'évaluer la capacité d'un modèle spatialisé à rendre compte de la dynamique des émissions depuis les surfaces agricoles (sachant que le N₂O est très peu réactif dans les basses couches de l'atmosphère). A l'échelle

de la France, une étude par inversion a montré que l'utilisation de cartes d'émissions agricoles basées sur les simulations régionalisées de CERES-EGC améliorerait la capacité de prédiction de concentrations au niveau de tours atmosphérique par rapport à une approche de type 'Tier 1' du GIEC (Gabrielle et al., 2012). Grâce aux modèles d'écosystème (incluant ORCHIDEE pour les prairies, forêts et milieux naturels) la RMSE était réduite d'un facteur 2 sur les 8 sites étudiés, et le flux total biogénique estimé sur la France a été diminué de 40%. Cette étude valide donc l'ordre de grandeur des flux simulés par CERES-EGC, de même que leur dynamique temporelle, sur de grandes surfaces (à l'échelle des régions). Elle ne permet pas néanmoins de conclure sur le cas particulier des cultures lignocellulosiques, et n'a porté que sur une année climatique (2007). La régionalisation des variations de stock de C des sols est discutée dans un paragraphe ultérieur, dans le contexte de la récente étude « 4 pour 1000 ».

Les incertitudes liées à la spatialisation des teneurs de carbone contenu dans le sol.

Pour la spatialisation des teneurs de carbone dans le sol, une valeur fixe par type de sol a été définie (Rolland et al., 2010), à la différence de Pellerin et al. (2019) qui utilisent une base de données de stock de C des sols. Les données utilisées dans la base de données (Pellerin et al. 2019) montrent que la variabilité des stocks sous cultures est bien plus faible que sous prairies ou forêts. La moitié des sols agricoles sont dans la classe 25-50 t C/ha, et le tiers dans la classe 50-75 t C/ha.

De plus les stocks de carbone du sol font en général l'objet d'une pré-calibration ('spin-up run') pour stabiliser la répartition du carbone entre les différents pools de matière organique du modèle (Nemo et al., 2016). Cette étape n'a pas été incluse dans la chaîne de modélisation car CERES-EGC est un modèle orienté vers la dynamique de l'azote à court terme. L'initialisation des stocks de carbone des différents pools est donc faite sur la base d'une proportion directe du carbone total du sol, testée sur un nombre de sols en France (Houot et al., 1989). Elle se rapproche d'une des méthodes d'initialisation décrites par Nemo et al. (2016) pour le modèle de carbone du sol RothC, qui est basée sur une estimation de la taille des pools par une méthode de fractionnement de la matière organique du sol. Ces auteurs concluent que bien que la méthode soit contraignante en termes de données d'entrée, celle-ci est aussi performante que la méthode d'initialisation de type 'spin-up' run.

La méthodologie d'évaluation des impacts sur le climat, et sur les autres enjeux environnementaux

Dans cette thèse, l'impact des cultures ligno-cellulosiques et de la production de biocarburant sur le climat a été réduit aux échanges de GES. L'effet des cultures sur les propriétés

biophysiques des sols n'a pas été étudié, notamment en ce qui concerne l'albédo, que l'on peut inclure dans une analyse de cycle de vie, surtout à court terme (Sieber et al., 2020). (Sieber et al., 2020) ont étudié la variation de l'albédo pendant la production de la biomasse, et ce paramètre a été inclus dans une ACV dynamique (dont les résultats sont fonction du temps). Le système bioénergétique analysé était la production de chaleur et d'électricité à partir de saules à courte rotation cultivés sur d'anciennes terres en jachère en Suède. Ils ont trouvé un effet de refroidissement net en termes de variations de température (ΔT) en kelvin par hectare ($-3,8 \times 10^{-11}$ K) et de pouvoir de réchauffement à horizon de 100 ans (GWP100) par MJ de carburant produit (cet indicateur était estimé à $-12,2$ g CO₂e/MJ). Une des causes est la séquestration du carbone dans le sol via des apports élevés de carbone provenant de racines et litière de saule. D'autre part l'albédo était plus élevé sous saule qu'en jachère (la référence en termes d'usage du sol), contribuant aussi à l'effet de refroidissement qui représente 34% du GWP100. Ce paramètre est donc important à prendre en compte pour améliorer la pertinence des résultats de l'ACV par rapport aux objectifs climatiques.

Sur une filière analogue à la nôtre, Cai et al. (2016) ont montré que la prise en compte de l'albédo avait aussi un effet refroidissant pour l'éthanol issu de miscanthus ou de switchgrass, avec un effet plus prononcé (12,1 vs. 2,7 g CO₂e/MJ) pour ce dernier étant donné un albédo supérieur de quelques points (%) en moyenne. Seneviratne et al. (2018) soutiennent également que les avantages climatiques liés à l'albédo de la gestion des terres devraient être pris en compte de manière plus importante lors de l'évaluation de l'adaptation et de l'atténuation du climat à l'échelle régionale ainsi que des services écosystémiques.

L'intégration de ce paramètre permettrait donc a priori de corriger à la baisse les bilans GES obtenus pour le bioéthanol dans le chapitre 6. Cette perspective reste importante mais n'a pas pu être mise en oeuvre ici, dans le cadre de cette thèse, l'albédo a été spatialisé de façon très grossière (en utilisant une valeur de référence par sol type – voir Rolland et al., 2010). Il faudrait par ailleurs tenir compte de l'effet des cultures lignocellulosiques sur la partition des flux d'énergie de surface (chaleur latente et chaleur sensible, notamment), et de leurs rétroactions sur le climat qui n'ont pas été intégrées dans les études mentionnées ci-dessus. Or il est probable que cet effet soit amplifié par le fait que la rugosité de surface chez les cultures pérennes est plus importante que les couverts de type culture annuelle ou prairie qu'elle pourrait remplacer (Hickman et al., 2010).

Les choix de modélisation pour l'analyse en cycle de vie

Le dernier maillon de la chaîne de modélisation étant l'ACV, nous avons pu utiliser les résultats du couplage des deux premiers modèles afin d'améliorer la phase d'inventaire de celle-ci. Les émissions azotées ainsi que les variations de stock de C du sol ont été calculés via le modèle CERES-EGC et les changements d'affectation des sols (CAS) directs ont été pris en compte via les sorties du modèle AROPAj. Les CAS indirects (présentés dans le Chapitre 1) n'ont donc pas été pris en compte, au-delà des répercussions des cultures énergétiques sur les assolements des fermes-types régionales simulées par AROPAj. Malgré leur importance dans les bilans environnementaux des biocarburants (ADEME, 2012), très peu d'études quantifient et intègrent ces CAS indirects pour les biocarburants deuxième génération (De Cara et al., 2012; EL AKKARI et al., 2018). Celle-ci peut se faire par plusieurs méthodes, dont la plus éprouvée (Berndes et al., 2013) consiste à utiliser des modèles économiques d'équilibre partiels comme le modèle Nexus Land-Use (Souty et al., 2012). Une telle modélisation n'était pas envisageable dans le cadre de cette thèse, focalisée sur les CAS directs qui en constituent la question de recherche principale. De plus, le calcul du CASi présente une forte variabilité selon la méthode et les approches utilisées (Woltjer et al., 2017).

Pour pouvoir mettre en perspective nos résultats et compléter l'analyse, nous avons donc eu recours à un facteur d'émissions « CAS indirect » issue de la bibliographie (Woltjer et al., 2017). Ce facteur a été utilisé et additionné aux émissions finales comme décrit dans le sixième chapitre de la thèse. Il s'élève à $5 \text{ g CO}_2\text{eq MJ}^{-1}$ et correspond à une médiane calculée à partir de différentes études qui ont modélisé les CASi pour les biocarburants de deuxième génération (Woltjer et al., 2017). Cette valeur se situe dans une fourchette allant de valeurs très basses de $-12 \text{ gCO}_2\text{-eq MJ}^{-1}$ à des valeurs très élevées $275\text{-}285 \text{ gCO}_2\text{-eq MJ}^{-1}$.

Comparaison des résultats par rapport aux objectifs 4 pour 1000 en termes de stockage de carbone

Dans ce travail de thèse un focus a été fait sur l'impact de l'utilisation des cultures lignocellulosiques pour la production des biocarburants et ce en vue de réduire les émissions de GES et d'atténuer les changements climatiques. L'initiative "4 pour 1000" (lancée par la France le 1er décembre 2015 lors de la COP 21) se veut être un complément aux efforts de réduction globale et générale des émissions de GES. Un taux de croissance annuel de 0,4% des stocks de carbone du sol mondiaux, ou 4‰ par an, dans les premiers 30 à 40 cm de sol, réduirait de manière significative dans l'atmosphère la concentration de CO_2 liée aux activités

humaines. Cette approche n'a pas été directement abordée dans la thèse, mais pourrait être pertinente : le fait d'étudier la compatibilité du développement des cultures lignocellulosiques (miscanthus et switchgrass) avec les objectifs du « 4‰ » permettra d'enrichir les conclusions de la thèse en termes d'aide à la décision. Ainsi nous avons extrait les variations de stock de C prédits par modèle CERES-EGC pour les différentes régions sous miscanthus et switchgrass pour les différentes doses de fertilisation appliquée. Ces variations de stock ont été par la suite pondérées par la surface cultivable de chaque région et moyennés à l'échelle de la France. Les variations de stocks de carbone à l'échelle du pays ont été par la suite comparées par rapport aux références extraites du rapport de l'étude 4‰ (Constantin et al., 2019).

Les résultats de la variation annuelle des stocks de carbone simulés par CERES-EGC pour le miscanthus et le switchgrass sont présentés dans le Tableau 1.

Tableau 1: Pourcentage de variation annuelle du stock de carbone simulé pour les deux cultures miscanthus et switchgrass depuis des sols en grandes cultures.

Dose d'engrais apportée	Miscanthus				Switchgrass			
	0 kg N ha ⁻¹	30 kg N ha ⁻¹	60 kg N ha ⁻¹	90 kg N ha ⁻¹	0 kg N ha ⁻¹	30 kg N ha ⁻¹	60 kg N ha ⁻¹	90 kg N ha ⁻¹
Grande Culture	0,09	0,32	0,27	0,25	0,14	0,19	0,18	0,21

On remarque que grâce au potentiel de stockage de carbone des deux cultures lignocellulosiques candidates, leur implantation en France permet de respecter l'objectif 4‰ en termes de stockage de carbone avec un stockage qui est presque de 10 fois l'objectif pour le miscanthus, ce qui confirme l'intérêt environnemental de ces deux cultures. Ces taux sont dans la fourchette de ce qui a été estimé par Ouattara et al. (2020) pour plusieurs sites sous miscanthus en France, avec un stockage de $0,48 \pm 0,41$ t C⁻¹ ha⁻¹ an, pour des stocks initiaux compris entre 40 et 80 t C⁻¹ ha⁻¹. Ceci qui correspond à un taux situé dans une fourchette de 0,6 -1,2 % ce qui supérieur à ce que nous avons trouvé dans le cadre de notre étude.

D'autre part ces taux de croissance sont supérieurs aux potentiels estimés sur grandes cultures par l'étude de Constantin et al. 2019, Les cultures pérennes n'ont pas été étudiées dans ce rapport, seules les grandes cultures l'ont été, il ne s'agit donc pas des mêmes systèmes de cultures. Or le potentiel de stockage est lié aux niveaux de retours de résidus, qui sont plus élevés dans le cas du miscanthus par rapport aux cultures annuelles, surtout en récolte tardive (Frechaud et al., 2016).

Références

- ADEME, 2012. Analyse rétrospective des interactions du développement des biocarburants en France avec l'évolution des marchés français et mondiaux (productions agricoles, produits transformés et coproduits) et les changements d'affectation des sols.
- Balkovič, J., van der Velde, M., Schmid, E., Skalský, R., Khabarov, N., Obersteiner, M., Stürmer, B., Xiong, W., 2013. Pan-European crop modelling with EPIC: Implementation, up-scaling and regional crop yield validation. *Agricultural Systems* 120, 61–75. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2013.05.008>
- Berndes, Göran, Ahlgren, Serina, Börjesson, Pål, Cowie, Annette L.: Bioenergy and land use change—state of the art , *Wiley Interdisciplinary Reviews: Energy and Environment* 2(3), 282–303, 2013
- Ben~Aoun, W: Le Développement de la Filière Biodiesel de Colza en France : Impacts Environnementaux & Conséquences sur l'Usage des Sols , Thèse de Doctorat, AgroParisTech, Université Paris-Saclay, 2015
- Chen, X., Huang, H., Khanna, M. & Önal, H. Alternative transportation fuel standards: Welfare effects and climate benefits. *J. Environ. Econ. Manage.* 67, 241_257 (2014).
- Coucheney, E., Buis, S., Launay, M., Constantin, J., Mary, B., García de Cortázar-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. *Environmental Modelling & Software* 64, 177–190. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.11.024>
- Cai, H., Wang, J., Feng, Y., Wang, M., Qin, Z., Dunn, J.B., 2016. Consideration of land use change-induced surface albedo effects in life-cycle analysis of biofuels. *Energy Environ. Sci.* 9, 2855–2867. <https://doi.org/10.1039/C6EE01728B>
- Corazza, M., Bergamaschi, P., Vermeulen, A. T., Aalto, T., Haszpra, L., Meinhardt, F., O'Doherty, S., Thompson, R., Moncrieff, J., Popa, E., Steinbacher, M., Jordan, A., Dlugokencky, E., Brühl, C., Krol, M., Dentener, F. 2011: Inverse modelling of European N₂O emissions: assimilating observations from different networks , *Atmospheric Chemistry and Physics* 11(5), 2381–2398.
- D. Makowski, J. Hillier, D. Wallach, B. Andrieu, M.-H. Jeuffroy D. Makowski, J. Hillier, D. Wallach, B. Andrieu, M.-H. Jeuffroy. Parameter estimation for crop models. In Makowski, D., Wallach, D.,

- Jones, J., Brun, F. (Eds). Working with Dynamic Crop Models. Evaluation, Analysis, Parameterization, and Applications.
- Davis, S.C., Parton, W.J., Grosso, S.J.D., Keough, C., Marx, E., Adler, P.R., DeLucia, E.H., 2012. Impact of second-generation biofuel agriculture on greenhouse-gas emissions in the corn-growing regions of the US. *Front. Ecol. Environ.* 10, 69–74. <https://doi.org/10.1890/110003>.
- De Cara, S., Goussebaïle, A., Grateau, R., Levert, F., Quemener, J., Vermont, B., Bureau, J.-C., Gabrielle, B., Gohin, A., Bispo, A., 2012. Revue critique des études évaluant l'effet des changements d'affectation des sols sur les bilans environnementaux des biocarburants.
- Dufosse, K., Gabrielle, B., Drouet, J.-L., Bessou, C., 2013. Using Agroecosystem Modeling to Improve the Estimates of N₂O Emissions in the Life-Cycle Assessment of Biofuels 14.
- European Parliament, 2018. Directive (EU) 2018/2001 of the European Parliament and of the Council of 11 December 2018 on the promotion of the use of energy from renewable sources (Text with EEA relevance).
- El Akkari, M., Réchauchère, O., Bispo, A., Gabrielle, B., Makowski, D., 2018. A meta-analysis of the greenhouse gas abatement of bioenergy factoring in land use changes. *Sci Rep* 8, 8563. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-26712-x>.
- FAO, 1998. World reference base for soil resources, World soil resources report. ISRIC and ISSS, Rome, IT.
- Ferchaud, F., Vitte, G., Mary, B., 2016. Changes in soil carbon stocks under perennial and annual bioenergy crops. *GCB Bioenergy* 8, 290–306. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12249>
- Gabrielle, B., Boukari, E., Bousquet, P., Gagnaire, N., Goglio, P., Grossel, A., Lehuger, S., Lopez, M., Massad, R., Nicoullaud, B., Pison, I., Prieur, V., Python, Y., Schmidt, M., Schulz, M., Thompson, R. 2012: IMproved Assessment of the Greenhouse gas balance of bioNErgy pathways (IMAGINE). Rapport final – Synthèse sur le travail des 2 années , UMR EGC AgroParisTech INRA, Thiverval-Grignon ,
- Gabrielle, B., Barbottin, A., Wohlfahrt, J. 2018. The Environmental Impacts of Non-food Biomass Production Through Land-Use Changes: Scope, Foci and Methodology of Current Research , : Environmental Impact of Land Use Change in Agricultural Systems , Sustainable Agriculture Reviews 30, Springer International Publishing, 39–77,
- Gabrielle, B., Laville, P., Hénault, C., Nicoullaud, B., Germon, J.C., 2006. Simulation of Nitrous Oxide Emissions from Wheat-cropped Soils using CERES. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 74, 133–146. <https://doi.org/10.1007/s10705-005-5771-5>.

- Gelfand, I., Sahajpal, R., Zhang, X., Izaurrealde, R.C., Gross, K.L., Robertson, G.P., 2013. Sustainable bioenergy production from marginal lands in the US Midwest. *Nature* 493, 514–517. <https://doi.org/10.1038/nature11811>
- Geert Woltjer, n.d. STUDY REPORT ON REPORTING REQUIREMENTS ON BIOFUELS AND BIOLIQUIDS STEMMING FROM THE DIRECTIVE (EU) 2015/1513.
- Hickman, G.C., Vanloocke, A., Dohleman, F.G., Bernacchi, C.J., 2010. A comparison of canopy evapotranspiration for maize and two perennial grasses identified as potential bioenergy crops: COMPARISON OF CANOPY EVAPOTRANSPIRATION. *GCB Bioenergy* no-no. <https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2010.01050.x>
- Hudiburg, T.W., Wang, W., Khanna, M., Long, S.P., Dwivedi, P., Parton, W.J., Hartman, M., DeLucia, E.H., 2016. Impacts of a 32-billion-gallon bioenergy landscape on land and fossil fuel use in the US. *Nat Energy* 1, 15005. <https://doi.org/10.1038/nenergy.2015.5>
- IPCC, 2006. 06 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programm. Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K., IGES, Japan.
- Constantin, Julie, Raynal, Helene, Casellas, Eric, Hoffmann, Holger, Bindi, Marco, Doro, Luca, Eckersten, Henrik, Gaiser, Thomas, Grosz, Balász, Haas, Edwin, Kersebaum, Kurt-Christian, Klatt, Steffen, Kuhnert, Matthias, Lewan, Elisabet, Maharjan, Ganga Ram, Moriondo, Marco, Nendel, Claas, Roggero, Pier Paolo, Specka, Xenia, Trombi, Giacomo, Villa, Ana, Wang, Enli, Weihermüller, Lutz, Yeluripati, Jagadeesh, Zhao, Zhigan, Ewert, Frank, Bergez, Jacques-Eric: Management and spatial resolution effects on yield and water balance at regional scale in crop models , *Agricultural and Forest Meteorology* 275, 184–195, 2019.
- Launay, Marie, Guerif, Martine: Assimilating remote sensing data into a crop model to improve predictive performance for spatial applications , *Agriculture, Ecosystems & Environment* 111(1), 321–339, 2005
- Lehuger, S., 2009. Modelling the greenhouse gas balance of agro-ecosystems in Europe. AgroParisTech, Paris, FR.
- Liu, C., Xiao, L., Jiang, J., Wang, W., Gu, F., Song, D., Yi, Z., Jin, Y., Li, L., 2013. Biomass properties from different *Miscanthus* species. *Food Energy Secur* 2, 12–19. <https://doi.org/10.1002/fes3.19>

- Melillo, J.M., Reilly, J.M., Kicklighter, D.W., Gurgel, A.C., Cronin, T.W., Paltsev, S., Felzer, B.S., Wang, X., Sokolov, A.P., Schlosser, C.A., 2009. Indirect Emissions from Biofuels: How Important? *Science* 326, 1397–1399. <https://doi.org/10.1126/science.1180251>
- Nemo, Klumpp, K., Coleman, K., Dondini, M., Goulding, K., Hastings, A., Jones, Michael.B., Leifeld, J., Osborne, B., Saunders, M., Scott, T., Teh, Y.A., Smith, P., 2017. Soil Organic Carbon (SOC) Equilibrium and Model Initialisation Methods: an Application to the Rothamsted Carbon (RothC) Model. *Environ Model Assess* 22, 215–229. <https://doi.org/10.1007/s10666-016-9536-0>.
- Ouattara, MS, Laurent, A, Ferchaud, F, et al. Evolution of soil carbon stocks under *Miscanthus × giganteus* and *Miscanthus sinensis* across contrasting environmental conditions. *GCB Bioenergy*. 2020; 13: 161– 174. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12760>.
- Parton, W. J., Hartman, M., Ojima, D. & Schimel, D. DAYCENT and its land surface submodel: Description and testing. *Glob. Planet. Change* 19, 35_48 (1998).
- Pique, G., Fieuzal, R., Al Bitar, A., Veloso, A., Tallec, T., Brut, A., Ferlicoq, M., Zawilski, B., Dejoux, J.-F., Gibrin, H., Ceschia, E., 2020. Estimation of daily CO₂ fluxes and of the components of the carbon budget for winter wheat by the assimilation of Sentinel 2-like remote sensing data into a crop model. *Geoderma* 376, 114428. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114428>
- Rolland, M.-N., Gabrielle, B., Laville, P., Cellier, P., Beekmann, M., Gilliot, J.-M., Michelin, J., Hadjar, D., Curci, G., 2010. High-resolution inventory of NO emissions from agricultural soils over the Ile-de-France region. *Environmental Pollution* 158, 711–722.
- Sieber, Petra, Niclas Ericsson, Torun Hammar, et Per-Anders Hansson. 2020. « Including Albedo in Time-dependent LCA of Bioenergy ». *GCB Bioenergy* 12 (6): 410-25. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12682>.
- Souty, F., T. Brunelle, P. Dumas, et al., 2012. The Nexus Land-Use Model Version 1.0, an Approach Articulating Biophysical Potentials and Economic Dynamics to Model Competition for Land-Use. *Geoscientific Model Development* 5(5): 1297–1322. <https://gmd.copernicus.org/articles/5/1297/2012/>, accessed January 21, 2021.
- Seneviratne, S.I., Phipps, S.J., Pitman, A.J. et al. Land radiative management as contributor to regional-scale climate adaptation and mitigation. *Nature Geosci* 11, 88–96 (2018). <https://doi.org/10.1038/s41561-017-0057-5>

- Strullu, L., Ferchaud, F., Yates, N., Shield, I., Beaudoin, N., Garcia de Cortazar-Atauri, I., Besnard, A., and Mary, B. (2015). Multisite Yield Gap Analysis of *Miscanthus × giganteus* Using the STICS Model. *BioEnergy Res.* 8, 1735–1749.
- Sylvain Pellerin, Laure Bamière, Camille Launay, Raphaël Martin, Michele Schiavo, et al.. Stockerdu carbone dans les sols français, quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût?: Synthèse du rapport d'étude. [Contrat] Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie. 2019, 114 p. Elsevier, 2006.
- Spatial resolution effects on crop yield forecasts: An application to rainfed wheat yield in north Greece with CERES-Wheat. T. Mavromatis.
- Valade, A., Vuichard, N., Ciais, P., Ruget, F., Viovy, N., Gabrielle, B., Huth, N., Martiné, J.-F., 2014. ORCHIDEE-STICS, a process-based model of sugarcane biomass production: calibration of model parameters governing phenology. *GCB Bioenergy* 6, 606–620. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12074>
- Veloso, A., Mermoz, S., Bouvet, A., Le Toan, T., Planells, M., Dejoux, J.-F., Ceschia, E., 2017. Understanding the temporal behavior of crops using Sentinel-1 and Sentinel-2-like data for agricultural applications. *Remote Sensing of Environment* 199, 415–426. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.07.015>

CONCLUSION

Cette thèse répondait à deux objectifs principaux. Il s'agissait tout d'abord d'améliorer la précision de l'évaluation environnementale des biocarburants 2G en utilisant une modélisation bio-économique en lien avec l'analyse de cycle de vie (ACV). Un modèle d'agro-écosystème (CERES-EGC) a donc été couplé à un modèle économique (AROPAj) pour simuler les émissions directes liées à la production des cultures ligno-cellulosiques et des changements d'affectation des sols directs (CASd) associés à leur développement. Comme souligné dans les parties introductives, peu de travaux ont été faits dans ce sens jusqu'ici, mis à part une étude concernant l'Est des Etats-Unis focalisée sur la production d'éthanol issue de différentes cultures ou résidues (Hudiburg Et al. 2016). Ces travaux abordaient bien la question du choix des espèces candidates, incluant entre autres le miscanthus et le switchgrass, mais n'exploraient pas le rôle des conduites culturales ou des changements climatiques. Cette étude était de plus menée à une résolution spatiale plus grossière, à l'échelle des « counties » (entités géographiques dont la taille médiane est de 161 km²). Il est difficile de rendre compte des décisions des agriculteurs sur une maille aussi large, et de définir des fermes-types comme le fait le modèle AROPAj utilisé ici. Cette thèse a donc permis de franchir une nouvelle étape dans ce type de modélisation bio-économique.

Un deuxième objectif de la thèse était d'étudier à la fois la chaîne d'approvisionnement et la distribution spatiale des impacts environnementaux du bioéthanol 2G produit à partir du miscanthus et du switchgrass, sous différents niveaux de fertilisation. En cela notre travail apporte donc une réelle valeur ajoutée par rapport aux travaux précédents, en particulier ceux de Hudiburg et al. (2016).

Nous présentons ci-après une synthèse des travaux réalisés et des résultats les plus marquants. Pour répondre aux objectifs de la thèse, nous avons mis en place une chaîne de modélisation dont le premier maillon concerne la simulation des cultures candidates à l'échelle locale puis régionale. Le test sur un réseau de sites expérimentaux réalisé à partir du modèle d'agro-écosystème choisi, CERES-EGC, indique dans le site de calibration (Estrées-Mons) des écarts moyens entre les rendements annuels de biomasse simulés et observés variant entre -0,3 t MS ha⁻¹ et 4,2 t MS ha⁻¹ pour le miscanthus. Pour le switchgrass, les erreurs sur les rendements simulés se situent à moins de 1,0 t MS ha⁻¹ des données expérimentales. Les rendements observés de miscanthus sont supérieurs aux rendements de switchgrass dans la plupart des sites et pour tous les traitements, à une exception près. Dans l'ensemble, le modèle a correctement appréhendé les différences entre les deux cultures, avec un écart moyen de 0,46

t MS ha⁻¹ sur la prévision de cette différence, et une RMSE de 4 t DM ha⁻¹. Ainsi qualifié en termes d'erreur de prédiction, le modèle a pu être utilisé par la suite pour orienter les sélections de matières premières sur de plus grandes zones d'approvisionnement en biomasse.

Cependant, la simulation de la remobilisation entre les parties souterraines et aériennes devrait être améliorée. Dans sa forme actuelle, le modèle simule à la fois la translocation et la remobilisation, mais il a tendance à accumuler trop d'azote dans le rhizome, notamment pour le miscanthus.

Les simulations à l'échelle régionale en France ont ensuite été conduites pour les deux cultures. Elles ont permis d'étudier la réponse du rendement, des émissions N₂O et du stockage du carbone dans le sol de ces deux cultures à la dose annuelle de fertilisation azotée appliquée (0 kg N ha⁻¹, 30 kg N ha⁻¹, 60 kg N ha⁻¹ et 90 kg N ha⁻¹). Nous avons également quantifié la variabilité inter-régionale du rendement, des émissions et du stockage de carbone simulés pour ces deux cultures en France, pour un scénario climatique de type futur proche (horizon 2010-2035).

Malgré une grande variabilité à la fois inter et intra -régionale, le miscanthus apparaît plus productif et moins impactant que le switchgrass dans toutes les régions de France, avec des rendements en biomasse plus élevés de 44%, par rapport au switchgrass, et des émissions de N₂O plus faibles (0,13 kg N₂O-N ha⁻¹ an⁻¹ contre 0,35 kg N₂O-N ha⁻¹ an⁻¹ pour le switchgrass). De plus, le miscanthus est capable de stocker plus de carbone dans le sol que le switchgrass avec des quantités respectives de 0,23 t C ha⁻¹ an⁻¹ et 0,17 t C ha⁻¹ an⁻¹.

En ce qui concerne les conséquences du changement climatique, la simulation à un horizon plus lointain (2007-2100) indique une forte augmentation du rendement pour le miscanthus dans la plupart des régions Françaises (de 12 à 21% en moyenne par rapport au climat 2010-2035), alors que les gains de rendement sont plus modestes pour le switchgrass, voire absents dans certaines régions. En règle générale, les émissions de N₂O diminuent entre le futur proche (2010-2035) et le futur lointain (2007-2100), probablement en lien avec un changement des régimes de pluviométrie. Une fois le modèle CERES-EGC régionalisé à l'échelle de la France pour ces deux mêmes cultures (Chapitre 4), nous avons entrepris son couplage avec le modèle économique AROPAj. Ce dernier a consisté à remplacer le rendement moyen des cultures, généralement renseigné par des données comptables (comme le RICA en France) par une fonction de réponse du rendement aux intrants eau et azote générée par CERES-EGC.

Dans cette étude, nous avons également cherché à comparer les cultures lignocellulosiques candidates en termes de rentabilité économique et d'impacts sur l'allocation des sols par les agriculteurs. Compte tenu de sa productivité élevée, le miscanthus peut être cultivé à plus grande échelle que le switchgrass. Néanmoins, les deux cultures peuvent entrer en concurrence pour les ressources naturelles (eau et sol) et l'utilisation des terres agricoles (terres cultivées et prairies). Contrairement au miscanthus, le switchgrass se caractérise par des coûts d'établissement plus faibles et une plus grande adaptabilité aux terres de mauvaise qualité, ce qui rend sa production beaucoup plus efficace dans les zones marquées par le stress hydrique.

Le dernier chapitre de la thèse avait pour objectif de faire une évaluation environnementale de toute la chaîne de production du bioéthanol de deuxième génération dans les 21 régions de France métropolitaine. Il se base sur une ACV qui a été conduite en utilisant les rendements, les émissions azotées et le stock de carbone simulés pour les deux cultures candidates sur ces régions avec différentes doses d'azote à l'aide du modèle CERES-EGC. Les changements d'affectation des sols ont été pris en compte grâce aux simulations bioéconomiques faites par le modèle AROPAj. Une distance de transport de la biomasse a également été calculée en fonction de la capacité de production de chaque région. Ainsi régionalisée, l'ACV du bioéthanol tient compte des potentiels de production de chaque région et des contraintes logistiques associées à la fourniture d'une unité de conversion de petite taille, produisant 40 kt de carburant par an.

Nous pouvons déduire à partir de ce chapitre que le bioéthanol de deuxième génération représente un bon choix pour réduire les émissions de GES du secteur des transports en France avec des taux d'abattement par rapport au carburant fossile allant de 76,75% à 87% pour le miscanthus et de 62,23% à 76,54% pour le switchgrass.

La comparaison des deux cultures candidates permet de conclure que globalement à l'échelle de la France, le miscanthus est plus productif et moins impactant que le switchgrass. Ceci est principalement lié au stockage du carbone qui est plus important avec le miscanthus que dans le switchgrass. Les niveaux de fertilisation ont un effet important sur les impacts environnementaux. L'utilisation de la spatialisation et de la modélisation bioéconomique pour la réduction des incertitudes est donc une bonne approche, d'autant plus que la plupart des impacts environnementaux dépendent des conditions pédoclimatiques de la région de production.

Perspectives

Dans cette thèse, nous nous étions fixés comme objectif d'améliorer la précision de l'évaluation environnementale des biocarburants par la prise en compte des émissions d'azote réactif à l'échelle locale et le calcul des changements d'affectations des sols directs via la modélisation bioéconomique. Cependant, pour les changements d'affectation des sols indirects (compris ici à l'échelle globale) nous avons opté pour un facteur extrait de la littérature faute d'une modélisation adaptée. Nous pensons qu'une simulation de ce facteur améliorerait davantage la précision de l'inventaire en lien avec l'ACV, bien que la notion même de 'iLUC factor' soit controversée (Daioglou et al. 2020). De plus une analyse de sensibilité permettrait d'enrichir la partie ACV et d'avoir plus d'informations sur les postes les plus impactants.

La prise en compte des effets liés aux changements de l'usage des sols sur le climat, comme les variations d'albédo de surface, de bilan hydrique ou de rugosité pourrait impacter fortement notre analyse des effets climatiques associés à l'utilisation des cultures pérennes sur le climat (Bird et al. 2008), aussi leur prise en compte dans les approches d'ACV devrait être réalisé dans des projets de recherche ultérieurs.

De plus, dans cette thèse nous n'avons considéré qu'un seul horizon climatique pour la modélisation bioéconomique. Il serait pertinent d'étudier d'autres horizons temporels et scénarios climatiques pour pouvoir évaluer les effets des changements climatiques.

En ce qui concerne la modélisation bioéconomique, étudier le rôle que peut jouer la disponibilité en eau sur le développement des cultures par l'intégration d'un indice de sécheresse pourrait mieux expliquer les résultats obtenus. De plus, une étude à long terme pourrait être intéressante en vue d'appréhender la durabilité des biocarburants deuxième génération sur un horizon plus lointain que 2010-2035.

Pour la modélisation biophysique, une amélioration du modèle au niveau des simulations de la répartition du carbone et de l'azote entre les différents compartiments de la plante lors des différentes étapes de développement est nécessaire. De plus, le modèle nécessite d'être plus largement validé pour les émissions de l'azote réactif tout comme pour le stockage de carbone dans le sol. Quelques tests préliminaires ont montré une bonne capacité à prédire les émissions de N_2O pour les traitements non fertilisés, mais un succès plus contrasté pour les niveaux d'apport d'azote élevés.

Pour le moment les prairies ne sont pas prises en compte dans le modèle CERES-EGC, ce qui rajoute de l'incertitude sur le calcul des changements d'affectation des sols. L'intégration des prairies dans le modèle rendrait les simulations plus précises.

Enfin, étendre l'étude à l'échelle européenne, bien qu'elle nécessite un jeu de données plus large, représente une perspective intéressante à explorer. Elle a déjà fait l'objet de travaux avec CERES-EGC concernant l'effet des changements climatiques sur les bilans de gaz à effet de serre des cultures fourragères (Carozzi et al. 2015).

Références

- Bird, D. N., Kunda, M., Mayer, A., Schlamadinger, B., Canella, L., Johnston, M.: Incorporating changes in albedo in estimating the climate mitigation benefits of land use change projects , *Biogeosciences Discussions* 5 (2), 1511–1543 , 04 2008.
- Daioglou, V., Woltjer, G., Strengers, B., Elbersen, B., Barberena Ibañez, G., Sánchez Gonzalez, D., Gil Barno, J. and van Vuuren, D.P. (2020), Progress and barriers in understanding and preventing indirect land-use change. *Biofuels, Bioprod. Bioref.*, 14: 924-934. <https://doi.org/10.1002/bbb.2124>.
- Carozzi, M., Massad, R.S., Klumpp, K., Ulrich Eza, E.H., Shtiliyanova, A., et al. 2015. Evaluation of GHGs, carbon stocks and yield from european cropping and pasture systems under two climate change scenarios. *Climate SMART Agriculture 2015 - Global science conference -Towards Climate smart Solutions*, 2015, Montpellier, France.

Valorisation scientifique de la thèse

- Using a Crop Model to Benchmark Miscanthus and Switchgrass : El Akkari, M. *et al.*
Using a Crop Model to Benchmark Miscanthus and Switchgrass. *Energies* **13**, 3942 (2020).
- Spatially explicit environmental assessment of bioethanol from miscanthus and switchgrass in France : ce papier est en cours de finalisation pour une soumission dans la revue « Journal of Cleaner Production ».
- Bio-economic modelling of perennial lignocellulosic crops' supply in france : ce papier est rédigé par Nosra BEN FRADJ et il est en cours de finalisation pour une soumissions dans « GCB-BIOENERGY »
- Potentialités et durabilités du miscanthus et du switchgrass dans les régions de France à moyen et long terme : ce papier est en cours de préparation pour une soumission dans le revue « ENERGIES »
- Présentation d'un poster intitulé “ MODELING THE COMPARATIVE ADVANTAGES OF TWO LIGNOCELLULOSIC CROPS FOR BIOFUEL PRODUCTION “ lors de la conférence de l'EGU (European Géosciences Union) qui s'est tenu à vienne (avril 2019).
- Présentation des résultats prélimaires du couplage bio-économique lors d'un SKI-minaire organisé par l'UMR INRAE Économie Publique en France (mars 2019).

Titre : Modélisation bioéconomique spatialisée des effets de l'usage des sols sur le bilan environnemental du bioéthanol lignocellulosique

Mots clés : ACV, CAS, Modélisation bioéconomique, Bioéthanol, Biomasse, Cultures lignocellulosiques

Résumé: Dans le contexte de réduction des émissions de GES du secteur des transports en France, ce travail de thèse se focalise sur les bilans environnementaux de biocarburants produits à partir de cultures lignocellulosiques. Deux espèces pérennes ont été étudiées: le miscanthus et le switchgrass. Nous avons testé et validé un modèle biophysique, CERES-EGC, pour ces deux cultures. Les simulations ont été spatialisées à l'échelle de la France avec différents niveaux de fertilisations azotées et deux horizons climatiques. Une dimension économique a été introduite en faisant le couplage des sorties du modèle CERES-EGC avec le modèle économique AROPAj. Ce couplage bio-économique a été essentiel pour le calcul des changements d'affectation des sols (CAS) directs liés au développement des cultures lignocellulosiques.

Ceux-ci ont été combinés avec les sorties CERES-EGC pour construire une ACV spatialisées prenant en compte les conditions pédoclimatiques des différentes régions de France. Cette évaluation environnementale montre que la substitution d'essence fossile par le bioéthanol permet de réduire les émissions de GES allant de 76.75% à 87% pour le miscanthus et de 62.23% à 76.54% pour le switchgrass. en prenant en compte les CAS. Le rendement et les émissions des cultures dépendent de la dose de fertilisation azotée appliquée. Le miscanthus est plus compétitif et moins impactant que le switchgrass dans les conditions pédoclimatiques françaises. sur le long terme les deux cultures sont encore plus compétitives à l'échelle de la France.

Title : Spatialized bioeconomic modeling of the effects of land use change on the environmental balance of cellulosic bioethanol

Keywords : LCA, LUC, Bioeconomic modeling, Bioethanol, Biomass, Lignocellulosic cultures

Abstract: In a context of curbing the GHG emissions of the transport sector in France, this PhD thesis focuses on the environmental assessment of second generation biofuels produced from miscanthus and switchgrass. We started by testing and validating the agro-ecosystem model CERES-EGC for these two candidate crops. Simulations were regionalized at the scale of France with different levels of nitrogen inputs, and two climatic horizons. An economic dimension was introduced by coupling the outputs of CERES-EGC with the economic model AROPAj. This coupling was essential for the calculation of direct land use change effects (LUC).

Those were combined with the CERES-EGC outputs to produce a spatialized LCA taking into account the pedoclimatic conditions in terms of yield, nitrogen emissions and LUC. This environmental assessment showed that miscanthus and switchgrass reduced GHG emissions ranging from 76.75% to 87% for miscanthus and 62.23% to 76.54% for switchgrass compared to gasoline, taking into account LUC. Crop yield and reactive N emissions depended on the rate of fertilizer N applied. Miscanthus came out as more competitive and less harmful than switchgrass in France. In the long run the two cultures are still more competitive.