



HAL
open science

Combiner Analyse du Cycle de Vie et modèles économiques pour l'évaluation ex-ante d'instruments de politiques publiques – Application au secteur laitier français

Thibault Salou

► **To cite this version:**

Thibault Salou. Combiner Analyse du Cycle de Vie et modèles économiques pour l'évaluation ex-ante d'instruments de politiques publiques – Application au secteur laitier français. Economies et finances. Agrocampus Ouest, 2017. Français. NNT : 2017NSARE045 . tel-01661496

HAL Id: tel-01661496

<https://theses.hal.science/tel-01661496>

Submitted on 12 Dec 2017

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.

AGRO CAMPUS

OUEST

Thibault SALOU • 2 février 2017

Thèse AGROCAMPUS OUEST
sous le label de l'Université de Bretagne Loire
pour obtenir le grade de
DOCTEUR D'AGROCAMPUS OUEST
Spécialité Sciences économiques et de gestion

ÉCOLE DOCTORALE • Sciences humaines, organisation
et société (SHOS)

LABORATOIRE D'ACCUEIL • UMR INRA-AO Structures et
marchés agricoles, ressources et territoires - Laboratoire
d'études et de recherche en économie (SMART LERECO)

**Combiner Analyse du Cycle de
Vie et modèles économiques
pour l'évaluation *ex-ante*
d'instruments de politiques
publiques – Application au
secteur laitier français**

Philippe LE GOFFE
Professeur, AGROCAMPUS OUEST, UMR INRA-AO SMART
LERECO / *président*

Enrico BENETTO
PhD, LIST / *rapporteur*

Arnaud REYNAUD
Directeur de recherche, INRA Toulouse / *rapporteur*

Claudine BASSET-MENS
Ingénieure de recherche, CIRAD / *examinatrice*

Thomas NEMECEK
PhD Agroscope / *examineur*

Chantal LE MOUËL
Directrice de recherche, UMR INRA-AO SMART LERECO /
directrice de thèse

Hayo VAN DER WERF
Ingénieur de recherche, UMR INRA-AO SAS / *co-encadrant*

THESE / AGROCAMPUS OUEST

Sous le label de l'Université Européenne de Bretagne

pour obtenir le diplôme de :

DOCTEUR DE L'INSTITUT SUPERIEUR DES SCIENCES AGRONOMIQUES, AGRO-ALIMENTAIRES, HORTICOLES ET DU PAYSAGE

Spécialité : « Sciences Economiques et de Gestion »

Ecole Doctorale : « Sciences de l'Homme, des Organisations et de la Société (SHOS) »

présentée par :

Thibault SALOU

Combiner Analyse du Cycle de Vie et modèles économiques pour l'évaluation *ex-ante* d'instruments de politiques publiques – Application au secteur laitier français

soutenue le « 2 Février 2017 » devant la commission d'Examen

Composition du jury :

Rapporteur : Enrico BENETTO, Docteur, LIST

Rapporteur : Arnaud REYNAUD, Directeur de recherche, INRA

Membre : Claudine BASSET-MENS, Ingénieure de recherche, CIRAD

Membre : Philippe LE GOFFE, Professeur, AGROCAMPUS OUEST

Membre : Thomas NEMECEK, Docteur, Agroscope

Membre invité : Vincent COLOMB, Ingénieur, ADEME

Directrice de thèse : Chantal LE MOUËL, Directrice de recherche, INRA

Co-Directeur de thèse : Hayo VAN DER WERF, Ingénieur de recherche, INRA

Remerciements

Tout a commencé il y a bientôt 20 ans, 19 très précisément. Printemps 1998, Thibault SALOU, petit collégien sans histoire et sans idée réellement précise de son avenir, ainsi que de ce qu'il devrait faire pour y parvenir, effectue son stage de troisième d'une semaine (à ne pas négliger !) un peu par hasard au laboratoire Bretagne Biotechnologie Végétale à Saint-Pol-de-Léon. Dans le laboratoire de phytopathologie, sous la responsabilité d'Emmanuel PAJOT, c'est la révélation ! « C'est ça la recherche ? Bon sang mais c'est génial, c'est ça que je veux faire ! » se dit-il alors. Dès lors il ne cesse de passer son temps à trouver le moyen d'y parvenir. Il découvre rapidement que la réalisation d'une thèse est nécessaire. Bon, allons-y, c'est parti pour la thèse et les études qui vont avec ! C'est ainsi que commence la quête de son Graal. Mais, après un parcours sinueux dans ses études supérieures, plusieurs universités et école d'ingénieur, divers changements de thématiques d'intérêt, cet objectif s'estompe quelque peu. A l'issue de ses études, notre énergumène se lance alors dans une carrière en recherche appliquée puis conseil agronomique, jusqu'au jour où tout bascule. Un recrutement à l'INRA (Merci Hayo) sur un obscur projet, AGRIBALYSE, sur des thématiques complètement inconnues (élevage et ACV), va changer la donne. Le retour au contact de la recherche ainsi que le suivi de la fameuse « Formation Chômage » (merci Christine SIBIRIL !) vont lui remettre sérieusement les idées en place. Ainsi, à la fin de cette formation, et à l'issue d'un débriefing de trois heures ressemblant franchement à une mini séance de psychothérapie, la décision est prise. L'étape suivante, ce sera la réalisation d'une thèse ! Et bien voilà, c'est fait.

Il faut cependant garder en mémoire que le document que vous êtes en train de lire ne s'est toutefois pas fait tout seul et je tiens à remercier tout un ensemble de personnes sans qui rien n'aurait été possible.

Tout d'abord Hayo et Chantal, qui sont, sans exagération (ce serait bien mal connaître mon style) et sans aucun doute possible, les meilleurs directeurs de thèse du monde. Sans eux, rien de tout ça n'aurait été possible. Je les remercie pour toute leur confiance, leur attention, leurs précieux conseils, leurs relectures attentives, leurs encouragements lorsque plus rien n'allait (du moins, c'est ce que je pensais) et que je croyais toucher le fond. Merci également pour le temps qu'ils m'ont accordé tout au long de ces trois années. C'était vraiment un plaisir de travailler avec vous deux et j'espère bien avoir l'occasion de le faire à nouveau !

L'équipe est incomplète sans Agneta, Fabrice et Jonathan ! Tous trois sont également des personnages incontournables de cette aventure qu'il convient de remercier avec toute la vigueur nécessaire à ce type d'exercice. En effet, sans eux, je crois bien que j'en serai encore au stade où je me demandais comment faire pour lancer une simulation avec MATSIM-LUCA. J'ai vraiment apprécié

notre collaboration plus que productive et bien entendu, toujours dans la bonne humeur. Si je ne dois retenir qu'une seule chose, c'est qu'avec vous, il n'y a jamais de problèmes, que des solutions (qui en plus, sont trouvées rapidement) ! Franchement un doctorant pourrait-il rêver mieux comme équipe de travail ? Sincèrement je ne le crois pas.

Il m'est impératif également de remercier les membres de mon comité de thèse : Antonio BISPO, Vincent COLOMB, Gérard GAILLARD, Armelle GAC, Petr HAVLIK, Vincent CHATELLIER, Philippe FAVERDIN et Llorenç MILA I CANALS. En effet, sans nos échanges constructifs et vos précieux conseils, il ne fait aucun doute que le résultat final aurait été bien moins abouti.

Je tiens également à remercier mon jury de thèse. Ils m'ont mis à rude épreuve le jour J, mais ça tombe bien, ils étaient là pour ça ! Je remercie donc Enrico BENETTO et Arnaud REYNAUD d'avoir accepté d'être mes rapporteurs. Il ne fait aucun doute que leurs rapports ont contribué à améliorer la qualité de ce document. Je remercie pour leur participation et leurs questions pertinentes les autres membres de mon jury : Claudine BASSET-MENS, Philippe LE GOFFE, Thomas NEMECEK et Vincent COLOMB.

Enfin, pour conclure cette section « académique », je me dois de remercier les départements EA et SAE2 de l'INRA ainsi que l'ADEME pour avoir cru en mon sujet et financé ma thèse. J'espère sincèrement avoir apporté une partie des réponses qu'ils attendaient et qu'ils poursuivront dans l'exploration de cette thématique.

Il faut bien l'avouer, la thèse ce n'est pas toujours que du travail, et il existe quantité de facteurs de production (oups pardon, déformation professionnelle)... Je disais donc, de facteurs externes contribuant à son bon déroulement. Ainsi, je commencerai par remercier chaleureusement les personnels de mes deux laboratoires d'accueil : l'UMR SAS et l'UMR SMART. Au sein de ces deux entités, les collègues m'ont vraiment donné l'impression d'être comme à la maison. Une accessibilité hors du commun, des échanges intéressants sur tous types de sujets. Bref la vie, la vraie ! Je remercie tout particulièrement les personnels d'appui : Tiphaine, Nathalie, Françoise et Christine pour les aspects administratifs ; Monique, Sophie, Lise et Christine pour tout ce qui relève de la documentation. Votre aide m'a vraiment permis de me libérer de quantité d'aspects qui me cassent particulièrement les pieds ! Que dire des doctorants, CDD, stagiaires et autres temporaires... Un simple MERCI suffira pour vous remercier de la bonne ambiance qui régnait grâce à vous, entre-autres.

Un énorme big-up à tous mes collègues de bureau. XVII à SMART et tout le Crew du légendaire Bureau 14 de SAS : Pierre, Thomas, Anne, Mickaël, Blandine, Laure, Louise et Pierre-Alexandre, sans oublier les dauphins, tortues, canards, abeilles, coccinelles et autres poneys ! Franchement on s'est bien marré. J'espère que la tradition de la chanson du vendredi va perdurer dans vos nouveaux boulots !

Les amis. Ça c'est quelque chose de très important à mes yeux et qu'il faut remercier. Mais il y en a tellement que je ne sais trop comment m'y prendre. Je vais donc dire MERCI en faisant un petit inventaire :

- ⇒ Je commencerai donc par Flo, également mon colocataire, pour m'avoir supporté toutes ces années, surtout dans la phase de rédaction quand mon niveau de sociabilité a été revu, involontairement mais sérieusement, à la baisse.
- ⇒ Tous les copains musiciens rennais et plus particulièrement les Black Horns (Tom et Le Rocker) pour la bouffée d'air frais hebdomadaire et tous les concerts. Ça m'a bien aidé sur la fin ! Merci également aux Karguedoul Orchestra et tous les musiciens du 2.9.
- ⇒ Un énorme merci à Duzz, Duduzz, Nuts, Nunuts (tout ça c'est la même personne), pour les trips surf, pour m'avoir sorti la tête de l'eau (au sens figuré) pour l'y remettre aussi sec (au sens propre).
- ⇒ Les frangins DAVID : le Président, le Morceau et Stéphane, pour toutes ces discussions sur nos thèses respectives ou tout simplement pour leur amitié sans faille.
- ⇒ Le Crew du Rheu (et assimilés) : Yoann (par qui tout a commencé), Lydie, BeuBeu Pierre à Feu, Chaton, Jenny, Carotte et David, JB, Tiphaine et Greg, Gauthier, Ju et Amandine, pour les folles soirées à tout moment de la semaine ainsi que pour les sessions de BlueGrass et de fléchettes !
- ⇒ Mes potes de l'ENSAR et plus particulièrement Amandine et Maël, Céline, Amélie et Sarah.
- ⇒ Le clan des affreux ! (c'est pour rire je vous adore en vrai !) : Clairinette, Céline, Zizouille, Mathieu, MAP. Il est temps que l'on reparte tous en mission, ça fait un moment que je n'ai pas disserté sur le concept de randonnée !
- ⇒ Carla pour nos versions très personnelles et inoubliables des journées du patrimoine ainsi que nos tournées des boulangeries à la recherche de la meilleure tartelette à la fraise de Rennes (et dire que je n'en ai pas mangé une seule...) !
- ⇒ Mariana et El Chingador pour m'avoir nourri à peu près un week-end sur deux à une époque (et ainsi empêché de dépérir !) ; Pauline pour les escapades bretonnes et les séances de cuisine plutôt conceptuelle ! ; Guillaume et la Gendarmerie ; Rémi et Claude les inventeurs du concept de la pêche inutile ; Benj et Soizic ; Pierre-Louis
- ⇒ « Merci à Morgane cette charmante demoiselle tellement gentille et attentionnée » (ce sont ses mots qu'elle m'a demandé d'inclure dans cette section au combien importante !). Les miens maintenant : Je remercie Morgane pour ses relectures attentives, ses conseils pertinents, son soutien moral, nos parenthèses musicales et encore beaucoup d'autres excellentes raisons !

Enfin, je ne peux conclure cette section sans remercier ceux par qui tout a commencé, mes parents et plus généralement ma famille (Quentin, Marine, Manon, Robin, mes grands-parents, les cousins...). En ce qui concerne mes parents, je les remercie d'avoir agi exactement comme il le fallait

au cours de ces trois années (et des 30 autres précédentes en fait). En effet, ils n'ont pas témoigné d'encouragements ridiculement outranciers, mais plutôt de petites touches par-ci par-là, et c'est précisément ce dont j'avais besoin. De toute façon j'ai toujours su que quels que soient mes choix et la façon de les mener à bien, j'aurai toujours leur assentiment à la condition de respecter quelques principes simples : tout exécuter avec passion et pied au plancher jusqu'à l'impact ! Merci, vraiment.

Fin de ce chapitre, voyons voir de quoi sera fait le suivant...

Tables des matières

Table des matières.....	i
Nuage de mots.....	iv
<i>Table d'abréviations et d'acronymes</i>	v
Résumé.....	vi
Abstract.....	viii
Liste des publications.....	x
Chapitre 1. Introduction générale.....	1
1. Le secteur laitier français et la fin des quotas de production.....	3
1.1. Le secteur laitier français à la veille de la suppression des quotas.....	3
1.1.1. Le secteur laitier français en Europe et dans le monde.....	3
1.1.2. Structuration de la production laitière française.....	3
1.2. La Politique Agricole Commune.....	4
1.2.1. Mise en œuvre de la PAC dans le secteur laitier.....	4
1.2.2. Les réformes de la PAC.....	5
1.2.3. La gestion française des quotas.....	5
1.3. Impacts de la suppression des quotas.....	6
1.3.1. Méthodologies utilisées dans la littérature.....	6
1.3.2. Impacts attendus de la suppression des quotas en Europe.....	7
1.3.3. Impacts attendus de la suppression des quotas en France.....	8
1.3.4. Effets observés sur la période de « soft landing ».....	10
2. Elevage et environnement.....	11
2.1. Impacts de l'élevage sur l'environnement.....	11
2.2. Effets de la concentration des productions animales.....	12
2.3. Stratégies de réduction des impacts environnementaux de la production laitière...	12
2.3.1. Changement climatique.....	12
2.3.2. Eutrophisation.....	14
2.3.3. Biodiversité.....	14
2.3.4. Intensification de la production laitière.....	14
2.4. Impacts attendus de la levée des quotas laitiers sur les performances environnementales de la production laitière.....	15
2.5. Introduction d'une prime à l'herbe.....	15
3. L'Analyse du Cycle de Vie.....	16
3.1. L'Analyse du Cycle de Vie Conséquentielle.....	17

3.1.1. Frontières du système.....	18
3.1.2. Expansion du système.....	19
3.2. Evaluation des impacts sur l'environnement de politiques publiques.....	20
3.2.1. Modèles économiques et politiques publiques.....	20
3.2.2. ACVC et politiques publiques.....	20
4. Objectifs de la thèse.....	23
4.1. Premier objectif : Développements méthodologiques.....	23
4.2. Deuxième objectif : Cas d'étude – Evaluation de l'impact environnemental de changements d'instruments de politique publique dans le secteur laitier.....	23
4.3. Troisième objectif : Analyse des performances environnementales des systèmes multifonctionnels – Cas de la production laitière.....	24
5. Question de recherche.....	24
6. Structure de la thèse.....	25
Références.....	27
Chapitre 2. Environmental impacts of dairy system intensification: The functional unit matters!.....	37
1. Introduction.....	45
2. Materials and methods.....	47
3. Results.....	50
4. Discussion.....	57
5. Conclusion.....	63
6. Supplementary materials.....	69
Chapitre 3. Could EU dairy quota removal favour some dairy production systems over others? The case of French dairy production systems.....	77
1. Introduction.....	83
2. Materials and methods.....	85
3. Results.....	90
4. Discussion.....	96
5. Conclusion.....	101
6. Supplementary materials.....	107
Chapitre 4. Combining Life Cycle Assessment and economic modelling to assess impacts of agricultural policies. The case of the French ruminant sector.....	133
1. Introduction.....	141
2. Materials and methods.....	143
3. Results.....	149
4. Discussion.....	155

5. Conclusion.....	159
6. Supplementary materials.....	167
Chapitre 5. Synthèse générale, discussion et perspectives.....	189
1. Contributions de la thèse.....	191
1.1. Méthodologie ACV.....	191
1.1.1. Multifonctionnalité de l'élevage laitier et impacts environnementaux.....	191
1.1.2. Couplage ACV – MATSIM-LUCA.....	192
1.2. Appui aux décideurs publics.....	198
2. Limites du travail réalisé.....	199
2.1. Limites du cadre conceptuel ACVC proposé.....	199
2.1.1. Traduction des sorties du modèle en ICV.....	199
2.1.2. Changements d'Affectation des Sols.....	200
2.2. Limites liées à MATSIM-LUCA.....	201
2.2.1. Marché de la terre.....	201
2.2.2. Spécification des technologies de production.....	202
2.2.3. Modélisation des instruments de politique publique.....	204
2.3. Incertitudes.....	207
3. Perspectives.....	209
3.1. Méthodologie ACV.....	209
3.1.1. Unité fonctionnelle.....	209
3.1.2. ACV Conséquentielle.....	209
3.2. Spécification et paramétrage de MATSIM-LUCA.....	210
3.2.1. Marchés des terres.....	210
3.2.2. Autres facteurs et intrants de production.....	210
3.2.3. Représentation du secteur laitier.....	210
Références.....	212
Annexe 1. Analyse de sensibilité des résultats du scénario d'introduction d'une prime à l'herbe à l'hypothèse d'ajustement exogène du rendement des prairies dans l'Union Européenne.....	219
Annexe 2. Analyse de sensibilité des résultats de simulation à la valeur de l'élasticité de transformation de l'agrégat des autres facteurs et intrants de production entre les secteurs bovins lait et viande en France.....	237

Tables d'abréviations et acronymes

AB	Agriculture Biologique	H	Highland milk production
AC	Acidification	Ha	Hectare
ACV	Analyse du Cycle de Vie	ICV	Inventaire du Cycle de Vie
ACVA	ACV Attributionnelle	ICVC	ICV Conséquentiel
ACVC	ACV Conséquentielle	IG	Intensive Grass-based milk production
AHC	Ascendant Hierarchical Clustering	IM	Intensive Maize silage-based milk production
ALCA	Attributional Life Cycle Assessment	kg	Kilogramme
AOC	Appellation d'Origine Contrôlée	LC	Land Competition
AOP	Appellation d'Origine Protégée	LCA	Life Cycle Assessment
ARG	Argentina	LCI	Life Cycle Inventory
AUS	Australia	LUC	Land Use Change
BRA	Brazil	LW	Live Weight
C	Carbon	M	Maize silage-based milk production
CAN	Canada	MATSIM-	Market And Trade SIMulation model for Land Use
CAS	Changement d'Affectation des Sols	LUCA	Change Analysis
CED	Cumulative Energy Demand	MEX	Mexico
CET	Elasticité de Transformation Constante	Mha	Million hectares
CGEM	Computable General Equilibrium Model	MJ	Megajoule
CH4	Méthane	Mt	Million ton
CHN	China	N2O	Protoxyde d'azote
CIS	Ex Soviet Union	NAF	North Africa
CLCA	Consequential Life Cycle Assessment	NH3	Ammoniac
CO2	Dioxyde de carbone	NPK	Azote-Phosphore-Potassium
CV	Coefficient of Variation	O	Organic milk production
DM	Dry Matter	OCM	Organisation Commune de Marché
E26	European Union excluding France	PAC	Politique Agricole Commune
EA	East Asia	PEM	Partial Equilibrium Model
EcoSys	Ecosystems	Q	Quota
EcoTox	Freshwater ecotoxicity	QR	Quota Removal
EU	Eutrophication	ROW	Rest of the World
EU27	European Union	SA	South Asia
FADM	Factorial Analysis for Mixed Data	SEA	South East Asia
FEADER	Fond Européen Agricole pour le Développement Rural	SSA	Sub-Saharan Africa
FPCM	Fat and Protein Corrected Milk	t	ton
FR	France	THA	Thailand
FU	Functional Unit	TMR	Technological Management Route
G	Grass-based milk production	UE	Union Européenne
GES	Gaz à Effet de Serre	UF	Unité Fonctionnelle
GP	Grass Premium	USA	United-States of America
GWP	Global Warming Potential	VIM	Very Intensive Maize silage-based milk production

Résumé

L'Analyse du Cycle de Vie (ACV) est une méthode normée d'évaluation multicritère des impacts environnementaux des biens et services. Cette méthode a d'abord fait ses preuves dans les domaines des études comparatives, de la communication environnementale et du développement de produits, sous l'appellation ACV Attributionnelle (ACVA). L'ACVA permet d'étudier les impacts environnementaux de biens et services dans une situation statique. Des développements méthodologiques au début des années 2000 ont permis l'émergence d'une nouvelle forme d'ACV, l'ACV Conséquentielle (ACVC), dont les objectifs ne sont plus d'évaluer les impacts de des biens et services dans une situation statique, mais d'évaluer les effets de changements de ces systèmes sur leurs impacts environnementaux. Cette méthodologie a été appliquée dans le cadre de l'évaluation de politiques publiques, notamment dans les secteurs de l'énergie et des biocarburants. En effet, l'ACVC visant à quantifier les impacts directs et indirects des changements, via les mécanismes de marché, elle s'est révélée appropriée pour l'évaluation de politiques publiques. Cependant, bien que les principes de l'ACVC soient maintenant acceptés par la communauté ACV, sa mise en œuvre souffre d'un manque de consensus méthodologique, notamment vis-à-vis de la définition des frontières du système et de l'identification des marchés affectés.

Cette thèse vise à développer un couplage entre ACV et modélisation économique pour l'évaluation par ACVC des impacts environnementaux d'instruments de politique publique appliqués dans le secteur de l'élevage laitier ou plus largement de ruminants en France et dans le reste de l'Union Européenne (UE). En effet, l'élevage laitier en UE est un contributeur majeur aux impacts environnementaux, notamment en ce qui concerne le changement climatique et l'eutrophisation. De plus les instruments de politique publique s'appliquant à ce secteur sont en pleine mutation, suite aux différentes réformes de la Politique Agricole Commune (PAC). Les objectifs de ces réformes sont multiples et visent, entre autres, au développement de secteurs de production à la fois compétitifs sur les marchés mondiaux et respectueux de l'environnement.

Dans un premier temps, la thèse se focalise sur le secteur laitier. Sept systèmes de production laitier représentatifs de la production française ont été identifiés et leurs performances environnementales caractérisées par ACVA. Ce travail a mis en évidence que les performances environnementales des systèmes sont très différentes en fonction de l'unité fonctionnelle utilisée. Il en résulte que les systèmes multifonctionnels, tels les systèmes de production agricole, ne peuvent être caractérisés de façon exhaustive en rapportant leurs impacts à une seule unité fonctionnelle, comme c'est souvent le cas en ACV. Pour l'évaluation des systèmes de production agricole, nous recommandons l'utilisation d'unités fonctionnelles massique et surfaciques.

Dans un deuxième temps, les systèmes ont été implémentés dans MATSIM-LUCA, un modèle économique d'équilibre partiel représentant les marchés agricoles à l'échelle mondiale. L'impact de la

suppression des quotas laitiers européens sur la structuration de la production laitière française a été évalué à l'aide du modèle. La sensibilité des résultats obtenus à différents contextes de demande mondiale en produits laitiers et carnés a également été analysée. Nos résultats ont montré que les modifications de contexte de production testées n'avaient que peu d'effets sur la redistribution des systèmes laitiers. Toutefois, les différents systèmes ne présentent pas la même sensibilité à ces changements de contexte, le système laitier très intensif basé sur le maïs ensilage étant le plus sensible.

Ensuite MATSIM-LUCA a été utilisé pour simuler les effets sur les marchés agricoles de changements d'instruments de politique publique au niveau de l'UE. Outre la suppression des quotas laitiers, l'introduction dans une optique environnementale d'une prime à l'hectare de prairie pour la production de ruminants a été simulée. Les sorties du modèle économique (variations de rendements, productions, de surface de productions, de rations animales, d'échanges internationaux) ont été utilisées pour alimenter un modèle ACVC. Une évaluation des effets des changements d'instruments de politique publique sur une gamme d'impacts environnementaux (changement climatique, eutrophisation, etc.) a été réalisée pour le cas français. Ces travaux démontrent également l'intérêt d'utiliser un modèle économique, et plus particulièrement MATSIM-LUCA en raison des spécifications qu'il propose pour la modélisation des technologies de production et des marchés des facteurs et intrants de production, pour la réalisation d'ACVC. En effet, ce modèle permet d'identifier non seulement les déplacements et substitutions de productions, mais également les changements de technologie de production (intensification, changement de composition des rations alimentaires des animaux, etc.), ces effets pouvant affecter les impacts environnementaux des produits, mais également les dynamiques de changement d'affectation des sols.

Pour conclure, des points d'amélioration de la méthodologie ACV d'une part, et de MATSIM-LUCA d'autre part ont été identifiés. Du point de vue de l'ACV, les faiblesses identifiées portent sur l'unité fonctionnelle pour l'évaluation de systèmes multifonctionnels ainsi que sur la méthode utilisée pour pallier au manque de données pour la réalisation des ACVC. Les améliorations de MATSIM-LUCA visent à améliorer le couplage entre ACV et modèle économique, via une désagrégation plus fine des facteurs et intrants de production d'une part, une meilleure représentation des marchés de la terre, pour une identification plus précise des changements d'affectation des sols d'autre part.

Mots-clefs : Analyse du Cycle de Vie Conséquentielle, modèle d'équilibre partiel, MATSIM-LUCA, politiques publiques, quota laitier, prime à l'herbe, production laitière, impacts environnementaux, changement d'affectation des sols, intensification

Abstract

Life Cycle Assessment (LCA) is a normalised and multicriteria method that assesses environmental impacts of goods and services. It was first used for benchmarking, environmental communication and support for product development within the framework of Attributional LCA (ALCA) which assesses impacts in a status-quo situation. In the early 2000s, methodological development led to a new type of LCA, Consequential LCA (CLCA), which assesses environmental impacts of changes in the system under study. CLCA has been used to assess impacts of policy changes, especially in the energy and biofuel sectors. Indeed, by taking market effects into account, CLCA is an appropriate tool to quantify direct and indirect impacts induced by policy changes. However, although CLCA principles are now well accepted by the LCA community, methodological debates about its practical implementation remain, especially for the definition of system boundaries and identification of affected markets.

This Ph.D. thesis combines LCA and economic modelling to assess environmental impacts of policy instruments in the dairy and wider ruminant sector in France and the rest of the European Union (EU) using CLCA. We focus on dairy production because it is one of the main contributors to environmental impacts, such as climate change or eutrophication, in the EU. Moreover, policy instruments that concern this sector are changing due to recent Common Agricultural Policy reforms. These reforms aim to promote production sectors that have both more market orientation and less environmental impact.

First, we identified seven dairy production systems that represent French production and estimated their environmental impacts using ALCA. Results revealed that their environmental impacts varied greatly depending upon the functional unit considered. Consequently, for accurate assessment of multifunctional systems, such as agricultural systems, we recommend using both mass-based and area-based functional units.

We then modelled the seven dairy systems in MATSIM-LUCA, a partial equilibrium model representing agricultural markets at the global scale, to estimate effects of removing EU dairy quotas on the shares of different types of dairy systems in French milk production. We also assessed sensitivity of these results to different contexts of global demand for dairy and meat products. The main finding was that changes in production context had little influence on proportions of dairy system types in French milk production. The systems do not react equally, however; intensive maize-based dairy production is the most sensitive to changes in production context.

Next, we used MATSIM-LUCA to assess market effects of two changes in EU policy instruments: removal of dairy quotas and establishment of a grassland premium. Model predictions (i.e. changes in yields, types of production, surface areas of production, trade, animal diet composition) were used as inputs to a CLCA model. We assessed effects of changes in policy

instruments on a range of environmental impacts (climate change, eutrophication, etc.). We also demonstrated the value of using economic modelling – especially MATSIM-LUCA, because of its production technologies specifications – to support CLCA. In fact, the model can identify not only production displacements and substitutions but also changes in production technologies (intensification, changes in animal diet composition, etc.). It is important to consider all of these effects, as they can influence environmental impacts of goods but also dynamics of land-use change.

Finally, we identified improvements that are needed in LCA methodology and MATSIM-LUCA. For LCA, improvements include defining one or more functional units to assess multifunctional systems and developing methods to bridge data gaps to perform CLCA. For MATSIM-LUCA, improvements include strengthening links between LCA and economic models by representing the supply of production factors in more detail, and improving representation of land markets for more accurate assessment of land-use changes.

Keywords: Consequential Life Cycle Assessment, partial equilibrium model, MATSIM-LUCA, public policy, dairy quota, grassland premium, dairy production, environmental impact, land-use change, intensification

Liste des publications

1. Revues scientifiques à comité de lecture

1.1. Préparé dans le cadre de cette thèse

Salou T., Le Mouël C., van der Werf H.M.G., 2017. Environmental impacts of dairy systems intensification: The functional unit matters! **Journal of Cleaner production** **140:245-251**. (Chapitre 2)

Salou T., van der Werf H.M.G., Levert F., Forslund A., Hercule J., Le Mouël C., 2017. Could EU dairy quota removal favour some dairy production systems over others? The case of French dairy production systems. **Agricultural Systems** **153:1-10**. (Chapitre 3)

Salou T., Le Mouël C., Levert F., Forslund A., van der Werf H.M.G. Combining Life Cycle Assessment and economic modelling to assess environmental impacts of agricultural policies. The case of French ruminant sector. **En préparation pour soumission à International Journal of Life Cycle Assessment**. (Chapitre 4)

1.2. Autres publications

van der Werf H.M.G., Salou T., 2015. Economic value as a functional unit for environmental labelling of food and other consumer products. **Journal of Cleaner Production**, **94:394-397**.

Colomb V., Ait Amar S., Basset-Mens C., Gac A., Gaillard G., Koch P., Mousset J., Salou T., Tailleur A., van der Werf H.M.G., 2014. AGRIBALYSE®, the French LCI Database for agricultural products: high quality data for producers and environmental labelling. **Ocl**, **22(1): 104**.

2. Communications orales

2.1. Préparées dans le cadre de cette thèse

Salou T., Le Mouël C., van der Werf H.M.G., 2016. Which functional unit to assess environmental impacts of dairy system intensification? In: SETAC (Eds), Abstract Book: **SETAC Europe 26th Annual Meeting**, 22-26 May 2016, Nantes France.

2.2. Autres communications

Gac A., Salou T., Espagnol S., Ponchant P., Dollé J.B., van der Werf H.M.G., 2014. An original way of applying biophysical allocation in LCAs of livestock systems. In: Schenck R., Huizenga D. (Eds), Proceedings of the **9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector (LCA Food 2014)**, 8-10 October 2014, San Francisco USA. ACLCA, Vashon, WA, USA.

Colomb V., Ait-Amar S., Basset-Mens C., Gac A., Gaillard G., Koch P., Mousset J., Salou T., Tailleur A., van der Werf H.M.G., 2014. AGRIBALYSE, the French LCI Database for agricultural products: high quality data for producers and environmental labeling. In: Schenck

- R., Huizenga D. (Eds), Proceedings of the **9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector** (LCA Food 2014), 8-10 October 2014, San Francisco USA. ACLCA, Vashon, WA, USA.
- van der Werf, H.M.G., **Salou T.**, Bouvarel I., 2013. Agricultures biologiques et conventionnelles, quels impacts ? **Colloque DinABio 2013, Développement et innovation en agriculture biologique**, 13-14 Novembre 2013, Tours, France.
- Colomb, V., van der Werf H.M.G., Gac A., Gaillard G., Koch P., Mousset J., **Salou T.**, Tailleur A., 2013. Agri-BALYSE, the French LCI database for agricultural products. Actes du **congrès ACV [avniR]**, 4-5 Novembre 2013, Lille France.
- Salou T.**, Koch P., Mousset J., Gac A., Gaillard G., van der Werf H.M.G., 2013. Methodological Choices for an LCI database of French agricultural products. In: Chalmers University of Technology, The Swedish Life Cycle Center (Eds). Proceedings of the **6th International Conference on Life Cycle Management**, 25-28 August 2013, Gothenburg, Sweden. p 445-449.
- Colomb V., van der Werf H.M.G., Gaillard G., Koch P., Mousset, J. **Salou, T.**, 2013. Agri-BALYSE, une base de données publique d'ICV des produits agricoles français. **Journée Ecotech-Sudoes**, 11 Juin 2013, Narbonne, France
- Salou T.**, Mathias E., Tailleur A., Paillier A., van der Werf H.M.G., 2012. Considering land use change and soil carbon dynamics in an LCA of French agricultural products. In: Corson M.S., van der Werf H.M.G. (Eds), Proceedings of the **8th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector** (LCA Food 2012), 1-4 October 2012, Saint-Malo, France. INRA, Rennes, France. p 268-273.
- Salou T.**, van der Werf H.M.G., Koch P., Gaillard G., Willmann S., Lellahi A., Paillier A., 2012. Choix méthodologiques dans le cadre du programme Agri-BALYSE. Actes du **colloque EcoTechs 2012**, 25-26 Octobre 2012, Montoldre, France. IRSTEA, Montoldre, France.
- Koch P., Gaillard G., **Salou T.**, Paillier A., 2012. LCI-dataset gap bridging strategies in the program Agri-BALYSE. In: Corson M.S., van der Werf H.M.G. (Eds), Proceedings of the **8th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector** (LCA Food 2012), 1-4 October 2012, Saint-Malo, France. INRA, Rennes, France. p 478-484.
- Bessou C., van der Werf H.M.G., Gaillard G., Koch P., **Salou T.**, Basset-Mens C., Gac A., Lellahi A., Paillier A., 2012. Agri-BALYSE a public LCA database of French agricultural raw products. **LCA Agrifood Asia**, 15-16 Février 2012, Bangkok, Thaïlande.
- Gaillard G., van der Werf H.M.G., Koch P., **Salou T.**, Basset-Mens C., Gac A., Lellahi A., Mousset J., Corson M., 2011. Agri-BALYSE, a public LCA database of French agricultural products. **International workshop 'Carbon footprint Animal Nutrition' for stakeholders**, 20-21 Juin 2011, Wageningen, The Netherlands.

3. Posters

3.1. Préparés dans le cadre de cette thèse

Salou T., Le Mouël C., Levert F., Forslund A., Hercule J., van der Werf H.M.G., (LCAFood 2016). Combining Life Cycle Assessment and economic modeling to assess effects of agricultural policies on the environmental impacts of dairy sector. In LCA Food 2016 (Eds), Proceedings of the 10th International Conference on Life Cycle Assessment of Food (LCA Food 2016), 19-21 October 2016, Dublin, Ireland.

Salou T., Le Mouël C., Levert F., Forslund A., Hercule J., van der Werf H.M.G., 2016. Combining Life Cycle Assessment and economic modeling to assess effects of agricultural policies on the environmental impacts of the French dairy sector. In: SETAC (Eds), Abstract Book: **SETAC Europe 26th Annual Meeting**, 22-26 May 2016, Nantes France.

Salou T., Le Mouël C., van der Werf H.M.G., 2014. Combining Life Cycle Assessment and economic models for ex-ante evaluation of dairy production system. In: SETAC (Eds), Science across bridges, boards and boundaries – Abstract book. **SETAC Europe 24th Annual Meeting**, 11-15 May 2014, Basel, Switzerland. SETAC Europe Office, Brussels, Belgium. p213.

3.2. Autres posters

Salou T., Espagnol S., Gac A., Ponchant P., Tocqueville A., Colomb V., van der Werf H.M.G., 2014. Life Cycle Assessment of French livestock products: Results of the AGRIBALYSE® program. In: Schenck R., Huizenga D. (Eds), Proceedings of the **9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector** (LCA Food 2014), 8-10 October 2014, San Francisco USA. ACLCA, Vashon, WA, USA.

Espagnol S., **Salou T.**, van der Werf H.M.G., 2012. Characterisation of the pig systems panel for the production of environmental data in the program Agri-BALYSE. In: Corson M.S., van der Werf H.M.G. (Eds), Proceedings of the **8th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector** (LCA Food 2012), 1-4 October 2012, Saint-Malo, France. INRA, Rennes, France. p675.

4. Rapports

Koch P. et **Salou T.**, 2015. Agri-BALYSE : Rapport méthodologique – Version 1.2. Ed ADEME, Angers, France. p385.

Colomb V., Aït-AMAR S., Basset-Mens C., Dollé J.B., Gac A., Gaillard G., Koch P., Lellahi A., Mousset J., **Salou T.**, Tailleur A., van der Werf H.M.G., 2014. AGRIBALYSE : Bilan et enseignements – Version 1.1. Ed ADEME, Angers, France. p54.

van der Werf H.M.G., Nguyen T.T.H., **Salou T.**, Espagnol S., 2014. Programme AGRIBALYSE : Analyse de sensibilité des résultats des systèmes de production porcine. Ed ADEME, Angers, France. p18.

Biard Y., Koch P. et **Salou T.**, 2011a. Agri-BALYSE : Guide de collecte – Version 5.0. Ed ADEME, Angers, France. p47.

Biard Y., Koch P. et **Salou T.**, 2011b. Agri-BALYSE : Manuel de l'OIS – Version 7.0. Ed ADEME, Angers, France. p51.

Chapitre 1.
Introduction générale

1. Le secteur laitier français et la fin des quotas de production

1.1. Le secteur laitier français à la veille de la suppression des quotas

1.1.1. Le secteur laitier français en Europe et dans le monde

La France est un acteur important du secteur laitier européen et mondial. Avec un volume de lait collecté de 23,7 milliards de litres en 2013 (CNIEL, 2014), la France se place au rang de deuxième producteur en Europe (16,1% des volumes derrière l'Allemagne) et septième au niveau mondial (3,4% des volumes) (Peyraud and Duhem, 2013). Quarante pourcent de la production française en volume est exporté, principalement vers les pays de l'Union Européenne (CNIEL, 2014), ce qui place la France au rang de troisième exportateur mondial derrière la Nouvelle-Zélande et l'Allemagne (FAOSTAT, 2015).

1.1.2. Structuration de la production laitière française

La production laitière française se caractérise par une grande diversité de systèmes de production distribués sur l'ensemble du territoire (Chatellier et al., 2013b; CNIEL, 2014; CNIEL and Institut de l'élevage, 2007; Institut de l'élevage, 2013; Institut de l'élevage et al., 2009; Peyraud and Duhem, 2013). La production est majoritairement réalisée dans des exploitations spécialisées et de taille moyenne (Pflimlin et al., 2009). L'effectif moyen de vaches laitières par exploitation s'établit ainsi à 52,1 en 2012, à titre de comparaison, il est de 51 en Allemagne, 120 au Royaume-Uni et 79 aux Pays-Bas (CNIEL, 2014). Cette spécialisation des élevages dans la production laitière se retrouve également au niveau de la composition du troupeau laitier dans lequel la race PrimHolstein est fortement représentée, suivie des races Montbéliarde et Normande (Pflimlin et al., 2009). La production laitière est principalement présente dans trois types de zone de production : i) les zones de plaine spécialisées élevage ; ii) les zones de plaine de polyculture-élevage ; iii) les zones de montage.

1.1.2.1. La production laitière de plaine

La production en zone de plaine spécialisée élevage est localisée dans l'Ouest, le Nord-Ouest et le Nord-Est de la France. Ces trois zones produisent environ 56% du quota français (CNIEL and Institut de l'élevage, 2007). Ces zones se distinguent par un gradient dans le niveau d'intensification¹ de la production (Chatellier et al., 2013). A l'ouest, les fermes sont de taille moyenne, semi-intensives et le maïs ensilage constitue une part importante de l'alimentation du troupeau. La zone Nord-Ouest, couvrant principalement la Basse-Normandie, est caractérisée par des exploitations hautement spécialisées vers la production laitière. La ration des animaux est composée de maïs ensilage, toutefois en moindre proportion que dans les élevages de l'Ouest de la France, et de fourrages à base d'herbe. Enfin, la production dans le Nord-Est est réalisée sur des sols argileux, contraignants pour la culture

¹ L'intensification est définie comme l'augmentation de la production de biens agricoles par unité d'intrant : le travail, la terre, l'alimentation, l'animal, etc. (FAO, 2004). Dans le cas de la production laitière, on distinguera l'intensification par vache laitière i.e., le niveau de production de lait par vache sur une période donnée (généralement par an), de l'intensification par hectare, calculée comme le niveau de production de lait par hectare. Dans ce chapitre, la notion d'intensification fera référence à la première notion.

du maïs ensilage en raison de possibilités limitées de recours au labour. Son usage est donc anecdotique et le recours à l'herbe dans l'alimentation des animaux est important. La plupart des élevages combinent un atelier de production laitière et un atelier de vaches à viande.

Les zones de polyculture-élevage sont localisées dans les bassins sédimentaires (sud parisien, Aquitaine) ainsi que dans les plaines d'effondrement (Alsace, Saône-Rhône). Les exploitations y sont plus grandes que dans les zones de plaines précédemment décrites et la production laitière est la plupart du temps réalisée conjointement à une production de cultures de vente. Ces zones sont toutefois sujettes à une déprise laitière, au profit des cultures de vente dans les régions séchantes du Sud-Ouest, ainsi que dans les régions à faible densité laitière (Chatellier et al., 2013).

1.1.2.2. La production laitière de montagne

Le lait de montagne est produit dans le Massif-Central, le Jura, le nord des Alpes et les Vosges. Outre les contraintes pédoclimatiques, plusieurs caractéristiques distinguent cette production de celle de plaine. En effet, les exploitations de montagne sont très spécialisées en lait mais plus petites et moins intensives qu'en plaine (Chatellier et al., 2013). Les rations alimentaires sont principalement basées sur l'herbe.

Pour pallier à un contexte de production moins favorable qu'en plaine, entraînant de fait un coût de production plus élevé, les producteurs cherchent une meilleure valorisation de leurs produits, notamment via la vente sous des labels de qualité tels que les Appellation d'Origine Protégée (AOP) ou Contrôlée (AOC).

1.2. La Politique Agricole Commune (PAC)

1.2.1. Mise en œuvre de la PAC dans le secteur laitier

Dans le secteur laitier, production et transformation, l'Organisation Commune de Marché (OCM) s'est traduite par la mise en place en 1968 d'un ensemble cohérent d'instruments destinés à garantir un certain niveau de prix aux producteurs laitiers européens tout en maintenant la compétitivité de l'industrie de la transformation domestique : prix d'intervention pour le beurre et la poudre de lait écrémé, primes aux produits laitiers, aides à la transformation, subventions aux exportations et droits de douane à l'importation. C'est lors de la réforme de 1984 que les quotas de production laitiers ont été inclus à l'OCM (JRC and IPTS, 2009).

En 1984, dans un contexte de surproduction et de prix bas, L'Union Européenne (UE) a décidé d'allouer un quota de production à chaque Etat Membre (EM) afin de : i) contrôler les volumes de production, ii) stabiliser les prix du lait ainsi que les revenus des agriculteurs et iii) réduire le budget alloué aux mécanismes de soutien de marché des produits laitiers (Barthélemy and David, 1999; JRC and IPTS, 2009; Kroll et al., 2010). Sur la base des volumes de référence de 1983, moins 2% dans les zones de plaine et 1% dans les zones de montagne, la France s'est vue allouer un quota de 25,6 millions de tonnes par an (Barthélemy and David, 1999). Initialement prévue pour une durée de cinq

ans, cette politique a été reconduite à plusieurs reprises jusqu'en 2008, où sa suppression au printemps 2015 a finalement été actée dans le cadre du « Bilan de santé » de la PAC.

1.2.2. Les réformes de la PAC

Au cours du temps, plusieurs réformes successives ont contribué à une profonde évolution de la PAC. La réforme de McSharry (1992) a introduit un mécanisme de paiements directs aux producteurs, dont l'objectif était de passer d'une aide allouée aux produits à une aide allouée aux producteurs (Commission of the European Communities, 1991). La réforme de « l'Agenda 2000 » a eu pour objectif l'introduction de la notion de durabilité au sein de la PAC. Un second pilier, relatif au développement rural et à l'environnement, a ainsi été implémenté (European Commission, 1999).

Toutefois, malgré ces réformes successives, la politique européenne en matière de production laitière est restée globalement inchangée jusqu'à la réforme de Luxembourg en 2003. Les principales décisions concernant la production laitière prises lors de cette réforme ont été : i) la diminution des prix d'intervention pour le beurre et la poudre de lait écrémé, de 25 et 15% respectivement ; ii) l'augmentation graduelle des quotas jusqu'en 2013 ; iii) l'introduction des aides directes découplées de la production (Bouamra-Mechemache et al., 2009; European Commission, 2004).

Enfin, le Bilan de santé de la PAC (2008) a acté la suppression des quotas de production en 2015. Dans un contexte de demande mondiale favorable, notamment pour les produits laitiers, le système des quotas laitiers, qui limitait la production communautaire et contribuait à maintenir dans le secteur des exploitations laitières inefficentes (Colman, 2000), ne se justifiait plus (Commission of the European Communities, 2008). La suppression des quotas a été précédée d'une procédure de « soft landing », afin de prévenir une sortie trop brutale du système des quotas. Ces derniers ont donc été augmentés graduellement sur la période 2009-2014. La mise en place de ces mesures visait à : i) développer un secteur laitier plus orienté vers une économie de marché et plus compétitif ; ii) une meilleure redistribution de la valeur ajoutée créée par le secteur laitier (Kroll et al., 2010).

1.2.3. La gestion française des quotas

Afin de prendre en considération les différents types d'organisation de la production laitière dans les EM, la possibilité de gérer les quotas de façon libérale ou administrative a été laissée à chaque EM en 1984 (Barthélemy and David, 1999). La seconde option a été retenue en France.

L'implémentation de cette politique a fortement influencé la structuration de la production laitière française. En effet, la gestion administrative des quotas en France avait deux objectifs : i) maintenir une activité de production sur l'ensemble du territoire et ii) encourager le développement de fermes de taille moyenne afin de faciliter l'installation des jeunes agriculteurs (Barthélemy and David, 1999; Chatellier et al., 2013b; Kroll et al., 2010; Lelyon et al., 2012; Pflimlin et al., 2009). En conséquence, les quotas ont été liés à la terre et gérés conjointement par les laiteries et les autorités départementales. Seule une faible proportion des quotas a été autorisée à être déplacée d'une région à l'autre, ce qui a empêché la concentration de la production dans les zones de plaines productives de l'Ouest et permis le maintien de la production dans les zones défavorisées et de montagne. Cette

gestion s'est traduite par l'établissement de fermes laitières de taille moyenne (CNIEL, 2014; Donnellan et al., 2009). Enfin, pour promouvoir le développement de structures familiales de taille moyenne, une partie des quotas a été affectée non pas aux laiteries, mais à des agriculteurs prioritaires, tels les jeunes agriculteurs, les agriculteurs en difficulté et les agriculteurs ayant souscrit à des plans de développement de leur activité de production laitière.

Les résultantes de cette gestion ont donc été une faible restructuration de la production (Donnellan et al., 2009), une grande diversité des systèmes de production, une présence d'activités de production laitière dans 84% des cantons, y compris ceux défavorisés. Lorsque l'on considère également la taille des troupeaux laitiers par exploitation, 52,1 vaches laitières en 2012 (CNIEL, 2014), il peut être considéré que la gestion française des quotas a atteint ses deux objectifs initiaux.

1.3. Impacts de la suppression des quotas

Dans le contexte des discussions sur la suppression des quotas laitiers dans l'UE, plusieurs études se sont attachées, dans les années 2000, à évaluer les impacts potentiels de cette réforme, conduite selon différentes modalités, sur le secteur laitier (Bouamra-Mechemache et al., 2008, 2009; Chantreuil et al., 2008; Colman et al., 2002; Donnellan et al., 2009; INRA and University of Wageningen, 2002; Jongeneel et al., 2010; JRC and IPTS, 2009; Kempen et al., 2011; Lips and Rieder, 2005; Moss et al., 2008; Patton et al., 2008; Réquillart et al., 2008; Witzke and Tonini, 2009).

Cette section (1.3) présente les méthodologies employées (1.3.1), ainsi que les principales tendances identifiées par les auteurs de ces études (1.3.2 et 1.3.3). Le dernier point (1.3.4) met en perspective les résultats obtenus par ces études avec la situation des marchés laitiers européens, tels que décrits par la statistique agricole (Eurostat, 2016; FranceAgriMer, 2016), sur la période de « soft landing ».

1.3.1. Méthodologies utilisées dans la littérature

Dans les études citées ci-dessus, l'évaluation de l'impact de la suppression des quotas laitiers a été réalisée à l'aide de modèles économiques, qui permettent d'estimer les impacts sur les prix et les quantités produites, consommées et échangées de lait et de produits laitiers, mais également pour certains autres produits agricoles, d'un changement de contexte économique et/ou politique. En fonction du type de modèle utilisé en effet, soit seule l'offre de lait et de produits laitiers est considérée (modèles d'offre ou d'exploitations), ou bien les interactions avec la demande sont prises en compte (modèles de marchés et d'échanges du lait et des produits laitiers), ou encore les interactions avec les autres filières agricoles (modèles d'équilibre partiel de marchés et d'échanges agricoles), voire avec le reste de l'économie (modèles d'équilibre général calculable). Ainsi on retrouve dans la littérature l'emploi de ces différents types de modèles : d'équilibre général (Lips and Rieder, 2005) ; d'équilibre partiel représentant les marchés agricoles (Colman et al., 2002; INRA and University of Wageningen, 2002; Jongeneel et al., 2010; JRC and IPTS, 2009; Kempen et al., 2011; Moss et al., 2008; Patton et al., 2008) ou uniquement la production et l'industrie de la transformation laitière (Bouamra-

Mechemache et al., 2008, 2009; Réquillart et al., 2008). Ces modèles ont une couverture géographique de l'Europe variable, allant de l'échelle régionale à une échelle nationale. Différents scénarios de sortie des quotas ont été testés et comparés à des scénarios de référence, consistant le plus souvent en un maintien des quotas laitiers. Les scénarios testés sont : une sortie brutale des quotas laitiers en 2009 ou 2015 ; une sortie des quotas consécutive à une période de « soft landing », dont les modalités varient en fonction des scénarios. Sont également considérées les évolutions de la demande sur la période, ainsi que, pour plusieurs modèles, celles du contexte macroéconomique. Les périodes de simulation s'étalent entre 2000 et 2020.

1.3.2. Impacts attendus de la suppression des quotas en Europe

Lorsque l'on passe en revue les études citées, l'un des principaux effets attendus de la suppression des quotas laitiers était une augmentation des volumes de lait produits et une diminution du prix du lait dans l'UE.

Selon les études, l'augmentation de la production de lait attendue variait entre 2% et 10% pour l'ensemble de l'UE (Bouamra-Mechemache et al., 2008, 2009; INRA and University of Wageningen, 2002; JRC and IPTS, 2009; Kempen et al., 2011; Lelyon et al., 2012; Réquillart et al., 2008). La même tendance était attendue pour les produits transformés, avec une augmentation de 4 à 5% des volumes. JRC and IPTS (2009) ainsi que Kempen et al. (2011) montraient que le volume additionnel aurait principalement été fourni via une augmentation de la taille du troupeau laitier, plutôt que par une augmentation des rendements par vache laitière. En raison de l'inélasticité de la demande en produits laitiers en Europe à court terme, ces volumes additionnels auraient été majoritairement destinés à l'export sur les marchés mondiaux (INRA and University of Wageningen, 2002). Réquillart et al. (2008) estimaient à 70% la part du volume additionnel qui aurait été destinée aux marchés extra-communautaires.

Bien qu'une augmentation de la production au niveau européen ait été attendue, de nombreux auteurs montraient que l'impact de la suppression des quotas était très différent selon les EM. Une augmentation plus importante était attendue dans les pays de l'UE15² (Bouamra-Mechemache et al., 2008). Elle aurait concerné plus particulièrement l'Autriche, les Pays-Bas, la Belgique, le Luxembourg, l'Irlande, l'Allemagne et l'Italie (JRC and IPTS, 2009; Réquillart et al., 2008). A contrario, des pays tels que le Royaume-Uni et le Portugal auraient vu leur production laitière diminuer (Réquillart et al., 2008). Les auteurs montraient que ces différences de trajectoire résultaient des écarts de coûts marginaux de production et, par suite, de niveaux de rentes de quota initialement observés dans les différents pays. Plus le coût marginal de production est élevé, plus le potentiel d'augmentation de la production est limité. A l'inverse, plus le coût marginal est faible, plus la rente de quota est élevée et plus les pays sont en mesure d'augmenter leur production laitière, notamment lors de la mise en place de la mesure de « soft landing ». Les auteurs ont montré en effet que cette

² UE15 : Allemagne, Autriche, Belgique, Danemark, Espagne, Finlande, France, Grèce, Irlande, Italie, Luxembourg, Pays-Bas, Portugal, Royaume-Uni.

augmentation de la production aurait principalement lieu lors de la période de « soft landing » et serait faible après la suppression totale des quotas en 2015, en raison de l'érosion de la rente sur la période 2009-2015.

Il était également attendu que la suppression des quotas laitiers affecte les prix du lait et des produits transformés dans l'UE. L'ensemble des auteurs s'accordent sur une baisse des prix (Bouamra-Mechemache et al., 2008, 2009; INRA and University of Wageningen, 2002; JRC and IPTS, 2009; Kempen et al., 2011; Lelyon et al., 2012; Réquillart et al., 2008), bien que l'amplitude de cette baisse attendue varie, de 10% (JRC and IPTS, 2009; Kempen et al., 2011) à 26% (Bouamra-Mechemache et al., 2009; Lelyon et al., 2012) par exemple pour le prix du lait. Bouamra-Mechemache et al. (2008) estiment qu'une augmentation de 1% du quota aurait conduit à une dépréciation du prix de l'ordre de 3%. Au niveau des producteurs, l'effet de cette baisse des prix ne serait pas compensé par l'augmentation des volumes produits, entraînant une contraction des recettes de producteurs laitiers européens (Réquillart et al., 2008).

Pour certains auteurs, on devait s'attendre à un second effet sur les prix du lait et des produits transformés de la suppression des quotas : un accroissement de leur volatilité (Kroll et al., 2010; Réquillart et al., 2008). L'inélasticité, à la fois, de la demande et de l'offre de produits laitiers, combinée à des variations aléatoires des volumes produits dans un contexte où les prix d'intervention ont fortement diminués sont les causes de ce phénomène. La dérégulation des marchés laitiers, les volumes échangés sur les marchés mondiaux relativement faibles, l'asymétrie de l'information sur la valorisation du lait brut entre producteurs et transformateurs sont des facteurs additionnels qui renforceraient ce phénomène de volatilité.

1.3.3. Impacts attendus de la suppression des quotas en France

Comme mentionné dans le point précédent, la suppression des quotas laitiers irait dans le sens d'une augmentation de la production de lait dans l'UE. Pour la France, une hausse limitée à très limitée des volumes de lait produits était attendue par les auteurs (JRC and IPTS, 2009; Kroll et al., 2010; Lelyon et al., 2012). Le niveau initial de la rente de quota, relativement faible en France comparativement à d'autres EM, explique cet effet limité (JRC and IPTS, 2009; Réquillart et al., 2008). En outre, lorsqu'une augmentation des volumes produits était prévue, les auteurs invoquaient plusieurs mécanismes, en fonction du type d'exploitation laitière, pour y conduire. Lelyon et al. (2012) et Chatellier et al. (2013a) montraient que les systèmes extensifs augmenteraient leur production via une intensification à l'animal, c'est-à-dire une augmentation du rendement laitier par vache. A contrario, ils estimaient que les volumes additionnels dans les systèmes intensifs seraient obtenus via une augmentation de la taille du troupeau laitier. Ils soulignaient cependant que ces volumes supplémentaires ne seraient produits que si les industries de transformation étaient en mesure d'augmenter leurs exportations vers les pays tiers en croissance, c'est-à-dire de rester compétitives sur les marchés internationaux.

Au niveau régional, la situation décrite par les auteurs était plus contrastée. En effet, au cours des 30 dernières années, la production laitière ayant été intimement liée au sol, en raison de la gestion administrative des quotas, peu de transferts de droits à produire avaient été observés sur la période. Avec la suppression des quotas, cette situation était fortement remise en cause, une concurrence inter-régionale accrue étant attendue et, par suite, une concentration de la production dans les régions les plus compétitives (Chatellier et al., 2013a; Kroll et al., 2010; Lelyon et al., 2012). En conséquence, les auteurs prévoyaient une profonde restructuration et spécialisation régionale de la production laitière française. Celle-ci ayant déjà commencé, en raison de l'érosion du nombre de producteurs laitiers, devait s'accélérer sous l'impulsion de la réforme de Luxembourg. Selon certains auteurs, ce mouvement de concentration de la production laitière française serait renforcé du côté de la transformation par la recherche de coûts d'approvisionnement réduits et, pour le secteur dans son ensemble, par la recherche de gains résultant d'externalités positives et d'économies d'agglomération, ces moteurs de la concentration étant liés soit à la structuration du secteur laitier, forte densité de fermes laitières et de transformateurs, soit à la qualité du contexte régional, réseau de transports, vitalité du secteur agricole dans son ensemble (Ben Arfa et al., 2009; Chatellier et al., 2013a; Daniel, 2003; Isik, 2004; Mosnier and Wieck, 2010; Roe et al., 2002). En conséquence, il était attendu que les zones les plus compétitives se développent au détriment des zones défavorisées, certaines réglementations environnementales, la congestion des marchés et des infrastructures, l'urbanisation et les conflits d'usage avec les populations locales pouvant toutefois constituer des freins à ce phénomène de concentration régionale.

Au total, les études existantes indiquaient une légère concentration de la production laitière dans les régions Bretagne et Normandie et une concentration plus marquée en région Pays-de-Loire et dans les Vosges. A contrario, une déprise laitière était attendue dans les régions Nord-Pas-de-Calais, Centre, Alsace et Lorraine (JRC and IPTS, 2009). Certains auteurs concluaient qu'en raison du caractère irréversible de l'abandon de la production, certaines régions seraient susceptibles de connaître des difficultés d'approvisionnement pour certains produits laitiers (Kroll et al., 2010).

Pour terminer, certaines études se projetaient dans la situation post-quota et discutaient du défi de la gestion des volumes produits dans ce nouveau contexte pour le secteur laitier dans son ensemble. En effet, la suppression des quotas laitiers signifie l'arrêt de la gestion de la production par l'administration française et son transfert vers l'industrie de la transformation (Institut de l'élevage, 2011; Lelyon et al., 2009, 2012). Dans ce cadre, il est prévu d'instaurer un système complexe de contrats « double volumes, double prix » entre producteurs et transformateurs. Le principe de ce système est d'attribuer à chaque producteur un « volume A » correspondant à la référence historique de l'exploitation avant la suppression des quotas, payé au prix du marché. Un second volume, dit « volume B », correspondant à un volume supplémentaire, pourra être accordé aux producteurs désireux de développer leur activité. Le lait produit sous ce volume sera payé à des prix plus faibles et plus variables que le « volume A ». Avec la mise en place de ce système, les industries de

transformation visent à stabiliser leurs approvisionnements, en termes quantitatif et qualitatif, tout en les adaptant aux réalités des marchés. Un autre objectif de ce système est une meilleure gestion de la saisonnalité de la production laitière. Quant aux producteurs, ces contrats leur permettront de développer leur activité de production. Lelyon et al. (2012) ont montré que le produit des ventes en « volume A » devrait être utilisé pour le paiement des charges structurelles des élevages. Ils ont également montré que la part de la production livrée sous le « volume A » ou le « volume B » sera fonction du différentiel de prix entre les différentes productions des exploitations. Un prix élevé du « volume A » entrainera des livraisons sous le « volume B » plus importantes. Ce dernier servira de volume d'ajustement, en fonction du prix des autres productions et des effets de substitution pourraient être observés. Par exemple, dans le cas d'une augmentation significative du prix des céréales, leur production pourrait augmenter au sein de l'exploitation, au détriment de la production laitière pour le « volume B ». Dans certains cas, ce phénomène pourrait conduire à une diminution drastique de la production laitière. Les exploitations situées en zones de polyculture-élevage seront particulièrement sensibles à ce phénomène.

La suppression des quotas devrait conduire à de profondes modifications techniques des systèmes de production laitiers. Les évolutions de ces systèmes seront la résultante de la disponibilité en terre, des contraintes environnementales, du développement de nouvelles technologies, du rapport des prix entre les différentes productions agricoles, de la nouvelle relation entre producteurs et transformateurs et des aspirations sociales des producteurs laitiers (Chatellier et al., 2013a).

De façon générale, l'action combinée de la concentration des élevages et des départs à la retraite devrait conduire à une augmentation de la taille des exploitations et des troupeaux laitiers. Cette évolution devrait toutefois être contrastée entre régions.

1.3.4. Effets observés sur la période de « soft landing »

La phase de « soft landing » de la levée des quotas s'est étalée sur la période 2009-2015. Les quotas ont été définitivement supprimés en 2015. Les données d'Eurostat (2016) et de FranceAgriMer (2016) retracent ce qui s'est effectivement produit sur cette période. La production laitière de l'Union Européenne à 28 a augmentée de 13% (CV³ 4,2%), tout comme le prix moyen payé au producteur (+14,6%, CV 10,8%), tandis que la production de viande bovine a diminué de 2,3% (CV 3,5%). Toutefois, il est difficile de dégager une tendance claire sur la période en raison de la forte variabilité interannuelle entre 2009 et 2015. En effet, 2009 constitue une année de crise pour le secteur laitier européen, caractérisée par des prix du lait particulièrement faibles. Lorsque l'on évalue les tendances sur la période à partir de 2010, année plus ordinaire, plutôt qu'à partir de 2009, ces tendances restent les mêmes mais sont moins marquées, tout comme la variabilité interannuelle. Les tendances entre les différents Etats Membres sont également très variées, que l'on considère le sens ou l'amplitude de la variation.

³ CV : Coefficient de Variation est défini comme étant le rapport entre l'écart-type et la moyenne. Il s'agit d'une mesure de la dispersion relative des valeurs exprimée en pourcentage.

Au niveau français, entre 2009 et 2015, la production a augmenté de 10,7% (CV 3,7%) alors que le prix moyen a progressé de 12,2% (CV 9,4%). Toutefois, l'année de départ a encore une forte influence sur la tendance. Avec 2010 comme année de départ, l'augmentation de la production n'est plus que de 7,6% (CV 2,9%), tandis que celle du prix n'est que de 2,4% (CV 7,5%). Ici aussi la variabilité interannuelle est forte. Sur ces deux variables, production et prix, les dynamiques régionales sont également disparates. Bien que production et prix augmentent globalement, les ajustements sont très variables d'une région à l'autre. En ce qui concerne la production, on observe une chute des volumes produits dans les territoires à faible densité (Provence-Alpes-Côte-D'azur -15,4%, Aquitaine Limousin Poitou-Charentes -11,2%) alors qu'ils augmentent significativement dans les régions de l'ouest de la France (Pays-de-la-Loire +16,7%, Bretagne +16,3%, Normandie +14,8%). En considérant 2010 comme année de départ, les tendances restent similaires, l'amplitude des variations étant toutefois moins marquée.

On constate donc que l'augmentation la production laitière attendue selon les études de modélisation lors de la période de soft landing a bien eu lieu. Cependant, contrairement aux prévisions des modèles, le prix du lait n'a pas baissé. Il semble par ailleurs, que le phénomène de concentration de l'élevage dans les régions possédant les meilleurs avantages comparatifs attendu soit bel et bien en cours.

2. Elevage et environnement

2.1. Impacts de l'élevage sur l'environnement

L'élevage dans son ensemble a des impacts significatifs sur l'environnement, notamment sur les compartiments sol, air et eau. L'occupation des terres et l'impact sur biodiversité sont également des problématiques de premier ordre pour cette production (Steinfeld et al., 2006).

L'élevage a un impact significatif sur l'acidification, via l'émission d'ammoniac (NH_3), et sur le changement climatique au travers de l'émission de gaz à effets de serre (GES). Steinfeld et al. (2006) estiment qu'au niveau mondial, les émissions de GES de l'élevage représentent 18% du total des émissions anthropiques de GES et 80% des émissions de GES du secteur agricole. Le dioxyde de carbone (CO_2) est principalement émis lors de la production de l'alimentation du bétail, via la combustion de carburants fossiles, la production des fertilisants minéraux et les changements d'affectation des sols. Les émissions de méthane (CH_4) sont principalement dues à la fermentation entérique, chez les ruminants, ainsi qu'à la gestion et au stockage des déjections animales. Enfin, des émissions d'oxyde nitreux (N_2O) ont lieu lors du stockage des déjections animales, ainsi que suite à l'application de fertilisants organiques et minéraux sur les cultures destinées à l'alimentation animale.

Les productions animales affectent la ressource en eau, notamment via la consommation de la ressource par les productions végétales servant à l'alimentation et par l'abreuvement, ainsi que par les émissions d'azote et de phosphore dans les masses d'eau. Ces pertes, principalement, lors de la production de l'aliment, occasionnent une eutrophisation des milieux.

D'ici à 2030, il est attendu une croissance de la demande en produits animaux plus faible que sur les décennies précédentes, notamment en raison d'un taux de croissance de la démographie plus faible au niveau mondial (Alexandratos and Bruinsma, 2012). Toutefois, même si la production devra faire face à une augmentation de la demande moins soutenue, celle-ci restera bel et bien à la hausse. Cette situation n'est pas sans causer de problèmes vis-à-vis de la ressource sol. En effet, les tensions sur cette ressource ont des conséquences sur l'expansion des écosystèmes cultivés, cultures et prairies, aux dépens des écosystèmes naturels. Les principaux problèmes liés à ces changements d'affectation des sols (CAS) sont l'érosion de la biodiversité, via la destruction des habitats, le déstockage de CO₂ contenu dans les sols et la biomasse et la perturbation du cycle de l'eau, pouvant entraîner des phénomènes de désertification dans les zones arides.

2.2. Effets de la concentration des productions animales

L'industrialisation croissante de l'élevage ainsi que d'autres facteurs externes ont conduit à un découplage de plus en plus important entre la production de cultures pour l'alimentation des animaux et les activités de production animale (Naylor et al., 2005). Dans un tel contexte la concentration et la spécialisation régionale de l'activité d'élevage tendent à se renforcer. Ce phénomène n'est pas sans poser de problèmes, en raison de la forte densité animale. Le dépassement de la capacité de charge des milieux entraîne des problèmes d'eutrophisation des masses d'eau, d'accumulation de nutriments et de métaux lourds dans les sols, et de contamination des milieux par des agents pathogènes.

2.3. Stratégies de réduction des impacts environnementaux de la production laitière

De nombreux travaux ont été conduits pour évaluer le potentiel de différentes stratégies de réduction des impacts environnementaux de l'élevage bovin. Souvent, ces études se sont concentrées sur une catégorie d'impact. Compte tenu des transferts d'impacts potentiels et des effets antagonistes de certaines stratégies, il a été démontré que des approches multicritères et à l'échelle des systèmes de production sont préférables (Eckard et al., 2010; Ledgard et al., 2009; Martin et al., 2010; Schils et al., 2005).

2.3.1. Changement climatique

Compte tenu de l'importance de l'élevage laitier dans les émissions de GES (4% des émissions anthropiques mondiales (FAO, 2010)), les stratégies pour réduire l'impact de l'élevage laitier sur le changement climatique ont été largement étudiées (Arsenault et al., 2009; Audsley and Wilkinson, 2014; Baek et al., 2014; Bava et al., 2014; Bell et al., 2011; Beukes et al., 2010; Casey and Holden,

2005; Castanheira et al., 2010; Crosson et al., 2011; de Boer et al., 2011; del Prado et al., 2010; Flysjo, 2012; Flysjo et al., 2011; Gac et al., 2014; Gerber et al., 2011; Henriksson et al., 2011; Kristensen et al., 2011; O'Brien et al., 2012; Schader et al., 2014; Thomassen et al., 2008b; Yan et al., 2013; Zehetmeier et al., 2012).

Les émissions de CH₄ entérique sont un des principaux postes d'émission chez les ruminants. Elles dépendent, entre autres, d'une valorisation, sous forme de produits d'intérêt lait et viande, plus ou moins efficace du carbone contenu dans la ration alimentaire. L'augmentation de la digestibilité de la ration, par exemple en diminuant la proportion d'aliments fibreux, permet d'augmenter l'efficacité des animaux et ainsi de réduire les émissions de CH₄ entérique par unité de produit. L'amélioration de la gestion du pâturage, de la génétique des vaches laitières ainsi que de leur fécondité peuvent également contribuer à réduire ces émissions. Les déjections animales sont l'autre source majeure d'émissions de CH₄. La digestion anaérobie des déjections constitue le principal levier d'action pour les diminuer significativement.

Le N₂O est le second gaz d'intérêt produit par les activités d'élevage, essentiellement lors de la gestion, du stockage et de l'application sur les parcelles des déjections animales. Les stratégies de réduction les plus fréquemment évoquées consistent tout d'abord en une meilleure valorisation de l'azote contenu dans les rations, par optimisation de l'adéquation entre les protéines et acides aminés apportés et les besoins nutritionnels des animaux, en vue de diminuer leurs excréments d'azote. L'efficacité de ce type d'approche est toutefois limitée. L'amélioration des stratégies de gestion des déjections est plus prometteuse. En effet, le recours à des systèmes lisier plutôt que fumier, la digestion anaérobie des déjections, le compostage des fumiers concourent à réduire les émissions de N₂O. Toutefois, comme le soulignent Steinfeld et al. (2006), certaines de ces pratiques ont un effet inverse sur les émissions de CH₄, en raison du maintien de conditions anaérobies propices à la méthanogenèse. Les émissions de N₂O lors de l'épandage peuvent être réduites par un enfouissement rapide ou l'injection directement dans le sol des déjections, et par l'utilisation d'inhibiteurs de nitrification.

Dans le secteur de l'élevage bovin, les émissions de CO₂ sont étroitement corrélées aux problématiques d'affectation des sols (AS) et de changement d'affectation des sols (CAS). Le recours aux protéines produites sur des terres nouvellement déforestées, notamment le soja brésilien et argentin, est l'un des principaux postes d'émissions de CO₂ (Gerber et al., 2010). L'amélioration de l'autonomie protéique des élevages laitiers est une piste de réduction des émissions fréquemment évoquée (Gac et al., 2014). Le stockage de carbone par les prairies est également cité (Lal, 2004; O'Mara, 2012; Schils et al., 2005; Soussana et al., 2007; Soussana et al., 2010). Toutefois, en raison des incertitudes importantes associées à la quantification de ces flux (Gottschalk et al., 2007), ainsi qu'au fait qu'un équilibre des flux s'établit après un certain temps, le potentiel de réduction des émissions de CO₂ de cette stratégie reste à considérer avec prudence (Hutchinson et al., 2007).

2.3.2. Eutrophisation

La réduction des pertes de phosphore et d'azote par lixiviation et/ou ruissellement lors de la production de l'alimentation des animaux constitue la clef pour la réduction de l'impact eutrophisation. La valorisation des déjections animales sur les parcelles permet de limiter le recours aux engrais de synthèse, de réaliser des apports de matière organique, d'améliorer les propriétés structurales du sol. Cependant, du fait qu'une partie de l'azote et du phosphore qu'elles contiennent se trouve sous forme organique et donc minéralisable au cours du temps, leur emploi se révèle bien plus complexe que celui des engrais minéraux. L'adéquation des apports de déjections animales avec les besoins des cultures, tant au niveau des doses que des périodes d'apport, est cruciale pour la maîtrise des pertes. En ce qui concerne le pâturage, une maîtrise rigoureuse de celui-ci ainsi qu'un taux de chargement animal modéré permettent une réduction de l'impact eutrophisation.

2.3.3. Biodiversité

Les impacts de l'élevage sur la biodiversité sont fortement liés aux problématiques de CAS et d'AS. Ainsi, comme le soulignent Steinfeld et al. (2006), la réduction de l'impact de l'élevage sur cette catégorie d'impact passe d'avantage par la mise en œuvre de politiques publiques visant à réduire les pressions sur la ressource sol, que par la mise en œuvre de leviers techniques au niveau des élevages et de la production de l'alimentation. Toutefois, le maintien de la qualité des milieux étant un préalable indispensable au maintien de la biodiversité dans les écosystèmes cultivés, les pratiques culturales visant à réduire les impacts eutrophisation, toxicité et écotoxicité sont à encourager (Steinfeld et al., 2006).

2.3.4. Intensification de la production laitière

L'intensification de la production laitière est une stratégie de réduction des impacts parfois évoquée et étudiée, particulièrement pour l'impact changement climatique. Toutefois, une revue de littérature permet de mettre rapidement en évidence une certaine incertitude sur la définition même de l'intensification. La FAO (2004) définit l'intensification comme une augmentation de la production de biens agricoles par unité d'intrant, ceux-ci pouvant être : le travail, le temps, la terre, les fertilisants, les semences, l'aliment, les animaux, le capital. Dans le cas des productions végétales, l'indicateur d'intensification le plus courant est le niveau de production par hectare. Pour les productions animales, l'indicateur pertinent à retenir est moins évident, d'autant plus dans le cadre d'une production fortement liée au sol, dans le contexte français du moins, telle que l'élevage laitier. Certains auteurs définissent l'intensification comme une augmentation de la production par vache laitière (Audsley and Wilkinson, 2014; Gerber et al., 2011; Guerci et al., 2013; Zehetmeier et al., 2012), alors que d'autres la définissent comme une augmentation de la production par hectare (Basset-Mens et al., 2009; Bava et al., 2014; Casey and Holden, 2005; Crosson et al., 2011). Dans le cadre des productions agricoles, il est légitime de considérer la terre comme l'intrant le plus limitant et donc de considérer l'augmentation de la production par hectare comme l'indicateur le plus pertinent d'intensification, autant pour les productions animales que pour les productions végétales.

Le potentiel de réduction des impacts de cette stratégie est difficile à mettre en évidence. En effet, considérant l'impact changement climatique, Gerber et al. (2011) ont mis en lumière une corrélation forte entre la diminution de l'impact par unité de produit et l'intensification. Toutefois, ces auteurs soulignent que cet effet est surtout observable pour des systèmes laitiers dont la performance est faible, moins de 2000 kg de lait par vache et par an. Lorsque l'on s'intéresse aux résultats de systèmes dont les niveaux de productivité sont plus élevés, les effets sont moins évidents. L'influence des choix méthodologiques (unité fonctionnelle, prise en compte ou non du CAS, etc.) et l'influence d'autres paramètres techniques de conduite des élevages (indice de consommation, diminution du nombre d'animaux non productifs, fertilité, etc.) rendent les résultats des différentes études difficilement comparables. Dégager une tendance claire sur le potentiel de réduction des impacts de l'intensification de la production laitière est donc difficile.

2.4. Impacts attendus de la levée des quotas laitiers sur les performances environnementales de la production laitière

Comparativement aux effets sur les volumes, les prix et les systèmes de production, les impacts potentiels de la levée des quotas laitiers sur l'environnement ont été peu étudiés. Colman et al. (2002), à l'échelle de l'Angleterre, et Kempen et al. (2011), à l'échelle européenne, se sont intéressés à ces questions. Ce dernier montre tout d'abord que la suppression des quotas devrait entraîner une augmentation de la taille du cheptel laitier au niveau européen. Selon ces auteurs, ceci aura pour conséquence une augmentation limitée des émissions gazeuses, exception faite des émissions de CH₄ qui devraient augmenter en raison de l'augmentation du cheptel bovin. En revanche, les pertes azotées devraient suivre la même tendance que la dynamique du troupeau laitier. En outre, l'augmentation des pertes devrait être différenciée régionalement, les plus fortes ayant lieu dans des régions où la pression sur l'environnement est déjà importante (Pays-Bas, Belgique, nord de l'Allemagne, Bretagne).

2.5. Introduction d'une prime à l'herbe

A l'origine, la PAC avait fait le choix de la régulation des marchés agricoles et du soutien par les prix pour garantir un revenu équitable aux agriculteurs, son objectif central. Le soutien par les prix a progressivement été remplacé par des paiements directs aux agriculteurs, et cette partie du soutien à l'agriculture européenne constitue aujourd'hui le premier pilier de la PAC. Au fil des réformes successives, un second pilier consacré au développement rural a été ajouté pour permettre à la PAC de répondre à l'ensemble de ses nouveaux objectifs : i) assurer une production alimentaire viable, ii) gérer durablement les ressources naturelles et lutter contre le changement climatique et iii) assurer un développement territorial équilibré (Commission of the European Communities, 2008). Cette volonté de répondre à ces nouveaux défis se transcrit par la mise en place de paiements directs découplés de la production visant à promouvoir la diversification des cultures annuelles, à maintenir les surfaces en

prairies permanentes et à transformer 5% des terres arables en surfaces d'intérêt écologique (jachères, haies, bordures de champ, etc.). L'introduction de la prime à l'herbe vise à agir plus spécifiquement sur les impacts de l'agriculture sur le changement climatique, via la préservation du carbone dans les sols, et sur la biodiversité, via le maintien des habitats herbeux et de leurs écosystèmes associés.

Comme l'ensemble des mesures du second pilier de la PAC, la prime à l'herbe est financée par le Fond agricole européen pour le développement rural (FEADER) et se présente sous la forme d'une prime à l'hectare. Une certaine liberté est laissée aux Etats Membres dans l'implémentation de la prime. Ainsi la grande majorité a choisi de retenir le niveau national pour vérifier le critère de conditionnalité de l'aide, le maintien du ratio de prairies permanentes. Seuls la France, la Belgique, l'Allemagne et le Royaume-Uni ont retenu une implémentation au niveau régional (Hart, 2015).

3. L'Analyse du Cycle de Vie

L'Analyse du Cycle de Vie (ACV) est une méthode d'évaluation multicritère des impacts environnementaux des produits (biens et services) tout au long de leur cycle de vie, i.e. de l'extraction des matières premières jusqu'à la fin de vie du produit, « du berceau à la tombe ». Cette méthode normalisée (ISO, 2006a, b) est mise en œuvre en quatre étapes :

1. Définition des objectifs et du champ de l'étude. Cette phase permet de caractériser le système étudié, sa fonction, ses limites, les flux de référence.
2. Inventaire du cycle de vie (ICV). Lors de cette étape sont inventoriés l'ensemble des flux de ressources consommées et les substances polluantes émises lors du cycle de vie du produit.
3. Evaluation de l'impact du cycle de vie. Les impacts potentiels sur l'environnement sont calculés. Les données d'inventaire sont agrégées dans différentes catégories d'impact et converties en impacts ou dommages potentiels sur l'environnement à l'aide de facteurs de caractérisation.
4. Interprétation des résultats.

On distingue classiquement deux modes d'ACV : L'ACV Attributionnelle (ACVA) et l'ACV Conséquentielle (ACVC). Selon l'objectif poursuivi, l'une ou l'autre sera utilisée. Il existe des arbres de décision ainsi que des nomenclatures permettant d'identifier la méthodologie à appliquer en fonction du contexte de l'étude (JRC and IES, 2010; SCORELCA, 2013). La Figure 1 synthétise les différentes approches utilisables en fonction du contexte de l'étude. L'ACVA a pour objectif de déterminer les impacts environnementaux associés au cycle de vie d'un produit et de ses sous-systèmes. Elle est donc appliquée dans une situation de statu quo. Seuls sont inventoriés les flux pertinents directement reliés au système étudié. Les processus mobilisés sont basés sur des données moyennes. L'allocation des flux entre les différents coproduits d'un système se fait selon une méthode

de partition, basée sur une relation physique ou économique entre différents coproduits (Ekvall et al., 2005; ISO, 2006a, b). Ce type d'ACV est donc adapté pour l'identification des possibilités d'amélioration des performances environnementales d'un système ou l'affichage des performances environnementales de ceux-ci (Brander et al., 2008; Tillman, 2000). L'ACVC évalue les conséquences d'une variation marginale (ou pas) de l'UF reflétant un changement, par exemple la mise en place d'une politique publique, sous entendant un processus de décision. Les spécificités de cette méthodologie sont présentées ci-après.

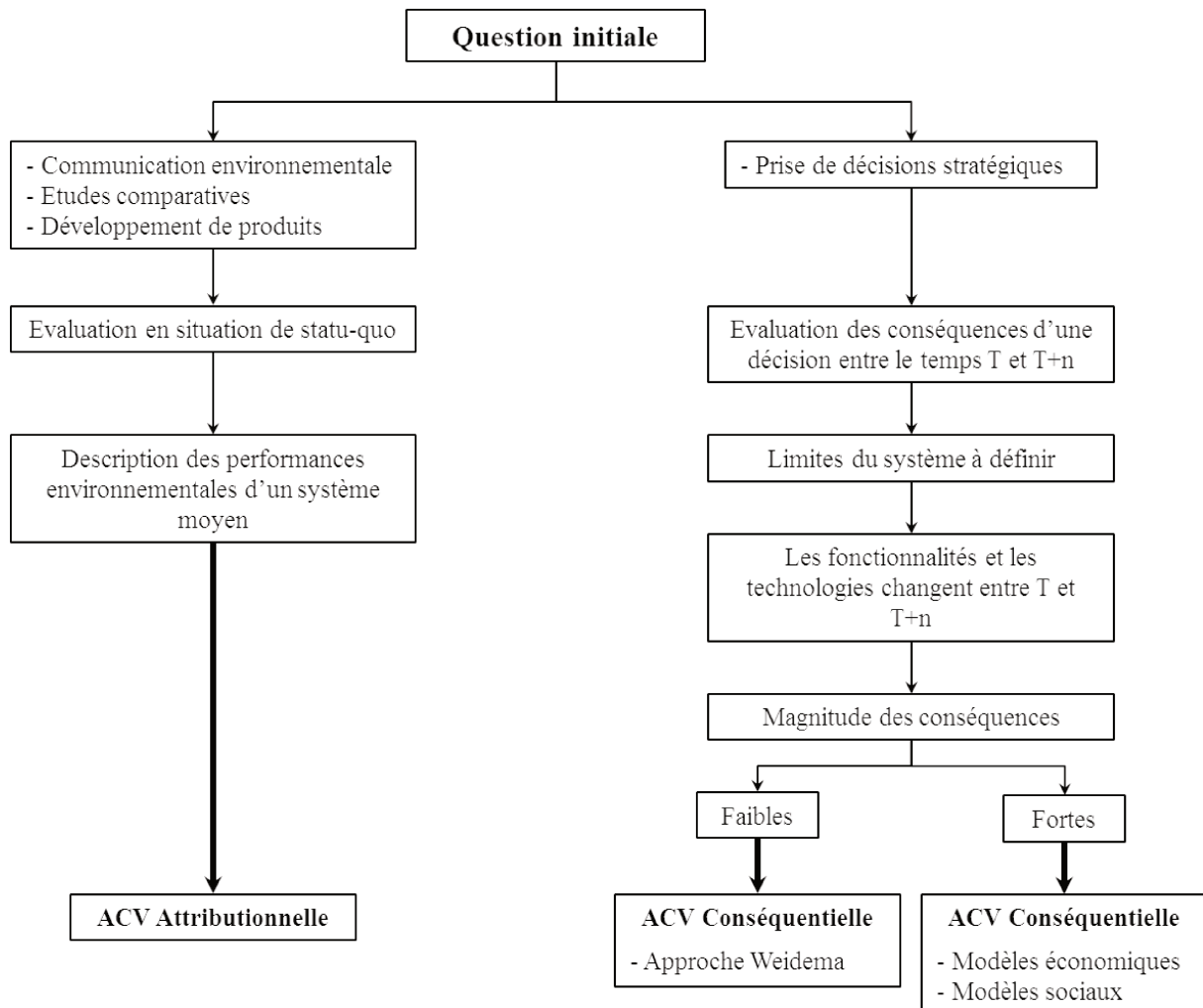


Figure 1 : Arbre de décision pour l'identification de la méthodologie ACV à mettre en œuvre en fonction du contexte de l'étude. D'après SCORELCA. (2013).

3.1. L'Analyse du Cycle de Vie Conséquentielle

L'ACVC a pour objectif de déterminer les impacts potentiels sur l'environnement liés à une modification dans le cycle de vie du produit étudié. Contrairement à l'ACVA, qui estime les impacts d'un ou plusieurs systèmes à un moment donné, l'ACVC s'intéresse aux possibles impacts d'un changement, par exemple suite à une augmentation de la production d'un système. Bien que les étapes

de réalisation de l'ACV restent les mêmes, cette méthode présente de profondes différences par rapport à l'ACVA.

3.1.1. Frontières du système

Contrairement à l'ACVA, dans laquelle seuls les flux directement reliés au système étudié sont considérés, l'ACVC ne considère que les processus affectés par les changements dans le cycle de vie du produit (Weidema, 2003). Les processus inclus dans le système ne sont alors plus uniquement reliés par des liens physiques, mais peuvent également l'être par des liens de causalité. Cette inclusion se fait par élargissement des frontières du système.

L'identification des processus affectés, également appelés processus marginaux dans le cadre de l'approche simplifiée, constitue un grand défi pour la modélisation en ACVC. Dans la littérature, on relève plusieurs méthodologies pour réaliser cette identification (Marvuglia et al., 2013; Vázquez-Rowe et al., 2013). Tout d'abord, l'approche simplifiée proposée et développée par Weidema (Weidema, 2003; Weidema et al., 2009). Il s'agit d'un cadre méthodologique permettant l'identification des processus marginaux, dans le cas d'une variation à la hausse ou à la baisse de la demande d'un produit, se déclinant en cinq étapes : i) identification de la taille et de l'horizon temporel du changement dans le cycle de vie du produit ; ii) délimitation du marché affecté ; iii) identification de la tendance du marché ; iv) identification des technologies de production contraintes, i.e. les technologies incapables d'accroître leurs niveaux de production en réponse à une augmentation de la demande du bien considéré ; v) identification, parmi les technologies non contraintes, de celle qui est la plus sensible à une variation de la demande. Cette dernière constitue le processus marginal qui sera considéré dans l'ACVC. Cette méthode fait implicitement l'hypothèse qu'un nombre limité de processus est affecté par le changement considéré et ne prend pas en compte les possibles effets de substitution entre les produits induits par des variations de leurs prix relatifs. Elle n'est donc applicable que pour des changements de faible ampleur. Cette méthodologie a été implémentée dans de nombreuses ACVC agricoles (Reinhard and Zah, 2009; Reinhard and Zah, 2011; Schmidt, 2008, 2010; Schmidt and Weidema, 2008; Thomassen et al., 2008a; Vázquez-Rowe et al., 2013).

Les alternatives à l'approche simplifiée reposent sur l'utilisation de modèles économiques, d'équilibre partiel ou général. Ceux-ci ont pour fondement la théorie économique néoclassique, dans laquelle les prix s'ajustent, en réponse à une variation de la demande en un bien, pour créer un nouvel équilibre entre l'offre et la demande pour l'ensemble des biens, des services et des facteurs de production. Ces modèles permettent, à partir d'un équilibre de marché initial, de déterminer un nouvel équilibre en prix et en quantités à la suite d'une perturbation de l'économie. Ils permettent donc d'étudier les effets de substitution et de complémentarité entre divers biens, suite à une variation de leurs prix. On distingue tout d'abord les modèles d'équilibre partiel qui ne représentent qu'une partie de l'économie, souvent un ou plusieurs secteurs et les marchés liés. Plusieurs auteurs ont eu recours soit à des versions simplifiées de ce type de modèle (Dalgaard et al., 2008; Ekvall and Andrae, 2006; Lesage et al., 2007a, b; Vazquez-Rowe et al., 2014; Vázquez-Rowe et al., 2013), soit à des versions

plus complexes Multi-Marchés, Multi-Régions (MMMR-PE) (Dalgaard et al., 2008; US EPA, 2010) pour mettre en œuvre des ACVC. On distingue ensuite les modèles d'équilibre général calculable. Ils sont basés sur des principes similaires aux modèles d'équilibre partiel, mais représentent l'ensemble des secteurs et marchés de l'économie. Comme les modèles d'équilibre partiel, les modèles d'équilibre général calculable peuvent être centrés sur un pays ou une région ou bien être multi-régions. En général, pour un secteur donné, le niveau de désagrégation et de détail des spécifications de l'offre et des demandes est plus fin dans les modèles d'équilibre partiel que dans les modèles d'équilibre général. Plusieurs auteurs ont utilisé des modèles d'équilibre général calculable pour réaliser des ACVC (Dandres et al., 2011, 2012; Kløverpris et al., 2010; Kløverpris et al., 2008; Nguyen et al., 2013; US EPA, 2010).

Vázquez-Rowe et al. (2013) démontrent, en conduisant sur le même cas d'étude (les biocarburants) des ACVC avec : i) la méthode simplifiée, ii) deux modèles d'équilibre partiel et iii) un modèle d'équilibre général, que le choix de la modélisation employée pour identifier les conséquences d'un changement dans le système n'est pas neutre. Des différences importantes entre les résultats peuvent être observées, en raison des incertitudes liées à chaque modélisation ainsi qu'au formalisme des modèles employés. Cette étude démontre également l'inadaptation de certaines méthodes. En effet, pour de trop faibles perturbations par rapport à la résolution du modèle, le recours aux modèles d'équilibre général n'est pas toujours souhaitable.

De récents développements méthodologiques visent à bénéficier des atouts des deux types de modèles : i) la représentation du détail des processus dans le secteur économique d'intérêt et ii) le maintien du lien avec le reste de la sphère économique (Igos et al., 2015).

Enfin, de récents développements méthodologiques ont vu l'émergence des modèles multi-agent pour l'identification des processus affectés (Marvuglia et al., 2017; Querini and Benetto, 2015).

3.1.2. Expansion du système

Au regard de l'affectation de la charge environnementale entre les différents coproduits d'un système, l'ACVC se distingue de l'ACVA par l'évitement du recours à des méthodes de partition basée sur des relations physiques ou économiques. En effet, le recours à l'expansion du système est systématique dans le cadre conceptuel de l'ACVC. L'expansion de système permet de refléter les conséquences d'un changement de demande du produit considéré en incluant dans le système tous les processus affectés par de potentielles substitutions (Weidema, 2003). Cet effet peut facilement être illustré dans le cadre de la production laitière. En effet, les systèmes laitiers produisent conjointement du lait, des vaches de réforme et des veaux. Une diminution de la demande en lait entrainera une diminution de sa production et donc de la production associée de viande issue des vaches de réforme et des veaux. En supposant que la demande totale en viande reste constante, la viande issue des vaches de réformes laitières non produite sera substituée par d'autres types de viandes, bovins allaitants, porcs ou volailles. L'inclusion de ces processus, via l'expansion du système, permet alors de prendre en compte ces effets de substitution.

3.2. Evaluation des impacts sur l'environnement de politiques publiques

3.2.1. Modèles économiques et politiques publiques

L'évaluation d'une politique publique avant implémentation permet d'informer le décideur public sur les mécanismes à l'œuvre, sur leurs impacts potentiels et, si possible, sur l'ordre de grandeur de ces impacts. Une telle évaluation permet d'estimer ex-ante l'efficacité sur les plans économiques et environnementaux de politiques publiques envisagées par le décideur (OECD, 2004, 2010). Les modèles économiques de marché ont été largement utilisés pour l'évaluation des impacts environnementaux associés à la mise en place de politiques environnementales, de gestion des ressources, de politiques fiscales ou encore agricoles (Al-Riffai et al., 2010; Bergman, 2005; de Vries, 2009; Havlík et al., 2011; Kempen et al., 2011; Searchinger et al., 2008). Initialement, l'évaluation de l'impact, souvent le changement climatique et/ou l'occupation des terres, a été réalisée par couplage d'un modèle d'équilibre, partiel ou général, et d'un modèle biotechnique (Prins et al., 2010). Suite aux développements méthodologiques de l'ACVC, cette méthode à peu à peu pris part à ce type d'évaluation.

3.2.2. ACVC et politiques publiques

Tirée par les problématiques liées aux biocarburants et aux récents développements en ACV (McManus and Taylor, 2015), la communauté ACV s'est progressivement approprié les concepts de la modélisation économique pour mener à bien des ACVC. L'ACVA, décrivant une situation de statu quo, n'informe pas sur les changements potentiels engendrés par l'implémentation d'une politique publique et n'est donc pas adaptée à ce type d'étude (Plevin et al., 2014). La mise en œuvre d'une démarche conséquentielle est alors indispensable à la réalisation de telles évaluations (Brander, 2015; Brander et al., 2008; Earles and Halog, 2011; Finnveden et al., 2009; Plevin et al., 2014; Rajagopal, 2014). Dans le cadre de la comptabilisation des émissions de GES résultant de changements de politiques publiques, Brander (2015) identifie différentes méthodologies, ainsi que les standards associés, permettant de telles évaluations : l'ACVC, la comptabilisation des émissions des GES liées à des projets et la comptabilisation des émissions des GES liées aux politiques. Les projets étant définis comme des interventions sur des activités physiques et les politiques comme des interventions non physiques, typiquement des taxes. La revue critique de ces différentes méthodes révèle que la comptabilisation des émissions des GES liées à des projets et la comptabilisation des émissions des GES liées aux politiques sont des méthodes identiques, l'ACVC étant bien distincte des précédentes. L'objectif final des différentes méthodes présentées étant identique, l'auteur suggère également la transposition de certains points clefs des méthodes projet/politique vers l'ACVC, ce qui permettrait d'en améliorer les résultats, sous réserve d'une nouvelle conceptualisation de la modélisation en ACVC. Parmi ceux-ci :

- ⇒ Le recours aux séries temporelles, qui relève actuellement de l'ACV dynamique (Levasseur et al., 2010), afin de capturer la dynamique des émissions au cours du temps. Cette meilleure

prise en compte de la dimension temporelle permettrait d'éviter le recours à l'amortissement des émissions sur une période définie arbitrairement.

⇒ Le recours à l'utilisation de scénarios, de référence et de test, tels que proposés par Plevin et al. (2014), Vazquez-Rowe et al. (2014); Vázquez-Rowe et al. (2013), Igos et al. (2015).

3.2.2.1. ACVC et modèles d'équilibre partiel

La production et la consommation de biens agricoles se font au niveau mondial, via les échanges entre les différentes régions du monde. Ces productions et consommations sont fonction des prix des biens. En conséquence, en réponse à une variation de ces prix, par exemple due à des modifications de politiques publiques, des effets d'augmentation, ou de diminution, des productions et des consommations, s'accompagnant d'effets de substitution ou de complémentarité entre biens ayant une fonction similaire peuvent avoir lieu. Il a été démontré qu'une perturbation dans un secteur de l'économie agricole pouvait affecter d'autres secteurs de l'économie agricole. Le recours à des modèles d'équilibre partiel, représentant le secteur agricole dans son ensemble, pour l'ACVC est donc pleinement justifié. En effet, ils permettent de capter les effets de substitution entre produits ainsi que les impacts sur les autres filières. A l'aide d'un modèle de ce type, Searchinger et al. (2008) montrent qu'une augmentation de la demande en éthanol produit à partir de maïs aux USA, impacte les demandes d'autres produits, tels que blé, soja, porcs et volailles, via les effets-prix. L'objectif de l'ACVC étant de comptabiliser les impacts environnementaux liés aux variations à l'extérieur du système étudié, en réponse à l'implémentation d'une politique publique par exemple, le recours à ce type de modèle est particulièrement intéressant pour identifier ces processus marginaux.

En revanche, ce type de modèle peut présenter des limites pour l'étude des changements d'affectation des terres. En effet, l'offre de terre au secteur agricole y est fréquemment non spécifiée, au mieux parfois spécifiée sous forme réduite (i.e., sans représentation explicite des autres secteurs en concurrence pour la terre avec le secteur agricole : forêt, loisir, urbanisation, etc.), si bien que les marchés de la terre ne sont pas explicitement représentés ou, au mieux, représentés de manière très simplifiée (AGLINK-COSIMO (OECD and FAO, 2015), FAPRI (FAPRI, 2004), IMPACT (Robinson et al., 2015), etc.). Les mécanismes économiques conduisant au changement d'affectation des terres sont donc moins bien représentés dans ces modèles que dans les modèles d'équilibre général (voir ci-après). L'analyse des effets de perturbations dans les systèmes sur les changements d'affectation des terres est donc moins fine (Gohin et al., 2015). Toutefois, certains modèles d'équilibre partiel, comme GLOBIOM (Havlík et al., 2011) par exemple, présentent l'avantage de représenter très finement la demande de terre. Dans GLOBIOM, la production agricole est spatialement représentée, ce qui permet d'identifier les CAS de manière très fine. Par ailleurs le secteur forestier est également couvert par le modèle, ce qui lui permet de modéliser finement la demande de terre émanant des principaux secteurs utilisateurs.

3.2.2.2. ACVC et modèles d'équilibre général

Contrairement aux modèles d'équilibre partiel, les modèles d'équilibre général modélisent l'ensemble des secteurs de l'économie. Bien que plus agrégés et moins détaillés, ils permettent de prendre en compte les interactions entre le secteur agricole et les autres secteurs de l'économie et de considérer ainsi la concurrence entre secteurs pour les facteurs de production terre, travail et capital et pour les autres intrants tels que l'eau et l'énergie. Ainsi, les marchés de ces facteurs de production et intrants, y compris les terres, sont-ils toujours représentés dans les modèles d'équilibre général. Kløverpris et al. (2010) ont utilisé une version adaptée du modèle d'équilibre général GTAP (Baltzer and Kløverpris, 2008; Kløverpris et al., 2008) pour modéliser l'impact d'une augmentation de la demande en blé dans quatre pays (Brésil, Danemark, Chine, Etats-Unis) sur l'occupation des terres. Cependant, comme le mentionnent Kløverpris et al. (2010), quelques points clefs sont améliorables, notamment la prise en compte de l'intensification de la production agricole. En effet, la méthode développée ne permet de couvrir que les aspects d'occupation et de changement d'affectation des terres. Or, les mécanismes mis en jeu pour répondre à une augmentation de la demande en un bien, dans le cas des productions végétales, sont : i) déplacement des autres productions, ii) expansion des terres arables et iii) intensification des productions existantes (Stehfest et al., 2010). Ce dernier aspect est rarement pris en compte dans les ACVC, bien qu'il puisse potentiellement être source d'impacts environnementaux supplémentaires.

Dandres et al. (2011) mettent en œuvre un couplage similaire, GTAP/ACV, pour l'évaluation de changements non marginaux. Leur application porte sur une modification significative de la politique énergétique européenne au travers d'une augmentation de la proportion des énergies renouvelables dans le mix énergétique, plus particulièrement l'électricité produite à partir de biomasse. Pour mener à bien leur étude, ils recourent à deux scénarios, Référence et Bioénergie, prenant en considération l'évolution de la politique énergétique, ainsi que les évolutions macroéconomiques, reflétant la croissance économique. Ils montrent que l'intérêt du couplage avec GTAP réside dans le fait qu'il est possible d'identifier l'ensemble des secteurs économiques affectés par la perturbation initiale, selon une méthode plus robuste que celle proposée par Weidema (2003). Le modèle permet également d'identifier les zones géographiques concernées par les changements et donc d'utiliser les données régionalisées appropriées dans l'ACV. Cependant, le défi de disposer de ces données ou de trouver des proxys adaptés reste entier. Ils démontrent également que la prise en compte du développement économique dans les scénarios n'est pas sans conséquence sur les résultats d'une telle analyse prospective. L'évolution de l'impact changement climatique est par exemple largement dominée par les effets de la croissance économique plutôt que par ceux de la modification de la politique énergétique.

Partant du constat que l'ACVC telle que définie actuellement n'est pas adaptée à l'étude de variations non marginales, Dandres et al. (2012) proposent un nouveau cadre méthodologique : la Macro ACV (ACVM) combinant l'ACV prospective (ACVP), qui considère les technologies

représentatives du futur tout en ayant recours à différents scénarios pour gérer l'incertitude (Spielmann et al., 2004), et l'ACVC pour l'évaluation de l'impact de politiques publiques. L'ACVM permet de quantifier les impacts directs, i.e. dans le cas présent liés aux évolutions dans le secteur énergétique, et les impacts indirects, i.e. dans le reste de l'économie. Les principes de l'ACVP sont utilisés pour modéliser les impacts directs, en quantifiant les impacts des technologies futures du secteur énergétique, sans tenir compte du reste de l'économie. Les principes de l'ACVC sont quant à eux mobilisés pour quantifier les impacts indirects (Dandres et al., 2011). La comparaison des résultats obtenus selon l'ACVM et l'ACVC montre que tendanciellement ceux-ci convergent. Cependant, la contribution des impacts indirects entre les deux méthodes est significativement différente. Négligeable dans le cas de l'ACVC, elle représente la majeure partie de l'impact dans l'ACVM.

4. Objectifs de la thèse

4.1. Premier objectif : Développements méthodologiques

Le premier objectif de cette thèse est de contribuer aux développements méthodologiques en cours au sein de la communauté ACV par un travail sur le couplage de l'ACV à un modèle économique pour évaluer les impacts sur l'environnement de différents instruments de politique agricole dans le secteur de l'élevage. Ce travail de thèse se situe par conséquent à l'intersection entre l'approche mise en œuvre par les économistes, qui utilise des modèles économiques pour l'évaluation des impacts des politiques publiques couplés à des modules biotechniques pour élargir l'évaluation aux impacts environnementaux, et l'approche ACV, qui cherche à introduire les mécanismes de marchés pour l'évaluation des impacts environnementaux de politiques publiques.

L'amélioration de la méthodologie ACVC se concentre sur trois principaux points :

- ⇒ L'identification des marchés affectés significativement contributeurs et la délimitation des frontières du système
- ⇒ La prise en compte des impacts environnementaux liés aux changements d'affectation des sols (changement climatique/compétition pour les terres/biodiversité)
- ⇒ La prise en compte des variations des rendements des cultures (intensification) et de leurs impacts sur l'environnement

4.2. Deuxième objectif : Cas d'étude - Evaluation de l'impact environnemental de changements d'instruments de politique publique dans le secteur laitier

Le deuxième objectif de la thèse consiste en une application du cadre méthodologique proposé. Ainsi ont été évaluées les conséquences économiques et environnementales de la mise en place des

instruments de politique publique retenus : i) la suppression des quotas laitiers et ii) l'introduction d'une prime à l'herbe pour la production de ruminants (bovins lait, bovins viande, ovins et caprins). Ces instruments et le secteur laitier ont été choisis en raison des objectifs méthodologiques de la thèse. En effet, ce secteur est en étroite interaction avec les autres secteurs de production agricole, notamment via l'alimentation des vaches laitières. En termes de méthodologie ACVC, la délimitation des frontières du système, ainsi que l'identification des marchés affectés par les changements d'instruments de politique publique dans ce secteur constituent un enjeu important. De plus, ce secteur joue un rôle majeur en termes d'usage des terres. Il est donc au cœur des problématiques de changement d'affectation des sols. En termes d'appui aux décideurs publics, ce secteur a été choisi en raison de sa forte contribution aux impacts sur l'environnement, notamment le changement climatique et l'eutrophisation. En outre, c'est un secteur qui connaît actuellement un fort mouvement de restructuration et son avenir est incertain au niveau européen, ce qui en fait un objet d'étude intéressant. L'analyse de l'effet de l'introduction d'une prime à l'herbe a conduit à élargir l'analyse au secteur de l'élevage de ruminants dans son ensemble, la prime étant attribuée aux hectares en prairies, indépendamment du secteur de production dans lequel elles sont utilisées (bovins lait, bovins viande, ovins et caprins).

4.3. Troisième objectif : Analyse des performances environnementales des systèmes multifonctionnels – Cas de la production laitière

Le dernier objectif de cette thèse porte sur l'identification et la caractérisation des technologies de production laitière françaises d'un point de vue de l'intensification à l'animal et à l'hectare, ainsi que de leurs impacts environnementaux. En effet, la production laitière française est très diverse en termes de technologie de production. La suppression des quotas laitiers devrait entraîner une réorganisation du secteur. La connaissance des performances environnementales des diverses technologies de production pourrait s'avérer utile aux décideurs publics en vue de la mise en place éventuelle de politiques publiques favorisant le développement des technologies les moins impactantes.

5. Question de recherche

Comment utiliser les données issues des modèles économiques pour évaluer les impacts sur l'environnement de différents instruments de politiques agricoles par ACV Conséquentielle ? Application au secteur laitier en France.

6. Structure de la thèse

Afin de répondre à la question de recherche et de remplir les différents objectifs fixés, une approche en trois étapes, constituant chacune un chapitre de cette thèse, est proposée. L'organisation générale de la thèse est synthétisée dans la Figure 2. Ce premier chapitre présente le contexte dans lequel s'inscrit la thèse, ainsi que les principales méthodologies mobilisées pour la réalisation de ce travail.

Les trois chapitres suivants constituent une suite logique des travaux de thèse aboutissant à l'évaluation des impacts environnementaux de changement d'instruments de politiques publiques dans le secteur laitier. Ainsi, le deuxième chapitre a pour objectif premier d'identifier les systèmes de production laitiers français qui seront ensuite utilisés dans la suite de la thèse. Il présente donc la démarche d'identification de ces systèmes, leurs impacts potentiels sur l'environnement, déterminés par ACVA, ainsi qu'une discussion des effets de l'intensification de la production laitière sur les performances environnementales des systèmes et la communication de ces résultats ACV. Le troisième chapitre propose une description détaillée du modèle économique, MATSIM-LUCA, de l'implémentation des systèmes laitiers français identifiés au chapitre 2, ainsi qu'une analyse économique de la suppression des quotas laitiers dans différents contextes de demande mondiale en produits laitiers et carnés. La sensibilité des systèmes de production laitiers français à différents contextes de marchés est également discutée. Enfin, le chapitre 4 utilise les résultats des chapitres 2 et 3 pour proposer une méthode de couplage modèle économique - ACV pour l'évaluation des impacts environnementaux d'instruments de politiques publiques dans le secteur de l'élevage par ACVC. Deux cas d'étude sont analysés et discutés : la suppression des quotas laitiers et la mise en place d'une prime à l'hectare d'herbe bénéficiant à l'élevage de ruminants.

Enfin, le chapitre 5 discute les résultats et les limites des travaux réalisés et propose quelques perspectives pour de futures recherches. Les chapitres 2 à 4 sont en anglais et formatés comme des publications dans des revues scientifiques à comité de lecture.

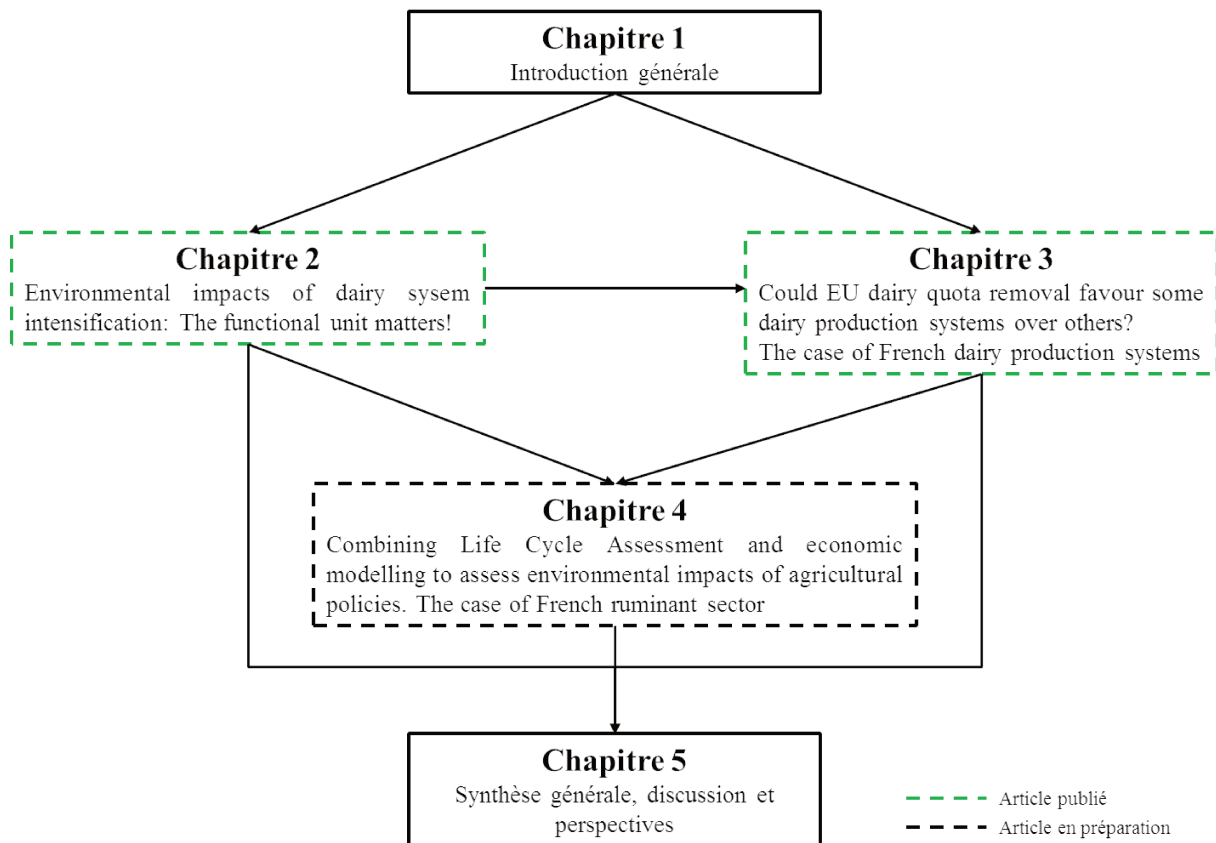


Figure 2 : Représentation schématique de la structure de la thèse.

Références

- Al-Riffai, P., Dimaranan, B., Laborde, D., 2010. Global trade and environmental impact study of the EU biofuels mandate, p. 125.
- Alexandratos, N., Bruinsma, J., 2012. World agriculture towards 2030/2050: The 2012 revision. ESA Working paper No 12-03. FAO, Rome, Italy.
- Arsenault, N., Tyedmers, P., Fredeen, A., 2009. Comparing the environmental impacts of pasture-based and confinement-based dairy systems in Nova Scotia (Canada) using life cycle assessment. *International Journal of Agricultural Sustainability* 7, 19-41.
- Audsley, E., Wilkinson, M., 2014. What is the potential for reducing national greenhouse gas emissions from crop and livestock production systems? *Journal of Cleaner Production* 73, 263-268.
- Baek, C.-Y., Lee, K.-M., Park, K.-H., 2014. Quantification and control of the greenhouse gas emissions from a dairy cow system. *Journal of Cleaner Production* 70, 50-60.
- Baltzer, K., Kløverpris, J., 2008. Improving the land use specification in the GTAP model, in: Institute of Food and Resource Economics, U.o.C., Denmark (Ed.), Working paper no. 2/2008. Available from www.foi.dk.
- Barthélemy, D., David, J., 1999. European agriculture and production rights (L'agriculture européenne et les droits à produire), INRA, Paris, France.
- Basset-Mens, C., Ledgard, S., Boyes, M., 2009. Eco-efficiency of intensification scenarios for milk production in New Zealand. *Ecological Economics* 68, 1615-1625.
- Bava, L., Sandrucci, A., Zucali, M., Guerci, M., Tamburini, A., 2014. How can farming intensification affect the environmental impact of milk production? *Journal of dairy science* 97, 4579-4593.
- Bell, M.J., Wall, E., Russell, G., Simm, G., Stott, A.W., 2011. The effect of improving cow productivity, fertility, and longevity on the global warming potential of dairy systems. *Journal of dairy science* 94, 3662-3678.
- Ben Arfa, N., Rodriguez, C., Daniel, K., 2009. Dynamiques spatiales de la production agricole en France. *Revue d'Économie Régionale & Urbaine* novembre, 807.
- Bergman, L., 2005. Chapter 24 CGE Modeling of Environmental Policy and Resource Management. 3, 1273-1306.
- Beukes, P.C., Gregorini, P., Romera, A.J., Levy, G., Waghorn, G.C., 2010. Improving production efficiency as a strategy to mitigate greenhouse gas emissions on pastoral dairy farms in New Zealand. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 136, 358-365.
- Bouamra-Mechemache, Z., Jongeneel, R., Requillart, V., 2008. Impact of a gradual increase in milk quotas on the EU dairy sector. *European Review of Agricultural Economics* 35, 461-491.
- Bouamra-Mechemache, Z., Jongeneel, R., Requillart, V., 2009. EU dairy policy reforms: Luxembourg reform, WTO negotiation and the quota regime. *EuroChoices* 8, 13-22.

- Brander, M., 2015. Transposing lessons between different forms of consequential greenhouse gas accounting: lessons for consequential life cycle assessment, project-level accounting, and policy-level accounting. *Journal of Cleaner Production*.
- Brander, M., Tipper, R., Hutchinson, C., Davis, G., 2008. Consequential and Attributional approaches to LCA: A guide to policy makers with specific reference to GreenHouse Gas LCA of biofuels. *Econometrica Press Technical paper TP-090403-A*.
- Casey, J.W., Holden, N.M., 2005. The relationship between greenhouse gas emissions and the intensity of milk production in Ireland. *Journal of environmental quality* 34, 429-436.
- Castanheira, É.G., Dias, A.C., Arroja, L., Amaro, R., 2010. The environmental performance of milk production on a typical Portuguese dairy farm. *Agricultural Systems* 103, 498-507.
- Chantreuil, F., donnellan, T., van Leeuwen, M., Salamon, P., Tabeau, A., Bartova, L., 2008. EU dairy quota reform - AGMEMOD scenario analysis, 12th Congress of the European Association of Agricultural Economists.
- Chatellier, V., Daniel, K., Ben Arfa, N., Lelyon, B., 2013a. Geographical concentration and intensification of dairy production in France (Concentration géographique et intensification de la production laitière en France). *Economies et Sociétés* 35, 2073-2090.
- Chatellier, V., Lelyon, B., Perrot, C., You, G., 2013b. The French dairy sector at a crossroads: Achievements and prospects (Le secteur laitier français à la croisée des chemins). *INRA Productions Animales* 26, 77-100.
- CNIEL, 2014. Dairy industry data (L'économie laitière en chiffres), 2014 ed, CNIEL, Paris, France, p. 182.
- CNIEL, Institut de l'élevage, 2007. Observatoire de l'alimentation des vaches laitières : 15 des principaux systèmes d'élevage décrits sous forme de fiches, Ed CNIEL, Paris, France, p. 39.
- Colman, D., 2000. Inefficiencies in the UK milk quota system. *Food Policy* 25, 1-16.
- Colman, D., Harvey, D., Bailey, A., Rapsomanikis, G., Olivier, E., Requillart, V., Bouamra-Mechemache, Z., Banse, M., Noëlle, F., 2002. Phasing out milk quotas in the EU, The University of Manchester, Manchester, United-Kingdom, p. 234.
- Commission of the European Communities, 1991. Reform of the Common Agricultural Policy - Legal texts (Arable Crops, Sheepmeat, Beefmeat), Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, Luxembourg, p. 127.
- Commission of the European Communities, 2008. Proposal for the Council Regulation establishing common rules for direct support schemes for farmers under the common agricultural policy and establishing certain support for farmers, European Union, Brussels, Belgium, p. 162.
- Crosson, P., Shalloo, L., O'Brien, D., Lanigan, G.J., Foley, P.A., Boland, T.M., Kenny, D.A., 2011. A review of whole farm systems models of greenhouse gas emissions from beef and dairy cattle production systems. *Animal Feed Science and Technology* 166-167, 29-45.

- Dalgaard, R., Schmidt, J., Halberg, N., Christensen, P., Thrane, M., Pengue, W.A., 2008. LCA of soybean meal. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13, 240-254.
- Dandres, T., Gaudreault, C., Tirado-Seco, P., Samson, R., 2011. Assessing non-marginal variations with consequential LCA: Application to European energy sector. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 15, 3121-3132.
- Dandres, T., Gaudreault, C., Tirado-Seco, P., Samson, R., 2012. Macroanalysis of the economic and environmental impacts of a 2005–2025 European Union bioenergy policy using the GTAP model and life cycle assessment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 16, 1180-1192.
- Daniel, K., 2003. Concentration et spécialisation : Quel schéma pour l'agriculture communautaire. *Economie et prévision* 158, 105-120.
- de Boer, I.J.M., Cederberg, C., Eady, S., Gollnow, S., Kristensen, T., Macleod, M., Meul, M., Nemecek, T., Phong, L.T., Thoma, G., van der Werf, H.M.G., Williams, A.G., Zonderland-Thomassen, M.A., 2011. Greenhouse gas mitigation in animal production: towards an integrated life cycle sustainability assessment. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 3, 423-431.
- de Vries, J., 2009. Exploring bioenergy's indirect effects - Economic modelling paaroaches, Netherlands Environmental Assessment Agency, Deventer, Netherlands.
- del Prado, A., Chadwick, D., Cardenas, L., Misselbrook, T., Scholefield, D., Merino, P., 2010. Exploring systems responses to mitigation of GHG in UK dairy farms. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 136, 318-332.
- Donnellan, T., Hennessy, T., Thorne, F., 2009. Perspective on the Competitiveness of EU dairy farming. *EuroChoices* 8, 23-29.
- Earles, J.M., Halog, A., 2011. Consequential life cycle assessment: a review. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 16, 445-453.
- Eckard, R.J., Grainger, C., de Klein, C.A.M., 2010. Options for the abatement of methane and nitrous oxide from ruminant production: A review. *Livestock Science* 130, 47-56.
- Ekvall, T., Andrae, A., 2006. Attributional and Consequential Environmental Assessment of the Shift to Lead-Free Solders. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 11, 344-353.
- Ekvall, T., Tillman, A.-M., Molander, S., 2005. Normative ethics and methodology for life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 13, 1225-1234.
- European Commission, 1999. CAP reform - A policy for the future, European Commission Directorate-General of Agriculture, Brussel, Belgium, p. 24.
- European Commission, 2004. The 2003 CAP reform - Information sheets, European Commission Directorate-General of Agriculture, Brussel, Belgium, p. 24.
- Eurostat, 2016. <http://ec.europa.eu/eurostat/fr/data/database>.
- FAO, 2004. The ethics of sustainable agricultural intensification, FAO Ethics Series 3, Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Rome, Italy, p. 37.

- FAO, 2010. Greenhouse gas emissions from the dairy sector - A Life Cycle Assessment, FAO, Rome, Italy, p. 98.
- FAOSTAT, 2015. <http://faostat3.fao.org/home/E>.
- FAPRI, 2004. Documentation of the FAPRI modeling system - FAPRI-UMC report n°12-04, Food and Agricultural Policy Research Institute, Columbia, United-States of America.
- Finnveden, G., Hauschild, M.Z., Ekvall, T., Guinee, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D., Suh, S., 2009. Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of environmental management* 91, 1-21.
- Flysjo, A., 2012. Greenhouse gas emissions in milk and dairy product chains - Improving the carbon footprint of dairy products, *Science and technology*. Aarhus University, Aarhus University, Aarhus, Denmark, p. 165.
- Flysjo, A., Henriksson, M., Cederberg, C., Ledgard, S., Englund, J.E., 2011. The impact of various parameters on the carbon footprint of milk production in New Zealand and Sweden. *agricultural Systems* 104, 459-469.
- FranceAgriMer, 2016. Données et bilans : Les produits carnés, avicoles et laitiers, FranceAgriMer, Montreuil, France, p. 50.
- Gac, A., Agabriel, J., Dollé, J.B., Faverdin, P., Van der Werf, H.M.G., 2014. Le potentiel d'atténuation des gaz à effet de serre en productions bovines. *Innovations Agronomiques* 37, 67-81.
- Gerber, P., Vellinga, T., Opio, C., Henderson, B., Steinfeld, H., 2010. Greenhouse gas emissions from the dairy sector. A life Cycle Assessment, Ed FAO, Rome, Italy, p. 98.
- Gerber, P., Vellinga, T., Opio, C., Steinfeld, H., 2011. Productivity gains and greenhouse gas emissions intensity in dairy systems. *Livestock Science* 139, 100-108.
- Gohin, A., Carpentier, A., Koutchadé, P., Bareille, F., 2015. Amélioration de la représentation de l'offre agricole dans les modèles macroéconomiques, ADEME, Angers, France, p. 112.
- Gottschalk, P., Wattenbach, M., Neftel, A., Fuhrer, J., Jones, M., Lanigan, G., Davis, P., Campbell, C., Soussana, J.F., Smith, P., 2007. The role of measurement uncertainties for the simulation of grassland net ecosystem exchange (NEE) in Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 121, 175-185.
- Guerci, M., Knudsen, M.T., Bava, L., Zucali, M., Schönbach, P., Kristensen, T., 2013. Parameters affecting the environmental impact of a range of dairy farming systems in Denmark, Germany and Italy. *Journal of Cleaner Production* 54, 133-141.
- Hart, K., 2015. Green direct payments: Implementation choices of nine Member States and their environmental implication, IEEP, London, United-Kingdom, p. 87.
- 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.

- Henriksson, M., Flysjo, A., Cederberg, C., Swensson, C., 2011. Variation in carbon footprint of milk due to management differences between Swedish dairy farms. *Animal : an international journal of animal bioscience* 5, 1474-1484.
- Hutchinson, J.J., Campbell, C.A., Desjardins, R.L., 2007. Some perspectives on carbon sequestration in agriculture. *Agricultural and Forest Meteorology* 142, 288-302.
- Igos, E., Rugani, B., Rege, S., Benetto, E., Drouet, L., Zachary, D.S., 2015. Combination of equilibrium models and hybrid life cycle-input-output analysis to predict the environmental impacts of energy policy scenarios. *Applied Energy* 145, 234-245.
- INRA, University of Wageningen, 2002. Study on the impact of future options for the milk quota system and the common market organisation for milk and milk products, INRA, Paris, France, p. 39.
- Institut de l'élevage, 2011. *Le lait après 2015 : Comment les transformateurs comptent gérer l'offre*, Ed Institut de l'élevage, Paris, France, p. 52.
- Institut de l'élevage, 2013. *Résultats 2011 et estimations 2012 pour les exploitations bovins lait : Synthèse annuelle des données de réseaux d'élevage*, Ed IDELE, Paris, France.
- Institut de l'élevage, CNIEL, FranceAgriMer, 2009. *France laitière 2015 : Vers une accentuation des contrastes régionaux*, Ed IDELE, Paris, France, p. 71.
- Isik, M., 2004. Environmental regulation and the spatial structure of the US dairy sector. *American Journal of Agricultural Economics* 86, 949-962.
- ISO, 2006a. ISO 14040: Environmental management - Life cycle assessment - Principles and Framework, AFNOR, La Plaine Saint-Denis, France.
- ISO, 2006b. ISO 14044: Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines, AFNOR, La Plaine Saint-Denis, France.
- Jongeneel, R., van Berkum, S., de Bont, C., van Bruchem, C., Helming, J., Jager, J., 2010. European dairy policy in the year to come - Quota abolition and competitiveness. LEI report 2010-017, LEI, The Hague, Netherlands, p. 56.
- JRC, IES, 2010. *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: General guide for Life Cycle Assessment-Detailed guidance*, First edition ed, Ed Joint Research Center, Ispra, Italy, p. 394.
- JRC, IPTS, 2009. *Economic impact of the abolition of the milk quota regime - Regional analysis of the milk production in EU*, JRC-IPTS, Seville, Spain, p. 110.
- Kempen, M., Witzke, P., Pérez Domínguez, I., Jansson, T., Sckokai, P., 2011. Economic and environmental impacts of milk quota reform in Europe. *Journal of Policy Modeling* 33, 29-52.
- Kløverpris, J., Baltzer, K., Nielsen, P.H., 2010. Life cycle inventory modelling of land use induced by crop consumption - Part 2: Example of wheat consumption in Brazil, China, Denmark and the USA. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 15, 90-103.

- Kløverpris, J., Wenzel, H., Nielsen, P.H., 2008. Life cycle inventory modelling of land use induced by crop consumption - Part 1: Conceptual analysis and methodological proposal. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13, 13-21.
- Kristensen, T., Mogensen, L., Knudsen, M.T., Hermansen, J., 2011. Effect of production system and farming strategy on greenhouse gas emissions from commercial dairy farms in a life cycle approach. *Livestock Science* 140, 136-148.
- Kroll, J., Trouvé, A., Déruaz, M., 2010. What regulatory outlook after the release of quotas? Do we still need a European dairy policy? (Quelles perspectives de régulation après la sortie des quotas ? Faut-il encore une politique laitière européenne ?), *Centre d'Economie et Sociologie appliquées à l'Agriculture et aux Espaces Ruraux (CESAER), Dijon, France*, p. 42.
- Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304, 1623-1627.
- Ledgard, S., Schils, R.L.M., Eriksen, J., Luo, J., 2009. Environmental impacts of grazed clover/grass pastures. *Irish Journal of Agricultural and Food Research* 48, 209-226.
- Lelyon, B., Chatellier, V., Daniel, K., 2009. De la suppression des quotas laitiers à une contractualisation entre les producteurs et les transformateurs : Quelles implications productives pour les éleveurs de l'Ouest ?, *Rencontres Recherches Ruminants*, pp. 211-214.
- Lelyon, B., Chatellier, V., Daniel, K., 2012. Production strategies after the end of milk quotas: An analysis based on bio-economic modeling (Fin des quotas laitiers, contractualisation et stratégies productives : Enseignement d'une modélisation bioéconomique). *INRA Productions Animales* 25, 67-76.
- Lesage, P., Ekvall, T., Deschênes, L., Samson, R., 2007a. Environmental assessment of brownfield rehabilitation using two different Life Cycle Inventory models - Part 1: Methodological approach. *International Journal of LCA* 12, 391-398.
- Lesage, P., Ekvall, T., Deschênes, L., Samson, R., 2007b. Environmental assessment of brownfield rehabilitation using two different Life Cycle Inventory models - Part 2: Case study. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 12, 497-513.
- Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M., Deschenes, L., Samson, R., 2010. Considering time in LCA: dynamic LCA and its application to global warming impact assessments. *Environ Sci Technol* 44, 3169-3174.
- Lips, M., Rieder, M., 2005. Abolition of raw milk quota in the European Union: A CGE analysis at the member country level. *Journal of Agricultural Economics* 56, 1-17.
- Martin, C., Morgavi, D.P., Doreau, M., 2010. Methane mitigation in ruminants: from microbe to the farm scale. *Animal : an international journal of animal bioscience* 4, 351-365.
- Marvuglia, A., Benetto, E., Rege, S., Jury, C., 2013. Modelling approaches for consequential life-cycle assessment (C-LCA) of bioenergy: Critical review and proposed framework for biogas production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 25, 768-781.

- Marvuglia, A., Rege, S., Gutiérrez, T.N., Vanni, L., Stilmant, D., Benetto, E., 2017. A return on experience from the application of agent-based simulations coupled with life cycle assessment to model agricultural processes. *Journal of Cleaner Production* 142, 1539-1551.
- McManus, M., Taylor, C., 2015. The changing nature of lifecycle assessment. *Biomass and Bioenergy*.
- Mosnier, C., Wieck, C., 2010. Determinants of spatial dynamics of dairy production: A review. *Agricultural and Resource Economics Discussion Paper* 2010:2, 1-29.
- Moss, J., Patton, M., Zhang, L., Kim, I.S., Binfield, J., Westhoff, P., 2008. Analysis of the impact of the CAP Health Check on agriculture in England, p. 26.
- Naylor, R., Steinfeld, H., Falcon, W., Galloway, J., Smil, V., Bradford, E., Alder, J., Mooney, H., 2005. Agriculture. Losing the links between livestock and land. *Science* 310, 1621-1622.
- Nguyen, T.T.H., Corson, M.S., Doreau, M., Eugène, M., van der Werf, H.M.G., 2013. Consequential LCA of switching from maize silage-based to grass-based dairy systems. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18, 1470-1484.
- O'Mara, F.P., 2012. The role of grasslands in food security and climate change. *Annals of botany* 110, 1263-1270.
- O'Brien, D., Shalloo, L., Patton, J., Buckley, F., Grainger, C., Wallace, M., 2012. A life cycle assessment of seasonal grass-based and confinement dairy farms. *Agricultural Systems* 107, 33-46.
- OECD, 2004. *Agriculture and the environment: Lessons learned from a decade of OECD work*, OECD, Paris, France, p. 36.
- OECD, 2010. *Linkages between agricultural policies and environmental effects: Using the stylised agri-environmental policy impact model*, OECD Publishing, Paris, France, p. 176.
- OECD, FAO, 2015. *Aglink-Cosimo model documentation - A partial equilibrium model of world agricultural markets*, OECD, Paris, France, p. 42.
- Patton, M., Binfield, J., Moss, J., Kostov, P., Zhang, L., Davis, J., Westhoff, P., 2008. Impacts of the abolition of EU milk quotas on agriculture in the UK, 107th EAAE seminar - Modelling of agricultural and rural development policies, Sevilla, Spain.
- Peyraud, J.L., Duhem, K., 2013. Dairy husbandry and milk tomorrow: A short prospective analysis (Les élevages laitiers et le lait demain : Exercice d'analyse prospective). *INRA Productions Animales* 26, 221-230 p.
- Pflimlin, A., Faverdin, P., Béranger, C., 2009. Half a century of changes in cattle farming: Results and prospects (Un demi-siècle d'évolution de l'élevage bovin. Bilan et perspectives). *Fourrages* 200, 429-464.
- Plevin, R.J., Delucchi, M.A., Creutzig, F., 2014. Using Attributional Life Cycle Assessment to Estimate Climate-Change Mitigation Benefits Misleads Policy Makers. *Journal of Industrial Ecology* 18, 73-83.

- Prins, A.G., Stehfest, E., Overmars, K., Ros, J., 2010. Are models suitable for determining ILUC factors?, Netherlands Environmental Assessment Agency, Bilthoven, Netherlands, p. 12.
- Querini, F., Benetto, F., 2015. Combining agent-based modeling and life cycle assessment for the evaluation of mobility policies. *Environmental Science and Technology* 49, 1744-1751.
- Rajagopal, D., 2014. Consequential life cycle assessment of policy vulnerability to price effects. *Journal of Industrial Ecology* 18, 164-175.
- Reinhard, J., Zah, R., 2009. Global environmental consequences of increased biodiesel consumption in Switzerland: consequential life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 17, S46-S56.
- Reinhard, J., Zah, R., 2011. Consequential life cycle assessment of the environmental impacts of an increased rapemethylester (RME) production in Switzerland. *Biomass and Bioenergy* 35, 2361-2373.
- Réquillart, V., Bouamra-Mechemache, Z., Jongeneel, R., Penel, C., 2008. Economic analysis of the effects of the expiry of the EU milk quota system - Report prepared for the European Commission, IDEI, Toulouse, France, p. 98.
- Robinson, S., Mason-D'Croz, D., Islam, S., Sulser, T.B., Robertson, R., Zhu, T., Gueneau, A., Pitois, G., Rosegrant, M., 2015. The International Model for Policy Analysis of Agricultural Commodities and Trade (IMPACT) - IFPRI discussion paper 01483, IFPRI, Washington DC, United-States of America, p. 128.
- Roe, B., Irwin, E.G., Sharp, J.S., 2002. Pig in space: Modelling the spacial structure of hog production in traditional and nontraditional production regions. *American Journal of Agricultural Economics* 84, 259-.
- Schader, C., Jud, K., Meier, M.S., Kuhn, T., Oehen, B., Gattinger, A., 2014. Quantification of the effectiveness of greenhouse gas mitigation measures in Swiss organic milk production using a life cycle assessment approach. *Journal of Cleaner Production* 73, 227-235.
- Schils, R.L.M., Verhagen, A., Aarts, H.F.M., Šebek, L.B.J., 2005. A farm level approach to define successful mitigation strategies for GHG emissions from ruminant livestock systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 71, 163-175.
- Schmidt, J.H., 2008. System delimitation in agricultural consequential LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13, 350-364.
- Schmidt, J.H., 2010. Comparative life cycle assessment of rapeseed oil and palm oil. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 15, 183-197.
- Schmidt, J.H., Weidema, B.P., 2008. Shift in the marginal supply of vegetable oil. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13, 235-239.
- SCORELCA, 2013. Analyse du Cycle de Vie Conséquentielle : Identification des conditions de mise en oeuvre et des bonnes pratiques, SCORELCA, Villeurbanne, France, p. 109.

- 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.
- Soussana, J.F., Allard, V., Pilegaard, K., Ambus, P., Amman, C., Campbell, C., Ceschia, E., Clifton-Brown, J., Czobel, S., Domingues, R., Flechard, C., Fuhrer, J., Hensen, A., Horvath, L., Jones, M., Kasper, G., Martin, C., Nagy, Z., Neftel, A., Raschi, A., Baronti, S., Rees, R.M., Skiba, U., Stefani, P., Manca, G., Sutton, M., Tuba, Z., Valentini, R., 2007. Full accounting of the greenhouse gas (CO₂, N₂O, CH₄) budget of nine European grassland sites. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 121, 121-134.
- Soussana, J.F., Tallec, T., Blanfort, V., 2010. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal : an international journal of animal bioscience* 4, 334-350.
- Spielmann, M., Scholz, R., Tietje, O., Haan, P.d., 2004. Scenario Modelling in Prospective LCA of Transport Systems. Application of Formative Scenario Analysis (11 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment* 10, 325-335.
- Stehfest, E., Ros, J., Bouwman, L., 2010. Indirect effects of biofuels: intensification of agricultural production, Netherlands Environmental Assessment Agency (PBL), Bilthoven, Netherlands, p. 8.
- Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M., de Haan, C., 2006. Livestock's long shadow: Environmental issues and options, Ed FAO, Rome, Italy.
- Thomassen, M.A., Dalgaard, R., Heijungs, R., Boer, I., 2008a. Attributional and consequential LCA of milk production. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13, 339-349.
- Thomassen, M.A., van Calster, K.J., Smits, M.C.J., Iepema, G.L., de Boer, I.J.M., 2008b. Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. *Agricultural Systems* 96, 95-107.
- Tillman, A.M., 2000. Significance of decision-making for LCA methodology. *Environmental Impact Assessment Review* 20, 113-123.
- US EPA, 2010. Renewable fuel standard program (RFS2) Regulatory impact analysis.
- Vazquez-Rowe, I., Marvuglia, A., Rege, S., Benetto, E., 2014. Applying consequential LCA to support energy policy: land use change effects of bioenergy production. *The Science of the total environment* 472, 78-89.
- Vázquez-Rowe, I., Rege, S., Marvuglia, A., Thénie, J., Haurie, A., Benetto, E., 2013. Application of three independent consequential LCA approaches to the agricultural sector in Luxembourg. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18, 1593-1604.
- Weidema, B.P., 2003. Market information in Life Cycle Assessment, Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, Denmark, p. 147.

- Weidema, B.P., Ekvall, T., Heijungs, R., 2009. Guidelines for application of deepened and broadened LCA. Technical report of CALCAS project, p. 49.
- Witzke, P., Tonini, A., 2009. Milk quota expiry impacts and sensitivity analyses using the CAPSIM model. *Agrarwirtschaft* 52, 228-237.
- Yan, M.J., Humphreys, J., Holden, N.M., 2013. Life cycle assessment of milk production from commercial dairy farms: the influence of management tactics. *Journal of dairy science* 96, 4112-4124.
- Zehetmeier, M., Baudracco, J., Hoffmann, H., Heissenhuber, A., 2012. Does increasing milk yield per cow reduce greenhouse gas emissions? A system approach. *Animal : an international journal of animal bioscience* 6, 154-166.

Chapitre 2.

Environmental impacts of dairy system intensification: The functional unit matters!

Dans le déroulement de la these, ce chapitre a pour principal objectif d'identifier les technologies de production laitières françaises qui seront implémentées dans MATSIM-LUCA et de caractériser leurs performances environnementales par ACV attributionnelle. Les systèmes retenus présentant un gradient d'intensification de la production laitière à la fois par vache et par hectare total utilisé, une analyse de l'effet du choix de l'unité fonctionnelle sur les résultats d'ACV est également proposée.

Après sélection de 69 cas-types de l'Institut de l'Elevage, une analyse factorielle de données mixtes puis une classification ascendante hiérarchique ont été utilisées pour identifier des « Technological Management Route » (TMR), i.e. des combinaisons d'options techniques mises en œuvre par les éleveurs pour produire du lait, décrivant les systèmes laitiers représentatifs de la production française. Les TMR identifiés présentent un gradient d'intensification à la fois par vache laitière et par hectare total utilisé. Les impacts environnementaux de ces TMR ont ensuite été estimés par ACV attributionnelle et exprimés selon deux unités fonctionnelles : la tonne de lait corrigé et l'hectare total utilisé. Les résultats montrent trois principaux effets d'un accroissement de l'intensification : i) augmentation de tous les impacts lorsqu'ils sont exprimés par hectare, ii) diminution des impacts eutrophisation et occupation des terres par tonne de lait, et iii) pas de tendance claire pour les autres impacts lorsqu'ils sont exprimés par tonne de lait.

Les conclusions de ce travail sont que l'unité fonctionnelle retenue influence grandement des conclusions en termes d'impacts des TMR. Le recours à une seule unité fonctionnelle, cas fréquent en ACV, ne fournit pas une vue exhaustive de l'ensemble des impacts des systèmes multifonctionnels, tels les systèmes agricoles. En conséquence, le recours simultané à des unités fonctionnelles massiques et surfaciques est à encourager pour la communication des résultats d'ACV de productions agricoles.

Environmental impacts of dairy system intensification: The functional unit matters!

Thibault Salou^{a, b, c}, Chantal Le Mouél^c, Hayo M.G. van der Werf^b

^a ADEME, 49000 Angers, France

^b UMR SAS, INRA, AGROCAMPUS OUEST, 35000 Rennes, France

^c UMR SMART, INRA, AGROCAMPUS OUEST, 35000 Rennes, France

Abstract

In the current context of the end of dairy quotas, the increasing size of dairy farms and the expected growth in food demand, European dairy production systems are facing major challenges. The aim of this study was to assess environmental impacts of dairy system intensification to identify production systems that combine high productivity and low environmental impacts. We used the concept of the Technological Management Route, i.e. a logical set of technical options designed by farmers, to describe the diversity of milk production systems in France. Life Cycle Assessment was used to estimate impacts of these systems according to two functional units: t milk and hectare of total (on- and off-farm) land occupied. Dairy system intensification has three major effects: i) an increase in all impacts when expressed per hectare, ii) a decrease in eutrophication and land occupation per t milk, and iii) no clear effects on other impacts when expressed per t milk. The two first effects are due mostly to the switch from grass-based feed to maize silage and concentrate feed when intensifying production systems. Furthermore, the choice of functional unit leads to radically different conclusions. Using only a mass-based functional unit, which is predominant in current life cycle assessment practice, does not provide a balanced view of the impacts of intensification and could mislead decision makers in identifying promising dairy systems. More generally, current LCA practice seems largely blind to the negative environmental consequences of agricultural system intensification, as revealed by the area-based functional unit. Therefore, we recommend the use of both mass-based and area-based functional units in life cycle assessments of agricultural goods.

Keywords: Functional unit, intensification, life cycle assessment, milk production systems, organic agriculture, technological management route

Summary of abbreviations

AC: Acidification

AHC: Ascendant Hierarchical Clustering

C: Carbon

CED: Cumulative Energy Demand

CV: Coefficient of Variation

DM: Dry Matter

EcoSys: Ecosystems

EcoTox: Freshwater ecotoxicity

EU: Eutrophication

FAMD: Factorial Analysis for Mixed Data

FPCM: Fat and Protein Corrected Milk

FU: Functional Unit

G: Grass-based milk production TMR

GWP: Global Warming Potential

Ha: Hectare

H-AgrB: Highland milk production system from AGRIBALYSE

IG: Intensive Grass-based milk production TMR

IM: Intensive Maize silage-based milk production TMR

kg: Kilogramme

LC: Land Competition

LCA: Life Cycle Assessment

LCI: Life Cycle Inventory

LUC: Land Use Change

LW: Live Weight

M: Maize silage-based milk production TMR

MJ: Megajoule

O: Organic milk production TMR

TMR: Technological Management Route

VIM: Very Intensive Maize silage-based milk production TMR

1. Introduction

Agricultural intensification is defined as increased production of agricultural commodities per unit of inputs, which may be labour, land, time, fertiliser, seed, feed, animals or cash (FAO, 2004). As land is the ultimate limiting input for agricultural production, agricultural intensification is most often defined as increased production per unit area of land (Donald et al., 2001). Since 1950, technological improvements have allowed intensification of European agricultural systems per hectare (ha) and per animal. Thus, according to the Food and Agricultural Organisation of the United Nations (FAOSTAT, 2015), from 1967-2013, average crop yields per ha increased, for example, by 323% for grain maize and 300% for soft wheat in the European Union. The same trend is observed in dairy production, where average European annual production per cow increased by 237%. Several phenomena contributed to the intensification of dairy production systems, whether considered per animal or per ha. Intensification per cow was due mostly to a better feed conversion ratio, while intensification per ha was due to increased production per cow, lower culling and replacement rates of cows and increased forage and crop yields per ha (Crosson et al., 2011).

In Europe, the structure of the dairy sector has been strongly influenced by the Common Agricultural Policy of the European Union. Dairy quotas were set in 1984 to address a surplus of milk and low milk prices. Based on reference volumes for 1983, a quota was allocated to each Member State. The aim of this policy was to control milk production, to stabilise milk prices and the incomes of milk producers, and to reduce the budget for market support (Barthélemy and David, 1999; JRC and IPTS, 2009; Kroll et al., 2010). In France, dairy quotas were administratively managed to reach two objectives: maintain dairy production over the entire territory and encourage the development of medium-sized farms to facilitate the establishment of young farmers (Barthélemy and David, 1999; Lelyon et al., 2012; Pflimlin et al., 2009).

With this policy, however, the comparative advantages of French regions for milk production were not fully exploited. Dairy production was maintained in regions with lower comparative advantages and did not increase in regions with higher comparative advantages. However, the French dairy sector has evolved in the past decade. As production per cow increased, the number of dairy cows decreased (CNIEL, 2014). The recent end of dairy quotas is expected to enhance this phenomenon (Perrot et al., 2014) and induce a concentration of milk production in favourable areas, mostly in western France (Kroll et al., 2010; Perrot et al., 2014; Peyraud and Duhem, 2013). Reduced supply costs, positive externalities and agglomeration economies will drive the concentration of dairy farms (Chatellier et al., 2013). Thus, concentration and intensification of the dairy sector seems unavoidable, i.e. bigger farms, increased production per cow and per ha, with more maize silage and concentrate feed in the diet. In this context, it is important to know which dairy systems combine high productivity and low environmental impacts.

The concentration of livestock production is known to lead to negative impacts on soil, air and water (Chatellier et al., 2013; European Commission, 2013; Peyraud et al., 2012). Intensification of milk production, which we define as increased production per ha, invariably leads to increased impacts per ha, but its impacts per kg of milk are less clear (Crosson et al., 2011), and few studies have investigated this. In studies that exclude greenhouse gas emissions from land-use change (LUC), Bell et al. (2011) and Casey and Holden (2005) showed that increasing milk production per total ha (on- and off-farm) occupied may lead to reduced Global Warming Potential (GWP) per kg of milk under certain conditions. For example, improvements in feed efficiency, fertility and cow longevity were identified as important parameters to reach increased yield per dairy cow and lower GWP and land occupation per kg of milk (Audsley and Wilkinson, 2014; Yan et al., 2013).

Basset-Mens et al. (2009), Bava et al. (2014) and Battini et al. (2015) investigated a range of impacts of increased milk production per ha of on-farm land. When we calculated these impacts per total ha of land occupied, the systems compared by Basset-Mens et al. (2009) and Bava et al. (2014) produced similar amounts of milk. In the study by Battini et al. (2015), the systems that produced more milk per ha of on-farm land also produced more milk per total ha of land occupied. When milk production per ha of on-farm land increased, Basset-Mens et al. (2009) found increased GWP, acidification, eutrophication and energy use per kg of milk produced, but Bava et al. (2014) found no significant change in these impact categories or land competition per kg milk. Battini et al. (2015) found that increased milk production per ha of total land occupied reduced the impact on eutrophication, biodiversity, non-renewable energy use, land competition and - excluding LUC and C sequestration - GWP per kg of milk produced. Acidification and GWP - including LUC and C sequestration - per kg of milk were not affected by increased milk production per total ha occupied.

The few studies that investigated environmental impacts of dairy system intensification focused on a narrow range of diversity in systems. Casey and Holden (2005) assessed 10 farms in and out of an agri-environmental scheme; Basset-Mens et al. (2009) compared three dairy farming systems differing in N fertiliser use and maize silage supplementation; Bell et al. (2011) compared a high-forage summer-grazing system to a low-forage non-grazing system; and Bava et al. (2014) and Battini et al. (2015) compared 28 and four confinement farms, respectively, covering a wide range of milk production per ha of on-farm land.

The aim of this study was to use Life Cycle Assessment (LCA) to assess a range of environmental impacts of contrasting dairy systems that represent a wide diversity of management practices and intensification levels. We estimate impacts of dairy system intensification and identify the most promising production systems, considering both production level and environmental impacts. This information will be useful to inform agricultural policy in a post-quota context.

2. Materials and methods

2.1. Definitions

In this article, we distinguish intensification per animal, which is quantified by milk production per cow, from intensification per unit land area, which is quantified by milk production per ha of on-farm and off-farm land. We use total cumulative energy demand (CED) per ha as an additional indicator of dairy system intensification.

2.2. Identification of Technical Management Routes

2.2.1. Construction of the database

We used the concept of the Technical Management Route (TMR), i.e. a logical set of technical options designed by farmers (Renaud-Gentié et al., 2014), to describe the diversity of lowland milk production systems in France. To characterise TMRs, we used the following 12 indicators of technical options: concentrate feed intake (kg dry matter (DM)/cow/year), maize silage intake (kg DM/cow/year), grazed and conserved grass intake (kg DM/cow/year), maximum area accessible for grazing (ha), grazing (yes or no), grazing duration (days/year), cow breed, age at first calving (months), grouping of calving (yes or no), replacement rate (%), milking parlour technology and type of production (conventional or organic). We used detailed descriptions published by the Institut de l'Élevage and the *Chambres d'Agriculture* (IDELE, 2015) to construct a database containing the values of the 12 indicators for 172 French lowland dairy farms. The database was refined, and farms with more than two missing values for the selected indicators were removed, leaving 69 farms for analysis.

2.2.2. Statistical analyses

To identify the most representative TMRs, we adapted and simplified the method that Renaud-Gentié et al. (2014) developed to identify vineyard TMRs. The method combines Factorial Analysis for Mixed Data (FAMD) and Ascendant Hierarchical Clustering (AHC). Statistical analyses were performed with R software (R-Development-Core-Team, 2007). Missing data in the database were imputed with the “imputeFAMD” procedure (Audigier et al., 2013) from the “missMDA” package (Husson and Josse, 2014). Then, a FAMD was performed with the “FAMD” procedure (Pagès, 2004) from the “FactoMineR” package (Husson et al., 2014). FAMD was used as a pre-processing step of the clustering to identify the most important principal components. By eliminating less explicative principal components, the quality of the hierarchical clustering was expected to be improved.

The aim of clustering was to group the TMRs into a small number of disjunctive clusters and identify the most representative individuals in each cluster. The “HCPC” procedure from the “FactoMineR” package (Husson et al., 2014) was used. The “Ward” method (Ward, 1963) was first used to build the tree, then “k-mean partitioning” allowed the clusters to be consolidated. The

identified clusters were characterised by the paragons, which are the individuals closest to the centroid of the clusters, as representative TMRs in each cluster. As this cluster analysis was performed as a pre-processing step to select representative TMRs, a detailed analysis of this clustering process is not presented in this article. Since we used the identified TMRs to represent the diversity of French lowland milk production systems, we did not consider their geographic locations. All correlation analyses were performed with the “rcorr” procedure from the “Hmisc” package (Harrell and Dupont, 2015).

2.3. LCA approach

2.3.1. System boundaries

TMRs were cradle-to-farm-gate milk production systems for a one-year period; they included feed production, dairy herd management, manure management and emissions associated with livestock production (Figure 1).

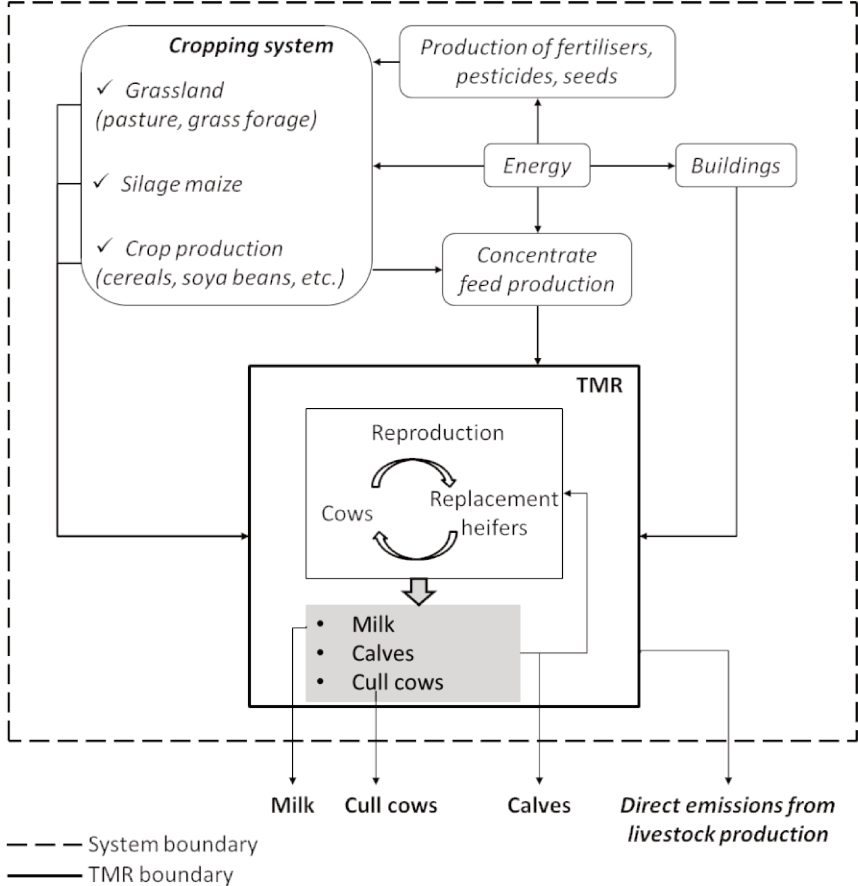


Figure 1: System boundaries for cradle-to-farm-gate Life Cycle Inventory of Technical Management Routes. Inputs are in italics. Indirect emissions associated with inputs were included

2.3.2. Functional units and allocation among coproducts

Agriculture has several functions, such as food production and sustainable land occupation. We expressed the impacts of TMRs according to two functional units (FUs): ton of fat and protein

corrected milk (t FPCM), calculated according to IDF (2010), and ha of total (on- and off-farm) land occupied. Economic allocation and physical allocation according to IDF (2010) were used to allocate impacts among coproducts of the TMRs: milk, cull cows and calves. Allocation percentages (Table 1) for economic allocation were determined according to product prices for 2009 (AGRESTE, 2015a, b).

Table 1: Economic and physical allocation percentages for milk, surplus calves and cull cows for the Technical Management Routes.

Allocation mode	Product	Highland	Organic	Grass	Intensive grass	Maize	Intensive maize	Very intensive maize
Economic allocation	Milk	80.7	89.0	78.6	86.0	85.7	86.5	86.8
	Surplus calves	3.8	2.0	2.9	3.1	2.4	2.3	2.3
	Cull cows	15.5	9.0	18.5	10.9	11.9	11.2	10.9
Physical allocation	Milk	77.3	80.9	72.6	81.9	79.8	82.4	83
	Surplus calves	3.8	2.4	2.3	2.3	1.8	1.8	1.8
	Cull cows	18.9	16.7	25.1	15.8	18.4	15.8	15.2

2.3.3. Raw materials for animal feed

French national data were used for all crops used as feed, except grassland (Supplementary material, Tables S1 and S2). For grasslands, we created Life Cycle Inventories (LCIs) of representative grasslands in three regions: Pays de la Loire and Normandie (north-west), Auvergne (highlands) and Poitou-Charentes (west). Data from the AGRIBALYSE® LCI database v1.2 (Koch and Salou, 2015) were used for north-west and highland grasslands, whereas data from the sampled farms were used for the west grasslands. The geographic origin of each crop used for feed was identified from among 17 world regions (Forslund et al., 2013a; Forslund et al., 2013b) (Table S3). French agricultural statistical data from AGRESTE (2012) allowed us to identify animal feeds imported to France. Some of the linseed, rapeseed, sunflower and soya beans and meal used in French dairy systems are imported. Eurostat (European Commission, 2015) and FAOSTAT (2015) databases were used to identify the most important suppliers of animal feed to France (Table S4).

For each world region identified as a supplier, LCIs were constructed by extrapolating LCIs from AGRIBALYSE® or from the internal INRA-UMR SAS database. We used the MEXALCA method (Nemecek et al., 2011; Roches and Nemecek, 2009; Roches et al., 2010), adapted to our study (Table S5). Agricultural management indices were calculated for each of the 17 world regions. LCIs of each crop were then aggregated using ratios (Table S4) into an LCI representing the average of each imported feed crop (Tables S6 and S7).

Soya bean and soya bean meal were assumed to come from Brazil (Nguyen et al., 2013). For imported raw materials, assumed transport routes from the production site to French ports were estimated using Google Earth (Google, 2015). For all raw materials and feeds produced in France, AGRIBALYSE transport assumptions were used (Koch and Salou, 2015).

2.3.4. Direct emissions

Direct emissions from livestock and crop production were calculated according to AGRIBALYSE® models (Koch and Salou, 2015), except for nitrate leaching, for which the SQCB model (Faist Emmenegger et al., 2009) was used.

2.3.5. Life Cycle Impact Assessment

Considering International Reference Life Cycle Data System recommendations (JRC and IES, 2010, 2011) and our preferences, the following indicators and methods were retained: 100-year GWP excluding (GWP) and including (GWP-LUC) CO₂ from land transformation - IPCC (2013); Acidification (AC) and Eutrophication (EU) - CML-IA baseline v3.02; CED v1.09 with “Energy, gross calorific value, in biomass” removed to exclude the energy content of harvested products; Freshwater ecotoxicity (EcoTox) - USEtox (consensus only) v1.04; Land competition (LC) - CML-IA non-baseline v3.02 (we added the categories "Occupation, arable, organic" and "Occupation, pasture and meadow, organic" to include land use by organic agriculture); Ecosystems (EcoSys), which assesses the loss of biodiversity per type of land use - ReCiPe Endpoint (H) v1.11.

2.3.6. Background process and LCA calculations

We used background processes from ecoinvent v2.2. All LCA calculations were performed with SimaPro v8.0.

3. Results

3.1. Identification of TMRs

The first two FAMD principal components, grazed grass intake and milking parlour technology, explained 42% of the variability. The inertia associated with the other principal components did not exceed 9% each. Consequently, we were unable to decrease the number of variables for AHC analysis and decided to retain all variables. AHC helped identify and characterise six clusters of lowland TMRs and each of their paragons (Table 2).

3.2. Dairy systems

In addition to the six TMRs representing the diversity of French lowland milk production systems, we included one highland TMR from the AGRIBALYSE® v1.2 LCI database (H-AgrB) to represent highland milk production. See Table 2 for characteristics of the seven TMRs. H-AgrB is the least intensive system, with the lowest production both per animal and per ha. It is grass-based with a low percentage of maize silage and concentrate feed in the diet. Organic (O) is an organic grass-based TMR with 31% of diet DM supplied by maize silage and concentrate feed. Grass (G) and Intensive Grass (IG) are grass-based TMRs. They have similar percentages of concentrate feed and maize silage

(49 and 45% of total feed DM intake, respectively). However, IG produces more milk both per animal and per ha. The systems Maize (M), Intensive Maize (IM) and Very Intensive Maize (VIM) are based mainly on maize silage and concentrate feed, which represent 77% of feed DM intake for M, 75% for IM, and 94% for VIM. Lactating cows in IM and VIM are kept indoors. These TMRs have the highest milk production per cow, and their milk production per ha is higher than that of IG but lower than that of M.

The seven TMRs differ widely in values of technical options (Table 2). Cow breeds are Montbéliarde (H-AgrB), Normande (G and IG) and Holstein (O, IG, M, IM, VIM). Replacement rate varies from 27% (H-AgrB) to 36% (IM); age at first calving varies from 28 (IM, VIM) to 34 months (G); and grouping of calving is practised by G, IG and M but not by the other TMRs. Annual concentrate feed DM intake per cow varies from 641 (IG) to 2554 kg (VIM), maize silage DM intake per cow varies from 0 (H-AgrB) to 4639 kg (VIM), and grazed and conserved grass DM intake per cow varies from 486 (VIM) to 4686 kg (H-AgrB). See Table S8 for detailed feed requirements for dairy herds.

The TMRs also differ with respect to production (Table 2). Annual milk production per cow varies from 5357 (H-AgrB) to 8809 (VIM) kg FPCM. Annual milk production per total ha of land occupied varies from 3126 (H-AgrB) to 7970 (M), whereas annual production of cull cows and calves varies from 123 (H-AgrB) to 290 (VIM) kg live weight (LW). Production levels of both milk and live animals increase with intensification level; they are lowest for the mainly grass-based H-AgrB and O and highest for the systems using more silage maize and concentrate feed in the diet. The ratio of live animals to FPCM varies from 31 (IG) to 47 (G) g/kg; it does not increase with intensification level.

3.3. Environmental impacts of dairy systems

To simplify presentation of results, we do not present results for EcoSys, which was strongly ($r = 0.96$) correlated with EcoTox. See Table S9 for impacts per t of total LW of culled cows plus sold weaned calves.

3.3.1. Global Warming Potential

GWP (Table 3) varied less per t FPCM (CV = 17%) than per ha (CV = 24%). It was dominated by direct gaseous emissions from animals, enteric fermentation and manure management (mean contribution = 64%), followed by emissions associated with feed production (mean contribution = 28%) (Figure 2). Animal emissions were largely dominated by enteric methane (results not shown).

When expressed per t FPCM, O and M had the lowest GWP (916 and 925 kg CO₂ eq, respectively), and G and IG had somewhat higher GWP (984 and 989 kg CO₂ eq, respectively). IM

Table 2: Description of the Technical Management Routes. Mont: Montbeliarde; Holst: Holstein; Norm: Normande; t FPCM: ton fat and protein corrected milk; LW: live weight; DM: dry matter; yr: year; ha: hectare; MJ: megajoule.

	Unit	Highland	Organic	Grass	Intensive grass	Maize	Intensive maize	Very intensive maize
Herd characteristics								
Cow breed		Mont	Holst	Norm	Holst & Norm	Holst	Holst	Holst
Cows	number	28	52	44	35	48	66	119
Replacement heifers	number	21	45	52	30	60	72	126
Replacement rate	%	27	28.8	35	28.6	35	36	35
Age at first calving	months	32	32	34	29	30	28	28
Grouping of calving		No	No	Yes	Yes	Yes	No	No
Milk production per cow	kg FPCM/cow/yr	5375	6610	6118	7003	7902	8653	8809
Milk production per total ha occupied*	kg FPCM/ha/yr	3126	4270	5197	6128	7970	6159	6514
Milk production per ha on-farm	kg FPCM/ha/yr	3236	4373	5751	7124	10141	8448	9661
Cull cows and calves per total ha occupied	kg LW/ha/yr	123	142	246	192	279	187	290
Cull cows and calves per kg FPCM	g/kg	39	33	47	31	35	30	44
Dairy cow feed intake								
Concentrate feed	kg DM/cow/yr	1359	883	926	641	1803	1603	2554
Maize silage	kg DM/cow/yr	0	1095	1984	2161	3120	3935	4639
Grazed grass	kg DM/cow/yr	1862	2575	2213	2504	1449	347	405
Conserved grass**	kg DM/cow/yr	2820	1806	871	935	0	1473	81
Total feed intake	kg DM/cow/yr	6041	6359	5994	6241	6372	7358	7679
Maize silage and concentrate feed in diet	%	22.5	31.1	48.6	44.9	77.2	75.3	93.7
Other characteristics								
Production type		Conventional	Organic	Conventional	Conventional	Conventional	Conventional	Conventional
Energy use	MJ/ha	14319	15062	19815	27823	29637	31378	36771
Total ha occupied*	ha	49.6	80.5	51.8	40	47.6	92.7	160.9
Ha on-farm	ha	47.9	76.6	46.8	34.4	37.4	67.6	108.5
Milking parlour technology		milkline	2x6	2x4	2x4	2x5	2x5 herringbone	milking robot

			herringbone parlour	herringbone parlour	herringbone parlour	herringbone parlour	herringbone parlour	parlour	
Grazing		Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	No	No
Grazing duration	days/year	130	213	303	275	197	0	0	0
Maximum area accessible for grazing	ares	40	40	60	70	20	0	0	0

*Total ha occupied: Total area, on farm + off farm, needed by TMRs to produce milk.

**Conserved forages: grass silage, baled grass, hay.

and VIM had still higher GWP (1175 and 1167 kg CO₂ eq, respectively), and H-AgrB had the highest GWP (1404 kg CO₂ eq). The ranking of TMRs differed when expressed per ha. The grass-based O and H-AgrB had the lowest GWP (4394 and 5438 kg CO₂ eq, respectively). TMRs with the highest percentage of maize silage and concentrate feed in the diet - M, IM, and VIM - had the highest GWP (8308-8812 kg CO₂ eq), while the mainly grass-based G and IG had intermediate GWP (6506-7043 kg CO₂ eq).

Depending on the TMR and its percentage of concentrate feed and maize silage in the diet, GWP-LUC was 0-8% higher than GWP. This difference resulted mainly from soya bean meal and palm oil in the concentrate feed. Patterns for GWP-LUC were similar to those described for GWP.

3.3.2. Acidification

AC (Table 3) varied less per t FPCM (CV = 13%) than per ha (CV = 25%). Manure management contributed 43-64% of the total impact (Figure 2). Per t FPCM, impacts varied from 9.4 for M to 13.0 kg SO₂ eq for VIM. G, IM and H-AgrB had values similar to those of VIM. Per ha, grass-based H-AgrB and O had the lowest values, (50.0 and 53.1 kg SO₂ eq, respectively), whereas maize-based M, IM and VIM had the highest values (87.8-96.3 kg SO₂ eq).

3.3.3. Eutrophication

EU (Table 3) had similar variability per t FPCM (CV = 17%) as per ha (CV = 15%). EU was dominated by feed production (mean contribution = 75%) (Figure 2). Per t FPCM, M had the lowest EU (4.6 kg PO₄³⁻ eq), while the grass-based H-AgrB and O had the highest EU (7.6 and 7.7 kg PO₄³⁻ eq, respectively). Per ha, grass-based H-AgrB had the lowest EU (29.5 kg PO₄³⁻ eq), whereas strongly maize-based VIM and IM had the highest values (46.9 and 47.4 kg PO₄³⁻ eq, respectively).

3.3.4. Total Cumulative Energy Demand

CED (Table 3) varied less per t FPCM (CV = 19%) than per ha (CV = 35%). As for EU, CED was due mainly to feed production (mean contribution = 61%) followed by direct energy consumption on the farm (Figure 2). Per t FPCM, grass-based G and O, as well as M, had the lowest CED (2998, 3139 and 3188 MJ, respectively), whereas H-AgrB, IG, VIM and IM had the highest CED (3697, 3905, 4408 and 4902 MJ, respectively). Per ha, grass-based H-AgrB had the lowest CED (14,319 MJ), whereas strongly maize-based IM had the highest CED (36,771 MJ).

3.3.5. Freshwater Ecotoxicity

EcoTox (Table 3) had the highest variability of all impact categories, both per t FPCM and per ha. Values were less variable per t FPCM (CV = 56%) than per ha (CV = 65%). EcoTox was due mainly to feed production (mean contribution = 95%) because of pesticide use (Figure 2). Per t FPCM, O had the lowest EcoTox (0.6 CTUe). Among the non-organic TMRs, the grass-based H-AgrB, G and IG had the lowest EcoTox (213 to 324 CTUe), whereas the maize-based M, VIM and IM had the highest EcoTox (399, 488 and 544 CTUe, respectively). A similar pattern was observed when impacts were expressed per ha.

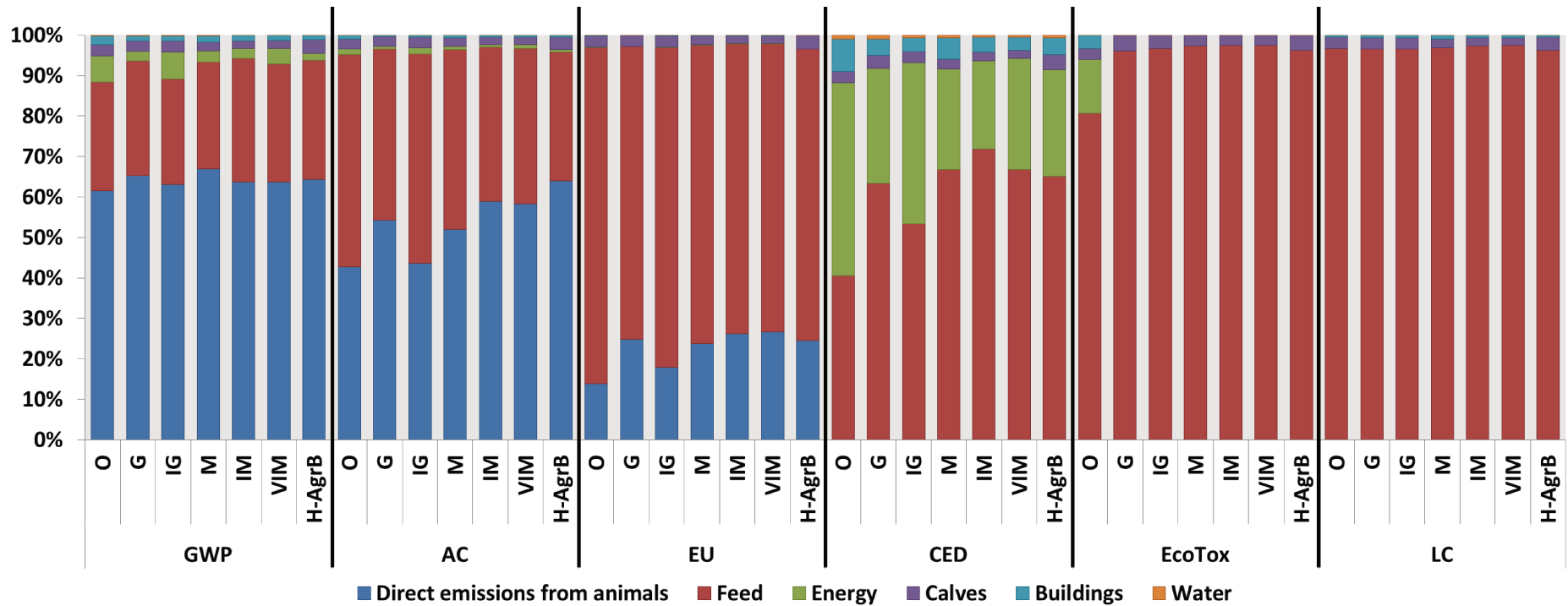


Figure 2: Contribution analysis of Global Warming Potential (GWP), Acidification (AC), Eutrophication (EU), Total Cumulative Energy Demand (CED), Freshwater Ecotoxicity (EcoTox) and Land Competition (LC), expressed per t fat and protein corrected milk. Direct emissions from animals: emissions from enteric fermentation and manure management; Feed: emissions associated with concentrate feed and forage production; Energy: direct energy consumption by Technological Management Routes (TMRs); Calves: replacement calves entering TMRs; Water: direct water consumption by TMRs. H-AgrB: Highland, O: Organic; G: Grass; IG: Intensive Grass; M: Maize; IM: Intensive Maize; VIM: Very Intensive Maize.

Table 3: Environmental impacts of the Technological Management Routes per ton of fat and protein corrected milk (t FPCM) and per hectare (ha) of land occupied. FU: functional unit; GWP: Global Warming Potential; GWP-LUC: GWP including CO₂ from land-use change; CV: coefficient of variation. H-AgrB: Highland; O: Organic; G: Grass; IG: Intensive Grass; M: Maize; IM: Intensive Maize; VIM: Very Intensive Maize.

FU	Impact category	Unit	H-AgrB	O	G	IG	M	IM	VIM	CV (%)
t	GWP	kg CO ₂ eq	1404	916	984	989	925	1175	1167	16.5
FPCM	GWP-LUC	kg CO ₂ eq	1405	916	1038	1061	998	1282	1257	15.7
	Acidification	kg SO ₂ eq	12.9	11.1	12.8	10.1	9.4	12.8	13.0	12.9
	Eutrophication	kg PO ₄ ³⁻ eq	7.6	7.7	6.3	5.5	4.6	6.3	6.6	17.2
	Total CED	MJ	3697	3139	2998	3905	3188	4902	4408	19.0
	Freshwater ecotoxicity	CTUe	213	0.6	324	323	399	544	488	55.5
	Land competition	m ² a	2582	2084	1513	1404	1076	1333	1405	31.9
ha	GWP	kg CO ₂ eq	5438	4394	6506	7043	8597	8812	8308	24.0
	GWP-LUC	kg CO ₂ eq	5442	4394	6863	7556	9284	9619	8948	26.9
	Acidification	kg SO ₂ eq	50.0	53.1	84.5	71.9	87.8	96.3	92.6	24.5
	Eutrophication	kg PO ₄ ³⁻ eq	29.5	36.9	41.7	39.5	43.1	47.4	46.9	15.3
	Total CED	MJ	14319	15062	19815	27823	29637	36771	31378	34.6
	Freshwater ecotoxicity	CTUe	824	2.7	2143	2303	3711	4080	3473	64.6

3.3.6. Land Competition

LC had relatively high variability (CV = 32%), due almost exclusively to feed production (Figure 2). M had the lowest LC (1076 m²a), whereas grass-based H-AgrB and O had the highest LC (2582 and 2084 m²a, respectively).

3.4. Effect of intensification of milk production

3.4.1. Correlations between impact indicators

When expressed per ha, all impact indicators were significantly correlated; when expressed per t FPCM, significant correlations were found only between GWP and GWP-LUC, LC and EU, CED and EcoSys and CED, and EcoSys and EcoTox (Table 4). Correlations were not affected by allocation mode (economic allocation versus physical allocation according to IDF).

3.4.2. Intensification of milk production per animal (t FPCM/dairy cow)

When expressed per ha, all impacts were significantly and positively correlated with annual milk production per cow, with r values from 0.81-0.92 (Table 4). Milk production per ha and LW of animals per ha were significantly and positively correlated. When expressed per t FPCM, only EcoSys (both allocation modes) and EcoTox (physical allocation only) had a significant positive correlation with milk production per cow. FPCM production per dairy cow was not significantly correlated with FPCM production per ha (p = 0.069, Table 4).

3.4.3. Intensification of milk production per unit area (t FPCM/ha)

When expressed per ha, all impacts were significantly and positively correlated with annual milk production per ha, with r values from 0.79-0.88; all impacts but CED were significantly and positively correlated with LW of culled cows and calves (Table 4). When expressed per t FPCM, only EU and LC had a significant negative correlation with milk production per ha; this was not affected by allocation mode.

3.4.4. Energy input per unit of total land occupied (MJ/ha)

When expressed per ha, all impacts were significantly and positively correlated with energy input per ha, with r values from 0.87-0.98 (Table 4). Per t FPCM, EcoTox and EcoSys had significant positive correlations with energy input per ha, and a significant negative correlation was found with LC; this was not affected by allocation mode.

3.5. Technical options and environmental impacts

3.5.1. Functional unit ha of total land occupied

Expressed per total ha of land occupied, the percentage of grass-based feed in the diet had a significant negative correlation with all impacts except AC (Table 5). The percentage of maize silage in the diet had a significant positive correlation with EU, CED and EcoSys. Replacement rate had a significant positive correlation with all impacts, whereas age at first calving was not significantly correlated with any impact.

3.5.2. Functional unit t FPCM

Expressed per t FPCM, the percentage of grass-based feed in the diet had a significant negative correlation with EcoTox and EcoSys, and a significant positive correlation with LC (Table 5). The percentage of maize silage in the diet had a significant positive correlation with EcoTox and EcoSys, and a significant negative correlation with LC. Replacement rate had a significant negative correlation with LC, whereas age at first calving had significant negative correlations with CED and EcoSys.

4. Discussion

4.1. Identification of contrasting production systems

Few studies (Battini et al., 2015; Bell et al., 2011; Casey and Holden, 2005) have investigated environmental impacts of intensification of dairy systems. These studies focused on a small range of diversity in dairy systems, and two of them assessed only GWP. Using the TMR concept and 12 indicators of technical options, our study assessed eight impacts of seven dairy systems representative of the diversity of management practices and intensification levels found among dairy systems in France.

Table 4: Correlation matrix of environmental impact indicators and indicators of intensification values for the seven Technological Management Routes. FU: functional unit; t FPCM: ton fat and protein corrected milk; ha: hectare; LW: Live Weight of culled cows plus sold weaned calves; GWP: Global Warming Potential; GWP-LUC: GWP including CO₂ from land-use change; AC: Acidification; EU: Eutrophication; CED: Total Cumulative Energy Demand; EcoTox: Freshwater Ecotoxicity; LC: Land Competition; EcoSys: Ecosystems

		GWP	GWP-LUC	AC	EU	CED	EcoTox	EcoSys	FPCM/ dairy cow	FPCM/ ha	LW/ha	MJ/ha	
FU = ha	GWP	1	0.999**	0.913**	0.813*	0.943**	0.997**	0.983**	0.828*	0.86*	0.791*	0.943**	
	GWP-LUC		1	0.920**	0.827*	0.951**	0.997**	0.989**	0.837*	0.868*	0.800*	0.951**	
	AC			1	0.942**	0.872*	0.940**	0.936**	0.806*	0.835*	0.855*	0.872*	
	EU				1	0.865*	0.839*	0.883**	0.897**	0.788*	0.764*	0.865*	
	CED					1	0.939**	0.978**	0.920**	0.805*	0.735	1.000**	
	EcoTox						1	0.986**	0.823*	0.863*	0.826*	0.939**	
	EcoSys							1	0.878**	0.878**	0.817*	0.978**	
	FPCM/dairy cow								1	0.718	0.606	0.92**	
	FPCM/ha									1	0.853*	0.805*	
	LW/ha										1	0.735	
MJ/ha											1		
		GWP	GWP-LUC	AC	EU	CED	EcoTox	LC	EcoSys	FPCM/ dairy cow	FPCM/ ha	LW/ha	MJ/ha
FU = t FPCM; Economic allocation	GWP	1	0.972**	0.690	0.477	0.519	0.209	0.547	0.259	-0.146	-0.483	-0.344	-0.069
	GWP-LUC		1	0.690	0.319	0.666	0.427	0.341	0.476	0.053	-0.288	-0.160	0.158
	AC			1	0.615	0.419	0.224	0.364	0.293	-0.045	-0.452	-0.148	-0.069
	EU				1	0.022	-0.570	0.861*	-0.420	-0.452	-0.929**	-0.745	-0.636
	CED					1	0.673	-0.204	0.838*	0.660	0.154	0.196	0.707
	EcoTox						1	-0.700	0.960**	0.735	0.702	0.717	0.890**
	LC							1	-0.629	-0.748	-0.967**	-0.841*	-0.823*
	EcoSys								1	0.799*	0.591	0.615	0.919**
FPCM/dairy cow									1	0.718	0.606	0.920**	

										FPCM/ha	LW/ha	MJ/ha	
		GWP	GWP-LUC	AC	EU	CED	EcoTox	LC	EcoSys	FPCM/ dairy cow	FPCM/ ha	LW/ha	MJ/ha
FU = t FPCM; IDF physical allocation	GWP	1	0.974**	0.719	0.488	0.582	0.304	0.493	0.361	-0.053	-0.406	-0.282	0.036
	GWP-LUC		1	0.735	0.344	0.718	0.507	0.288	0.562	0.141	-0.211	-0.099	0.255
	AC			1	0.597	0.527	0.361	0.278	0.429	0.080	-0.35	-0.071	0.077
	EU				1	0.095	-0.462	0.832*	-0.311	-0.383	-0.906**	-0.724	-0.555
	CED					1	0.724	-0.210	0.866*	0.675	0.190	0.220	0.732
	EcoTox						1	-0.674	0.965**	0.764*	0.697	0.715	0.906**
	LC							1	-0.597	-0.742	-0.967**	-0.846*	-0.806*
	EcoSys								1	0.799*	0.584	0.600	0.919**
	FPCM/dairy cow									1	0.718	0.606	0.920**
	FPCM/ha										1	0.853*	0.805*
	LW/ha											1	0.735
	MJ/ha												1

*: Significant at $p < 0.05$

** : Significant at $p < 0.01$

These systems vary in breed; replacement rate; percentages of grass, maize silage and concentrate feed in the diet; grazing duration; and conventional or organic production. The seven systems also represent a range of intensification levels, as quantified by three indicators: milk production per cow (5375-8809 kg FPCM), milk production per total ha occupied (3126-7970 kg FPCM) and CED per ha of land occupied (14,319-36,771 MJ). Broadly speaking, replacement rate and intake of concentrate feed plus maize silage tend to increase with intensification level, whereas age at first calving and intake of grazed plus conserved grass tend to decrease with increasing milk production per cow.

Table 5: Correlation matrix of environmental impact indicators and technical options for the seven Technological Management Routes. FU: functional unit; t FPCM: ton fat and protein corrected milk; ha: hectare; GWP: Global Warming Potential; GWP-LUC: GWP including CO₂ from land-use change; AC: Acidification; EU: Eutrophication; CED: Total Cumulative Energy Demand; EcoTox: Freshwater Ecotoxicity; LC: Land Competition; EcoSys: Ecosystems.

		Percentage in dairy cow diet			Replacement rate	Age at 1 st calving	
		Grass	Maize silage	Concentrate feed			
FU = ha	GWP	-0.794*	0.712	0.703	0.879**	-0.328	
	GWP-LUC	-0.797*	0.725	0.681	0.891**	-0.327	
	AC	-0.745	0.723	0.52	0.768*	-0.402	
	EU	-0.831*	0.873*	0.405	0.799*	-0.55	
	CED	-0.835*	0.822*	0.55	0.96**	-0.392	
	EcoTox	-0.776*	0.705	0.665	0.862*	-0.335	
	EcoSys	-0.814*	0.78*	0.591	0.925**	-0.348	
	Percentage in dairy cow diet	Grass	1	-0.963**	-0.711	-0.845*	0.688
		Maize silage		1	0.494	0.848*	-0.686
		Concentrate feed			1	0.511	-0.429
Replacement rate					1	-0.293	
Age at 1 st calving						1	
FU = t FPCM; GWP		0.111	-0.279	0.375	-0.219	-0.136	
Economic allocation	GWP-LUC	-0.104	-0.055	0.482	-0.041	-0.306	
	AC	-0.021	-0.056	0.221	0.187	0.099	
	EU	0.584	-0.638	-0.21	-0.492	0.357	
	CED	-0.577	0.523	0.498	0.233	-0.825*	
	EcoTox	-0.865*	0.832*	0.617	0.744	-0.657	
	LC	0.817*	-0.91**	-0.255	-0.767*	0.505	
	EcoSys	-0.851*	0.83*	0.579	0.65	-0.775*	
	Percentage in dairy cow diet	Grass	1	-0.963**	-0.711	-0.845*	0.688
Maize silage			1	0.494	0.848*	-0.686	
Concentrate feed				1	0.511	-0.429	
Replacement rate					1	-0.293	
Age at 1 st calving						1	

*: Significant at $p < 0.05$; **: Significant at $p < 0.01$

4.2. Environmental impacts of systems

Per ha of land occupied, O had the lowest values for GWP, GWP-LUC and EcoTox, and H-AgrB had the lowest values for AC, EU and CED; in contrast, IM had the highest values for all impacts. All impacts had significant positive correlations with both milk production per cow and per total ha of land occupied. This agrees with results from the literature that intensification of milk production leads to increased impacts per ha. This results mainly from the change in type of feed ingested, moving from a high percentage of grass-based feeds in the least intensive systems to a high percentage of maize silage and concentrate feed in the most intensive systems. Per ha of land occupied, maize silage and annual crops that provide concentrate feed have higher impacts than pasture, regardless of the impact category. As a consequence, for all impact categories, impacts per ha were lower for grass-based TMRs than for maize and concentrate feed based TMRs.

Overall, per ha of land occupied, systems O and H-AgrB had the lowest impacts, whereas M, IM and VIM had the highest impacts. Per t of FPCM produced, O had the lowest values for GWP, GWP-LUC and EcoTox, while M had the lowest values for AC, EU and LC, and ranked second-lowest for GWP, GWP-LUC and CED. H-AgrB had the highest values for GWP, GWP-LUC and LC; O had the highest values for EU; IM had the highest values for CED and EcoTox; and VIM had the highest value for AC. It is challenging to identify the most promising production systems when considering both production level and environmental impacts. When the area-based FU is used, we are looking for low-impact land-use systems and ignore their productivity. From this perspective, O and H-AgrB are the most promising systems. When the mass-based FU is used, we consider both productivity and impacts, and selection is less obvious. From this perspective, M seemed the most promising system, as it ranked lowest or second-lowest for six out of seven impacts.

4.3. Effect of intensification

We consider milk production per total ha (i.e. on- and off-farm) of land occupied as the most appropriate indicator of agricultural system intensification. For the FU ha of land occupied, all impacts increased with increasing intensification of milk production, agreeing with literature results. Intensification entails increased use of inputs (fuel, fertilisers, machines, pesticides, and concentrate feed), as reflected in the amount of energy used per ha, which increased with intensification level and was more than twice as large for the most intensive system compared to the least intensive system. Producing and transporting these inputs requires resources and causes pollutant emissions that contribute to the increase in impacts with intensification, as observed. Furthermore, all impact indicators were significantly correlated, showing that for the FU ha of land occupied, a smaller set of impact indicators might be sufficient to compare systems.

For the FU t of FPCM, EU and LC decreased with increasing intensification, but the other impacts did not significantly change. For this FU, few impact indicators were significantly correlated,

and the allocation mode (economic versus physical allocation) did not affect this finding. Therefore, use of a diverse set of impact indicators is fully justified for the FU t of FPCM.

Comparing these findings to literature results is challenging. Our results for GWP impact are comparable to those obtained by Battini et al. (2015), Bell et al. (2011) and Casey and Holden (2005), as these authors investigated effects of increased milk production per total ha occupied. Bell et al. (2011) and Casey and Holden (2005) found that increasing milk production per ha of land occupied resulted in a reduction of GWP per kg of milk. These authors did not consider LUC. Battini et al. (2015) found that increasing milk production per total ha of land occupied resulted in decreased GWP per kg of milk, but only when LUC was excluded, whereas we found that GWP per kg of milk did not significantly change, even when LUC was included.

Regarding the effects of increased milk production per total ha occupied on other impacts expressed per t of FPCM, the only study available is Battini et al. (2015), who found decreased eutrophication, non-renewable energy use, land competition and biodiversity impacts, whereas acidification and GWP -including LUC and C sequestration - were not greatly affected (results were not statistically tested). Obviously, when milk production per total ha occupied increases, land competition per kg of milk decreases.

Overall, these results show three clear effects of increased production per total ha of land occupied: i) all impacts increased per ha of land occupied, ii) eutrophication and land competition decreased per kg of milk produced, and iii) other impacts per kg of milk produced were not significantly affected; this is particularly true for GWP when LUC was included. In other words, depending on the FU, the perceived environmental impacts of dairy system intensification differ radically. When an area-based FU is used, intensification clearly leads to increased impacts. When a mass-based FU is used, land competition decreases by definition, but other impacts are usually unaffected. A mass-based FU is by far the dominant FU in the LCA field as a whole, and, in LCA studies that go beyond the farm gate, it is, to the best of our knowledge, the only FU used. As a consequence, current LCA practice seems largely blind to the negative environmental consequences of agricultural system intensification, as it tends to ignore the negative environmental impacts of intensification revealed by the area-based FU. This is quite a sobering observation with likely paradoxical consequences, as this “blind spot” of current LCA practice may well tend to bias decision making in favour of intensive systems, which have relatively high impacts per ha of land occupied. LCA-based decision making might thus increase the prevalence of intensive systems, which could increase overall impacts of the agricultural sector.

It remains to be investigated to what extent these observations for dairy systems apply to other animal and plant production systems. However, it seems logical that a similar mechanism would apply when assessing environmental impacts of intensification of other agricultural production systems using LCA, as these also mostly rely on mass-based FUs. To counter the current unbalanced representation of environmental impacts of dairy systems and, probably, of agricultural systems in

general, we recommend using both mass- and area-based FUs in LCA studies of agricultural goods. This recommendation concerns both studies with system boundaries that go up to the farm gate, as well as studies extending beyond the farm gate, such as those comparing foods and diets. This recommendation is of particular importance when systems of different levels of intensification (e.g. low-input versus high-input systems or organic versus conventional systems) are compared.

This study compared seven systems, representing a wide range of intensification. This is a small sample, and future studies analysing the effects of intensification on impacts may want to assess a larger number of systems, so that more significant correlations may be detected.

5. Conclusion

The aim of this study was to assess environmental impacts of intensification for contrasting dairy systems that represent a wide variety of management practices. We also wanted to identify promising dairy systems, with both lower environmental impacts and higher productivity per ha. Our results show that reconciling environmental impacts and productivity is difficult. These results further reveal that dairy system intensification invariably leads to higher impacts per ha of land occupied, due to the higher proportion of maize silage and concentrate feed in the diet, which entails increased use of inputs.

When a mass-based FU is used, land competition decreases by definition, but other impacts are usually unaffected. As a mass-based FU is the dominant practice in LCA studies, these studies may well ignore environmental impacts of intensification of dairy systems and likely of other agricultural production systems. We recommend using both mass-and area-based FUs in LCA studies of agri-food products to ensure more balanced assessment results. We recommend that future research explore the relation between intensification and impacts for a wide range of plant and animal production systems using large sample sizes.

Acknowledgements

The authors thank Armelle Gac (IDELE) and Aurélie Tailleur (ARVALIS) for giving us access to inventory data for grasslands from the AGRIBALYSE project. We also thank Thomas Nemecek (Agroscope) for help in implementing the MEXALCA method. Finally, we thank ADEME and INRA for their financial support.

References

- AGRESTE, 2012. Supply balances (Bilans d'approvisionnement), <http://agreste.agriculture.gouv.fr/enquetes/bilans-d-approvisionnement/>.
- AGRESTE, 2015a. Monthly milk survey (Enquête mensuelle lait), <http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/conjoncture/le-bulletin/>.
- AGRESTE, 2015b. Monthly slaughter animal survey (Bulletin mensuel - Animaux de boucherie), <http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/conjoncture/le-bulletin/>.
- Audigier, V., Husson, F., Josse, J., 2013. A principal components method to impute mixed data. *Statistical Theory and Methods Submitted arXiv: 1301.4797*.
- Audsley, E., Wilkinson, M., 2014. What is the potential for reducing national greenhouse gas emissions from crop and livestock production systems? *Journal of Cleaner Production* 73, 263-268.
- Barthélemy, D., David, J., 1999. *European agriculture and production rights (L'agriculture européenne et les droits à produire)*, INRA, Paris, France.
- Basset-Mens, C., Ledgard, S., Boyes, M., 2009. Eco-efficiency of intensification scenarios for milk production in New Zealand. *Ecological Economics* 68, 1615-1625.
- Battini, F., Agostini, A., Tabaglio, V., Amaducci, S., 2015. Environmental impacts of different dairy farming systems in the Po Valley. *Journal of Cleaner Production*.
- Bava, L., Sandrucci, A., Zucali, M., Guerci, M., Tamburini, A., 2014. How can farming intensification affect the environmental impact of milk production? *Journal of dairy science* 97, 4579-4593.
- Bell, M.J., Wall, E., Russell, G., Simm, G., Stott, A.W., 2011. The effect of improving cow productivity, fertility, and longevity on the global warming potential of dairy systems. *Journal of dairy science* 94, 3662-3678.
- Casey, J.W., Holden, N.M., 2005. The relationship between greenhouse gas emissions and the intensity of milk production in Ireland. *Journal of environmental quality* 34, 429-436.
- Chatellier, V., Daniel, K., Ben Arfa, N., Lelyon, B., 2013. Geographical concentration and intensification of dairy production in France (Concentration géographique et intensification de la production laitière en France). *Economies et Sociétés* 35, 2073-2090.
- CNIEL, 2014. *Dairy industry data (L'économie laitière en chiffres)*, 2014 ed, CNIEL, Paris, France, p. 182.
- Crosson, P., Shalloo, L., O'Brien, D., Lanigan, G.J., Foley, P.A., Boland, T.M., Kenny, D.A., 2011. A review of whole farm systems models of greenhouse gas emissions from beef and dairy cattle production systems. *Animal Feed Science and Technology* 166-167, 29-45.
- Donald, P., Green, R., Heath, M., 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proc R. Soc. Lond.* 268, 25-29.

- European Commission, 2013. Report from the Commission to the Council and the European Parliament on the implementation of the Council Directive 91/676/EEC concerning the protection of water against pollution caused by nitrates from agricultural sources based on Member State report for the period 2008-2011, p. 13.
- European Commission, 2015. Eurostat. <http://ec.europa.eu/eurostat/data/database>.
- Faist Emmenegger, M., Reinhard, J., Zah, R., 2009. Sustainable Quick Check for Biofuels - Background report, Ed EMPA, Dübendorf, Switzerland, p. 129.
- FAO, 2004. The ethics of sustainable agricultural intensification, FAO Ethics Series 3, Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Rome, Italy, p. 37.
- FAOSTAT, 2015. <http://faostat3.fao.org/home/E>.
- Forslund, A., Levert, F., Cuvelette, C., Le Mouel, C., Gohin, A., 2013a. Complementary study to the retrospective analysis of the interactions of biofuel development in France with the evolution of French and world markets and land use change: Final report - MATSIM-LUCA database (Etude complémentaire à l'analyse rétrospective des interactions du développement des biocarburants en France avec l'évolution des marchés français et mondiaux et les changements d'affectation des sols : Rapport final - La base de données du modèle MATSIM-LUCA), Ed ADEME, Angers, France, p. 56.
- Forslund, A., Levert, F., Gohin, A., Le Mouel, C., 2013b. Complementary study to the retrospective analysis of the interactions of biofuel development in France with the evolution of French and world markets and land use change: Final report - MATSIM-LUCA model (Etude complémentaire à l'analyse rétrospective des interactions du développement des biocarburants en France avec l'évolution des marchés français et mondiaux et les changements d'affectation des sols : Rapport final - Le modèle MATSIM-LUCA), Ed ADEME, Angers, France, p. 119.
- Google, 2015. Google Earth version 7.1.5.1557.
- Harrell, F.E., Dupont, C., 2015. Package Hmisc - Harrell Miscellaneous. CRAN, p. 397.
- Husson, F., Josse, J., 2014. Package missMDA. Handling missing values with/in multivariate data analysis (principal component methods) - V1.7.2, CRAN.
- Husson, F., Josse, J., Le, S., Mazet, J., 2014. Package FactoMine R. Multivariate exploratory data analysis and data mining with R - V1.27, CRAN.
- IDELE, 2015. <http://idele.fr/>.
- IDF, 2010. A common carbon footprint approach for dairy: The IDF guide to standard life cycle assessment methodology for the dairy sector, Ed IDF, Brussels, Belgium, p. 46.
- IPCC, 2013. Climate Change 2013: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, in: Stocker, T., Qin, D., Plattner, G., Tignor, M., Allen, S., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., Midgley, P. (Eds.), Cambridge University Press, Cambridge, United-Kingdom and New-York, NY, USA, p. 1535.

- JRC, IES, 2010. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: Analysis of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment, First edition ed, Ed Joint Research Center, Ispra, Italy, p. 115.
- JRC, IES, 2011. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context - Based on existing environmental impact assessment models and factors, First edition ed, Ed Joint Research Center, Ispra, Italy, p. 159.
- JRC, IPTS, 2009. Economic impact of the abolition of the milk quota regime - Regional analysis of the milk production in EU, JRC-IPTS, Seville, Spain, p. 110.
- Koch, P., Salou, T., 2015. AGRIBALYSE: Methodology - Version 1.2, ADEME, Angers, France, p. 385.
- Kroll, J., Trouvé, A., Déruaz, M., 2010. What regulatory outlook after the release of quotas? Do we still need a European dairy policy? (Quelles perspectives de régulation après la sortie des quotas ? Faut-il encore une politique laitière européenne ?), Centre d'Economie et Sociologie appliquées à l'Agriculture et aux Espaces Ruraux (CESAER), Dijon, France, p. 42.
- Lelyon, B., Chatellier, V., Daniel, K., 2012. Production strategies after the end of milk quotas: An analysis based on bio-economic modeling (Fin des quotas laitiers, contractualisation et stratégies productives : Enseignement d'une modélisation bioéconomique). INRA Productions Animales 25, 67-76.
- Nemecek, T., Weiler, K., Plassmann, K., Schnetzer, J., 2011. Geographical extrapolation of environmental impact of crops by the MEXALCA method., Agroscope Reckenholz-Tänikon research station, Reckenholz-Tänikon, Switzerland, p. 132.
- Nguyen, T.T., Doreau, M., Eugene, M., Corson, M.S., Garcia-Launay, F., Chesneau, G., van der Werf, H.M., 2013. Effect of farming practices for greenhouse gas mitigation and subsequent alternative land use on environmental impacts of beef cattle production systems. Animal : an international journal of animal bioscience 7, 860-869.
- Pagès, J., 2004. Factorial analysis for mixed data (Analyse factorielle de données mixtes). Revue Statistique Appliquée 52, 93-111.
- Perrot, C., Caillaud, D., Chatellier, V., Ennifar, M., You, G., 2014. French dairy farms and milk fields diversity facing the end of milk quotas system (La diversité des exploitations et des territoires laitiers français face à la fin des quotas), 21èmes Rencontres Recherche Ruminants, Paris, France, p. 8.
- Peyraud, J.L., Cellier, P., Aarts, H.F.M., Béline, F., Bockstaller, C., Bourblanc, M., Delaby, L., Donnars, C., Dourmad, J.Y., Dupraz, P., Durand, P., Faverdin, P., Fiorelli, J.L., Gaigné, C., Girard, A., Guillaume, F., Kuikman, P., Langlais, A., Le Goffe, P., Le Perchec, S., Lescoat, P., Morvan, T., Nicourt, C., Parnaudeau, V., Réchauchère, O., Rochette, P., Vertès, F., Veysset, P., 2012. Nitrogen flows from livestock, reducing losses, restoring balances - Collective scientific

- expert assessment (Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres - Expertise scientifique collective), INRA, Paris, France, p. 527.
- Peyraud, J.L., Duhem, K., 2013. Dairy husbandry and milk tomorrow: A short prospective analysis (Les élevages laitiers et le lait demain : Exercice d'analyse prospective). INRA Productions Animales 26, 221-230 p.
- Pflimlin, A., Faverdin, P., Béranger, C., 2009. Half a century of changes in cattle farming: Results and prospects (Un demi-siècle d'évolution de l'élevage bovin. Bilan et perspectives). Fourrages 200, 429-464.
- R-Development-Core-Team, 2007. R: A language and Environment for Statistical Computing, R Foundation for Statistical computing, Vienna, Austria.
- Renaud-Gentié, C., Burgos, S., Benoît, M., 2014. Choosing the most representative technical management routes within diverse management practices: Application to vineyards in the Loire Valley for environmental and quality assessment. European Journal of Agronomy 56, 19-36.
- Roches, A., Nemecek, T., 2009. Unilever-ART project n° CH-2008-0779 on variability of bio-based materials: Final report, Agroscope Reckenholz-Tänikon research station, Reckenholz-Tänikon, Switzerland, p. 108.
- Roches, A., Nemecek, T., Gaillard, G., Plassmann, K., Sim, S., King, H., Milà i Canals, L., 2010. MEXALCA: a modular method for the extrapolation of crop LCA. The International Journal of Life Cycle Assessment 15, 842-854.
- Ward, J.H., 1963. Hierarchical grouping to optimize an objective function. Journal of the American Statistical Association 58, 236-244.
- Yan, M.J., Humphreys, J., Holden, N.M., 2013. Life cycle assessment of milk production from commercial dairy farms: the influence of management tactics. Journal of dairy science 96, 4112-4124.

Supplementary materials

Table S1: Input use and yield for feed crops and grasslands in France. Yield: kg DM/ha/year; irrigation in m³/ha, other inputs in kg/ha/year. NW: north-western France.

Pasture or crop type	N mineral	N organic	P ₂ O ₅ total	K ₂ O total	CaO	Seed	Pesticide	Irrigation	Yield
Soybean, conventional, from Brazil	6	1	80	80	518	53	1,7	0	2708
Soybean, organic, from Italy	0	0	-	-	-	-	0	525	3279
Silage maize, conventional, national average	59	114	79	241	0	34	1,25	69	12200
Silage maize, organic, national average	0	114	79	226	0	27	0	0	10370
Wheat, conventional, national average	163	18	58	29	0	137	2,01	15	6035
Wheat, organic, national average	0	57	20	0	0	177	0	0	2975
Forage barley, national average	135	15	52	33	0	128	2,49	9	5713
Permanent grassland, Auvergne (grazed 100%)	0	62	80	118	0	0	0	0	3610
Permanent grassland, Auvergne (grazed 40%, baled grass 60%)	41	41	153	119	0	0	0	0	5990
Permanent grassland, Auvergne (grazed 33%, grass silage 67%)	84	41	163	124	0	0	0	0	7220
Permanent grassland, Auvergne (grazed 37%, hay 63%)	62	41	123	109	0	0	0	0	6590
Permanent grassland, NW (grazed 100%)	35	133	47	154	0	1	0	0	7380
Permanent grassland, NW (grazed 58%, baled grass 42%)	0	150	43	232	0	0	0	0	8470
Permanent grassland, NW (grazed 54%, hay 46%)	107	89	61	133	0	0	0	0	9140
Temporary grassland, NW (grazed 100%)	0	115	44	82	0	6	0,28	0	6700
Temporary grassland, NW (grazed 51%, baled grass 49%)	52	85	33	66	0	6	0,28	0	8760
Temporary grassland, NW (grazed 46%, hay 54%)	79	85	33	66	0	6	0,28	0	9690
Permanent grassland, with clover, NW (grazed 100%)	0	194	77	245	0	0	0	0	7380
Permanent grassland, with clover, NW (grazed 60%, baled grass 40%)	73	113	25	176	0	1	0	0	8210
Permanent grassland, with clover, NW (grazed 50%, hay 50%)	0	150	61	194	0	1	0	0	9790
Temporary grassland, with clover, NW (grazed 100%)	0	115	41	73	0	6	0,28	0	6700
Temporary grassland, with clover, NW (grazed 52%, baled grass 48%)	0	122	44	99	0	6	0,28	0	9470
Temporary grassland, with clover, NW (grazed 50%, grass silage 50%)	0	122	44	99	0	6	0,28	0	8900
Temporary grassland, with clover, NW (grazed 43%, hay 57%)	0	122	44	99	0	6	0,28	0	10340
Temporary grassland, Poitou-Charentes, for hay	110	5	32	45	0	4	0	0	6000
Permanent grassland, with clover, Poitou-Charentes, for grazing	50	107	45	166	0	0	0	0	6000
Temporary grassland, Poitou-Charentes, for hay	110	6	32	46	0	4	0	0	7000
Permanent grassland, with clover, Poitou-Charentes, for grazing	50	122	47	184	0	0	0	0	7000
Temporary grassland, Poitou-Charentes, for Silage	110	6	32	46	0	4	0	0	7000
Permanent grassland, organic, with clover, NW (grazed 60%, baled grass 40%)	0	186	61	286	0	1	0	0	7307
Permanent grassland, organic, with clover, NW (grazed 50%, hay 50%)	0	149	44	99	0	6	0	0	9790
Temporary grassland, organic, with clover, NW (grazed 52%, baled grass 48%)	0	122	44	99	0	6	0	0	7761
Temporary grassland, organic, with clover, NW (grazed 50%, grass silage 50%)	0	122	44	99	0	6	0	0	7170
Temporary grassland, organic, with clover, NW (grazed 43%, hay 57%)	0	122	44	99	0	6	0	0	8535

Table S2: Environmental impacts of feeds, per ton of dry matter. O: Organic; G: Grass; IG: Intensive Grass; M: Maize; IM: Intensive Maize; VIM: Very Intensive Maize; H-AgrB: Highland; GWP: Global Warming Potential; GWP-LUC: GWP including CO₂ from land-use change; AC: Acidification; EU: Eutrophication; CED: Total Cumulative Energy Demand; EcoTox: Fresh water ecotoxicity; LC: Land Competition.

Crop/Feed	GWP	GWP-LUC	AC	EU	CED	EcoTox	LC
	kg CO ₂ eq	kg CO ₂ eq	kg SO ₂ eq	kg PO ₄ ³⁻ eq	MJ	CTUe	m ² a
Soybean meal from Brazil	696	1534	6.62	5.94	11620	13.35	1645
Soybean meal organic from Italy	355	355	1.38	2.65	4384	0.37	2630
Silage maize, conventional, national average	197	197	5.1	3.66	1451	952.76	1027
Silage maize, organic, national average	156	156	5.14	3.8	1273	0.13	1203
Wheat, conventional, national average	410	410	4.98	4.26	2921	1168.23	1444
Wheat, organic, national average	278	278	3.2	6	2441	0.2	3082
Forage barley, national average	387	387	4.56	4.4	2989	687.07	1530
Grass silage for H-AgrB	393	393	3.52	4.22	2663	0.32	1909
Grazed grass for H-AgrB	206	206	2.16	4.1	565	0.07	2112
Hay for H-AgrB	223	223	4.47	4.02	875	2.66	1420
Baled hay for H-AgrB	298	298	2.68	4.19	1657	0.2	1944
Baled grass for IG	275	275	5.13	4.25	2370	3.07	1389
Grass silage for G	266	266	6.37	5.14	1529	4.35	1742
Grass silage for IG	266	266	6.37	5.14	1529	4.35	1742
Grazed grass for G	181	181	3.66	3.56	343	1.94	1219
Grazed grass for M	196	196	3.75	3.69	362	1.44	1227
Grazed grass for IG	145	145	3.7	3.66	234	2.41	1167
Hay for G	249	249	4.59	3.95	988	2.23	1401
Hay for M	261	261	4.71	4.13	1012	1.64	1412
Hay for IG	185	185	5.2	4.19	644	2.99	1433
Grass silage for IM	412	412	4.51	6.41	3243	2.19	1805
Grazed grass for VIM	300	300	3.76	5.8	761	0.07	1668
Grazed grass for IM	276	276	3.51	4.96	653	0.06	1430
Hay for VIM	297	297	3.43	5.97	1825	0.39	1582
Hay for IM	254	254	3	4.77	1568	0.33	1356
Grass silage for O	335	335	7.81	7.64	1861	0.75	2139
Grazed grass for O	177	177	4.73	5.25	250	0.36	1427
Hay for O	228	228	6.22	6.33	761	0.48	1719

Table S3: World regions considered for raw materials for animal feed imported into France.

World region		Countries
ARG	Argentina	Argentina
AUS	Australia	Australia
BRA	Brazil	Brazil
CAN	Canada	Canada
CHN	China	China, Taiwan
CIS	Ex-Soviet Union	Former Soviet Union
E26	European Union 26	European Union 27 minus France
EA	East Asia	Japan, South Korea
FR	France	France
MEX	Mexico	Mexico
NAF	North Africa	Algeria, Egypt, Libya, Morocco, Tunisia
ROW	Rest of the world	Rest of the world
SA	South Asia	India, Bangladesh, Pakistan
SEA	South East Asia	Indonesia, Malaysia, the Philippines
SSA	Sub-Saharan Africa	All countries in sub-Saharan Africa
THA	Thailand	Thailand
USA	United States of America	United States of America

Table S4: Composition and origins of feeds used in France. FR: France, CAN: Canada, E26: European Union 27 minus France, CIS: Former Soviet Union, BRA: Brazil, ARG: Argentina.

Raw Material	% of total feed consumption		Origin of imported feed (%)		
	FR	Import			
Grain	Linseed	34	66	CAN (59)	E26 (41)
	Rapeseed	80	20	CIS (56)	E26 (44)
	Sunflower	80	20	E26 (69)	CIS (31)
Meal	Rapeseed	58	42	CIS (56)	E26 (44)
	Sunflower	54	46	E26 (46)	CIS (30)
	Soya bean	0	100	BRA (83)	ARG (17)

Table S5: MEXALCA Agricultural Management Indices for extrapolation of French crop LCI, adapted to world regions.

World region	Adapted Agricultural Management Indices							
	MachVar	Nfert	Pfert	Kfert	Pestic	Irrigat	MachTill	Drying
ARG	0.4531	0.3998	0.6224	0.0643	2.2776	0.3161	0.5375	0.9470
AUS	0.3420	0.3259	0.8970	0.2889	0.8399	0.1606	0.6190	0.9500
BRA	0.5729	0.5215	1.7513	2.9399	0.896	0.2385	0.5375	0.9562
CAN	0.7125	0.5076	0.4973	0.3554	1.8525	0.0440	0.8141	0.9849
CHN	0.4099	3.0166	2.7119	1.6909	1.9070	1.2190	0.9848	0.6445
CIS	0.8373	0.2419	0.3285	0.6313	1.0673	1.9261	0.9849	0.5656
E26	3.8571	1.9464	1.3689	1.8834	2.7322	0.3684	0.9850	0.8536
EA	28.1272	1.9492	5.6736	6.0946	1.8525	4.8544	0.9848	0.4534
FR	3.0240	1.8606	1.3695	2.5057	4.7238	0.0850	0.9851	0.8688
MEX	0.5657	0.6328	0.6603	0.4045	6.7588	0.9281	0.9980	0.7722
NAF	0.6792	1.6701	0.8675	0.2837	0.1628	1.8367	0.9935	0.6959
ROW	1.7124	0.9831	0.9881	1.1624	2.3947	0.8627	0.8840	0.6571
SA	0.4644	1.6038	1.1418	0.6333	0.3305	2.7876	0.9848	0.2994
SEA	0.5160	1.0296	0.6135	2.1237	1.7693	0.7030	0.9848	0.8940
SSA	0.0938	0.1421	0.1658	0.2655	0.3421	0.3631	0.9935	0.3429
THA	1.2754	0.9838	0.9504	1.1077	1.0204	1.8254	0.9848	0.7288
USA	1.3088	1.2602	1.2252	1.7823	1.8525	0.4714	0.8141	0.8742

ARG: Argentina, AUS: Australia, BRA: Brazil, CAN: Canada, CHN: China, CIS: Former Soviet Union, E26: European Union 27 minus France, EA: Japan + South Korea, FR: France, MEX: Mexico, NAF: Algeria + Egypt + Libya + Morocco + Tunisia, ROW: Rest of the world, SA: India + Bangladesh + Pakistan, SEA: Indonesia + Malaysia + the Philippines, SSA: Sub-Saharan Africa, THA: Thailand, USA: United States of America. MachVar: Variable machinery use - All possible uses of machinery which are not absolutely necessary to cultivate a crop but which are employed in many cases for a higher yield or to reduce field labour (mechanical weeding, for instance); MachTill: Tillage machinery use - The machine inputs used for ploughing operations; Nfert: Nitrogen fertiliser use - The amount and type of nitrogen-based mineral fertilisers, machinery use for topdressing application and direct field N emissions; Pfert: Phosphorus fertiliser use - The amount and type of phosphorus-based mineral fertilisers plus direct field P emissions; Kfert: Potassium fertiliser use - The amount and type of potassium-based fertilisers; Pestic: Pesticide use - All the inputs and flows related to the pesticides applied to the crop; Irrigat: Irrigation - The amount of water for irrigation including energy for pumping and infrastructure; Drying: Drying of the product using fossil energy, including infrastructure.

Table S6: Input use and yield for crops obtained by extrapolating French LCIs using an adapted MEXLCA. Yield: kg DM/ha/year; irrigation in m³/ha, other inputs in kg/ha/year.

Crop	N mineral	N organic	Total P ₂ O ₅	Total K ₂ O	CaO	Seed	Pesticide	Irrigation	Yield
Linseed from France*	70	0	45	25	0	100	0.79	0	2030
Linseed from CAN**	24	0	18	6	0	66	0.33	0	1338
Linseed from E26**	36	0	22	11	0	50	0.3	0	1013
Rapeseed grain from France*	191	13	43	38	0	3	2.3	0	3773
Rapeseed grain from CIS**	29	15	44	13	0	1.3	0.46	0	1600
Rapeseed grain from E26**	163	13	43	35	0	2.5	1.48	0	3200
Sunflower seeds from France*	41	10	31	47	0	4.3	1.92	300	2410
Sunflower seeds from ARG**	12	10	32	24	0	2.7	0.88	360	1500
Sunflower seeds from CIS**	8	10	32	21	0	2.3	0.57	770	1300
Sunflower seeds from E26**	28	10	31	37	0	2.8	1.01	414	1600

*Base inventories

**Extrapolated inventories

Table S7: Environmental impacts for crops obtained by extrapolating French LCIs using an adapted MEXLCA, per ton of dry matter. GWP: Global Warming Potential; GWP-LUC: GWP including CO₂ from land-use change; AC: Acidification; EU: Eutrophication; CED: Total Cumulative Energy Demand; EcoTox: Fresh water ecotoxicity; LC: Land Competition.

Crop	GWP	GWP-LUC	AC	EU	CED	EcoTox	LC
	kg CO₂ eq		kg SO₂ eq	kg PO₄³⁻ eq	MJ	CTUe	m²a
Linseed from France*	738	738	4.87	10.3	6003	746	5097
Linseed from CAN**	562	562	3.74	6.89	5659	468	7728
Linseed from E26**	943	943	6.22	11.96	8838	568	10206
Rapeseed grain from France*	808	808	9.23	8.8	4790	1331	2670
Rapeseed grain from CIS**	603	603	7.7	8.93	4622	634	6280
Rapeseed grain from E26**	849	849	9.64	9.84	5059	1013	3146
Sunflower seeds from France*	487	487	4.84	8.99	3619	3785	4733
Sunflower seeds from ARG**	454	454	4.99	7.09	3795	2631	7596
Sunflower seeds from CIS**	519	519	5.67	7.02	5102	1804	8763
Sunflower seeds from E26**	605	605	6.2	10.75	4839	2881	7123

*Base inventories

**Extrapolated inventories

Table S8: Description of Technical Management Route diets per animal class. Quantities are in kg DM/animal/duration for one year for dairy cows and for the period in the class for the other animals. H-AgrB: Highland; O: Organic; G: Grass; IG: Intensive Grass; M: Maize; IM: Intensive Maize; VIM: Very Intensive Maize; d: day; yr: year.

TMR	Animal class	Grazed grass	Hay	Other conserved grass forage*	Silage maize	Soybean Meal	Wheat	Other cereals	Other concentrate**	Total (DM/animal/yr)
H-AgrB	Calf (birth-8 d)	-	-	-	-	-	-	-	8	8
	Calf (8 d-weaning)	-	79	-	16	-	53	-	56	204
	Heifer (weaning-1 yr)	804	433	111	-	-	74	-	-	1422
	Heifer (1-2 yr)	1653	1402	-	19	-	546	-	-	3620
	Heifer (more than 2 yr)	1636	1833	-	-	-	-	-	-	3469
	Dairy cows	1863	1246	1575	-	-	858	-	502	6044
	Total herd	80815	61117	44877	245	0	28735	0	14448	-
O	Calf (birth-8 d)	-	-	-	-	-	-	-	5	5
	Calf (8 d-weaning)	-	82	-	-	-	-	95	107	284
	Heifer (weaning-1 yr)	628	566	-	-	-	-	142	103	1439
	Heifer (1-2 yr)	2259	805	153	-	-	-	-	1	3218
	Heifer (more than 2 yr)	736	619	460	109	-	-	14	11	1949
	Dairy cows	2575	1152	653	1095	-	-	277	608	6360
	Total herd	188245	90984	43151	58575	0	0	18169	34946	-
G	Calf (birth-8 d)	-	-	-	-	-	-	-	5	5
	Calf (8 d-weaning)	-	86	-	137	46	46	-	106	421
	Heifer (weaning-1 yr)	635	207	-	150	42	-	-	17	1051
	Heifer (1-2 yr)	1749	-	912	-	-	-	-	26	2687
	Heifer (more than 2 yr)	1643	-	1480	-	-	-	-	13	3136
	Dairy cows	2213	502	369	1984	602	264	-	60	5994
	Total herd	166466	27362	56900	92462	28072	12444	0	5517	-
IG	Calf (birth-8 d)	-	-	-	-	-	-	-	5	5
	Calf (8 d-weaning)	-	84	-	-	-	-	-	22	106
	Heifer (weaning-1 yr)	200	730	31	-	87	246	-	-	1294
	Heifer (1-2 yr)	1687	860	545	-	18	72	-	-	3182
	Heifer (more than 2 yr)	418	-	90	186	16	-	-	-	710
	Dairy cows	1900	294	1245	2161	584	-	-	56	6240
	Total herd	89550	27030	50235	77495	21650	3180	0	2180	-
M	Calf (birth-8 d)	-	-	-	-	-	-	-	5	5
	Calf (8 d-weaning)	-	209	-	174	71	104	-	59	617
	Heifer (weaning-1 yr)	837	36	-	30	12	18	-	4	937
	Heifer (1-2 yr)	1519	-	-	540	60	4	19	595	2737
	Heifer (more than 2 yr)	493	1080	-	-	-	-	-	4	1577
	Dairy cows	1449	-	-	3120	720	22	110	951	6372
	Total herd	126532	26500	0	164640	37420	3576	5660	58888	-
IM	Calf (birth-8 d)	-	-	-	-	-	-	-	6	6
	Calf (8 d-weaning)	-	59	-	-	8	5	24	188	284
	Heifer (weaning-1 yr)	-	1229	-	-	198	423	44	131	2025
	Heifer (1-2 yr)	638	2515	-	-	149	318	33	98	3751
	Heifer (more than 2 yr)	1320	240	-	-	-	-	-	-	1560
	Dairy cows	352	497	999	3996	894	243	124	366	7471
	Total herd	70224	129834	65934	263736	67524	33942	10608	34164	-
VIM	Calf (birth-8 d)	-	-	-	-	-	-	-	6	6
	Calf (8 d-weaning)	-	59	-	-	8	5	24	188	284
	Heifer (weaning-1 yr)	-	1229	-	-	198	423	44	131	2025
	Heifer (1-2 yr)	580	2515	-	-	149	318	33	98	3693
	Heifer (more than 2 yr)	1200	240	-	-	-	-	-	-	1440
	Dairy cows	410	82	-	4698	1122	98	237	1129	7776
	Total herd	123550	179564	0	559062	148428	42994	32445	151865	-

*Other conserved grass forage: Grass silage and baled grass

**Other concentrate: Minerals, by-products from crops and animals, milk for calves

Table S9: Environmental impacts of the dairy systems per ton of total live weight of culled cows plus sold weaned calves (t total LW). O: Organic; G: Grass; IG: Intensive Grass; M: Maize; IM: Intensive Maize; VIM: Very Intensive Maize; H-AgrB: Highland; CV: Coefficient of variation; GWP: Global Warming Potential; GWP-LUC: GWP including CO₂ from land-use change; AC: Acidification; EU: Eutrophication; CED: Total Cumulative Energy Demand; EcoTox: Freshwater Ecotoxicity; LC: Land Competition.

Impact category	Unit	H-AgrB	O	G	IG	M	IM	VIM	CV (%)
GWP-LUC	kg CO ₂ eq	8542	3413	5955	5492	4752	6581	6436	27.2
GWP	kg CO ₂ eq	8450	3382	5605	5054	4354	5964	5916	28.7
AC	kg SO ₂ eq	78.5	41.2	73.3	52.2	45.0	65.9	66.6	23.8
EU	kg PO ₄ ³⁻ eq	46.3	28.6	36.2	28.7	22.1	32.4	33.7	23.2
CED	MJ	22475	11700	17194	20223	15170	25158	22568	24.7
EcoTox	CTUe	1293	2.1	1859	1674	1899	2791	2498	52.9
LC	m ² a	15696	7768	8678	7269	5119	6842	7192	40.7

Chapitre 3.

Could EU dairy quota removal favour some dairy production systems over others? The case of French dairy production systems

Ce chapitre a pour objectif de décrire MATSIM-LUCA, le modèle économique d'équilibre partiel utilisé dans cette thèse, son formalisme et les bases de données sur lesquels il repose. Les adaptations spécifiquement réalisées dans le cadre de cette thèse, implémentation des technologies de productions laitières française identifiées au chapitre 2, sont également décrites. Enfin, ce chapitre présente les effets de la suppression des quotas laitiers sur la répartition de la production laitière française entre les différentes technologies implémentées, dans plusieurs contextes de demande en produits laitiers et carnés.

Les effets de la suppression des quotas sur les prix et les quantités produites sont similaires à ceux observés dans de précédentes études : augmentation des volumes produits et chute des prix du lait en Union Européenne, faibles effets sur les marchés mondiaux. Nos résultats montrent également que la suppression des quotas a un effet limité sur la redistribution de la production entre les différentes technologies de production implémentées en France, même dans des contextes de demande forte ou faible en produits laitiers et carnés. Toutefois, les évolutions des niveaux de production des différentes technologies sont contrastées en fonction du contexte de demande. Les technologies Agriculture biologique et Maïs très intensif qui sont les plus extrêmes du point de vue de la composition de la ration alimentaire, sont les plus sensibles aux changements de contexte de production.

Could dairy quota removal favour some dairy production systems over others? The case of French dairy production systems

Thibault Salou^{a,b,c}, Hayo M.G. van der Werf^b, Fabrice Levert^c, Agneta Forslund^d, Jonathan Hercule^c,
Chantal Le Mouél^c

^a ADEME, F-49000 Angers, France

^b UMR SAS, INRA, AGROCAMPUS OUEST, 35000 Rennes, France

^c UMR SMART, INRA, AGROCAMPUS OUEST, 35000 Rennes, France

^d SAE2, INRA, 35000 Rennes, France

Abstract

Since the 1st of April 2015, European dairy quotas, one of the iconic instruments of the Common Agricultural Policy, have been removed. With this removal, the European Commission expects to develop a more competitive and market-oriented dairy sector in light of increasing world food demand. In countries such as France, where quotas were administratively managed and strongly linked to land, this system maintained dairy production in all regions but also sustained inefficient dairy production systems. With quota removal, changes such as concentration of production in the most favourable areas, enlargement of dairy farms and restructuring of the dairy sector to increase the efficiency of production systems are likely. The impacts of quota removal on markets, as well as the localisation of dairy production, have been widely studied. The impacts on the distribution of dairy production across various production systems have been less studied. We use MATSIM-LUCA, a partial equilibrium economic model, to assess the impacts of dairy quota removal on i) markets and prices and ii) redistribution of production among dairy production systems in France. We consider several world demand scenarios for dairy and meat products to test the sensitivity of our results to future world demand for these products.

Our results confirm the findings of previous studies, i.e., quota removal causes an increase in milk production and a decrease in raw milk prices in the European Union. Market effects are similar regardless of the world demand scenario, but they are markedly higher in the high world demand scenario. Our results regarding the impacts of quota removal on the shares of different dairy production systems in France are new and original. We find that quota removal alone has limited impacts on the redistribution of production across dairy systems. Quota removal associated with increased world demand has stronger impacts, but the expected redistribution effects towards more efficient systems remain rather limited even then. Our results show that the very intensive maize system is the most responsive to changes in the production context.

Keywords: Dairy production system, Dairy quotas, Partial equilibrium modelling, Demand

1. Introduction

Over the last 30 years, the Common Agricultural Policy (CAP) has strongly affected the European dairy sector's structure. Dairy production quotas were one of the iconic instruments of the CAP. They were implemented in 1984 in the face of dairy oversupply and low milk prices in the European Union (EU). Based on reference volumes from 1983, a quota was allocated to each Member State (MS) to control milk production, stabilize milk prices and producer incomes and reduce the European budget for market support (Barthélemy and David, 1999; JRC and IPTS, 2009; Kroll et al., 2010). Despite several reforms, the European dairy policy remained almost unchanged until the Luxembourg reform of 2003, which introduced several modifications: i) a gradual decrease in the intervention prices for butter and skimmed milk powder; ii) gradual increases in dairy quotas until 2013; and iii) the introduction of fully decoupled direct payments (Bouamra-Mechemache et al., 2009; European Commission, 2004). This decision was motivated both by inefficiencies generated by supply management policies leading to the maintenance of inefficient dairy producers (Colman, 2000) and by a favourable world dairy market outlook at the time, which did not justify maintaining such a policy (Commission of the European Communities, 2008).

With this reform, one of the goals of the European Commission was to develop a more market-oriented and competitive EU dairy sector in light of increasing milk and dairy demand at the world level. In 2015, the European dairy sector faced a more challenging modification of its production context as the "Health Check" of the CAP in 2008 endorsed the removal of quotas in spring 2015 after a "soft landing" period, i.e., a gradual increase in the milk quota (European Commission, 2009).

This change in context was also expected to modify the distribution of dairy production across the different dairy production systems (or the shares of the different dairy production systems of overall dairy production), especially in countries, such as France, where quotas were administratively managed (Perrot et al., 2014). In France, this type of management had been implemented to meet two objectives: i) to maintain dairy production across the entire territory and ii) to encourage the development of medium-sized farms and facilitate the setting up of young farmers (Chatellier et al., 2013b; Lelyon et al., 2012; Pflimlin et al., 2009). With this management, the comparative advantages of French regions were restrained, and the restructuring of the dairy production sector was limited (Donnellan et al., 2009). With quota removal, increased competition between regions is expected, and the concentration of milk production in the most favourable areas is considered likely (Kroll et al., 2010; Lelyon et al., 2012; Perrot et al., 2014). Seeking a reduction of supply cost, positive externalities and agglomeration economies are expected to be the drivers of the concentration of dairy farms (Chatellier et al., 2013a; Daniel, 2003; Isik, 2004; Roe et al., 2002). Moreover, the move towards larger dairy farms, initiated before quota removal, is assumed to strengthen (Perrot et al., 2014; Peyraud and Duhem, 2013). The objective of this expansion is to benefit from economies of scale.

The impacts of phasing out dairy quotas on milk prices and on the quantities produced have been widely studied. Most of these studies consider the milk supply at the EU and MS levels (Bouamra-Mechemache et al., 2008a; INRA and University of Wageningen, 2002; Lips and Rieder, 2005; Réquillart et al., 2008; Witzke and Tonini, 2009). In these studies, market effects were assessed through scenario comparisons with projections for 2015 or 2020. Market responses were simulated using partial (INRA and University of Wageningen, 2002; Réquillart et al., 2008; Witzke and Tonini, 2009) or general (Lips and Rieder, 2005) equilibrium models.

All these studies predicted a decrease in milk prices at the European level of 3.8% to 9.8% and an increase in the production of raw milk of 1.5% to 4.8%. The range of these price and quantity changes varied among studies according to the assumptions made about the involved parameters (initial milk quota rent⁴, evolution of demand for dairy products, scenarios implemented, among others). However, several authors emphasised that at the MS level, effects could be more differentiated, depending on the initial quota rent for the MS. Indeed, whereas some MSs are expected to expand their production, it is likely that production will decrease or remain unchanged in other MSs. The consensus view of the European Union (2014) indicates a production expansion for Belgium, Denmark, Netherlands, and Poland, and a decrease for Hungary, Finland, and Romania. For countries such as France, Italy, United Kingdom, and Portugal, the trends are less clear, and production is supposed to be mostly unaffected by the milk quota reform. Chantreuil et al. (2008), using a partial equilibrium model AGMEMOD, confirm these findings. Indeed, they demonstrated that the reform would result in a redistribution of milk production across EU MSs rather than in radical changes in overall EU production.

Several authors have gone a step further and have analysed the effects of quota removal at a regional scale. Focusing on the United Kingdom, Colman et al. (2002), Moss et al. (2008) and Patton et al. (2008) showed differentiated effects of the reform by region and farm size type. Similar studies for EU regions were conducted by the JRC and IPTS (2009) and Kempen et al. (2011). Using CAPRI, a partial equilibrium model, they assessed the effects of different quota exit scenarios on prices, volumes and geographical distributions of milk, beef, and other livestock products, as well as feed production, at the MS region level. They showed great heterogeneity of responses to quota removal, even within a MS. For France, they predicted a decrease in production in lowland areas with low milk density dominated by crop production (Centre, northern and eastern regions), whereas an increase of up to 16% was expected in the western and north-western regions. However, these studies did not establish which dairy systems would develop to supply the increase in milk production. Finally, Henry de Frahan et al. (2011) used a profit maximisation programming model at the farm scale for different farm types to assess the impacts of quota removal on the structure of the dairy production sector in Belgium. They showed that a drop in the milk price resulting from quota removal could lead to three

⁴ A quota rent is the difference between the price perceived by the producer and the marginal production cost (shadow price) at quota level. It represents the loss of consumer surplus that is transferred to the producer.

different strategies: expansion of production with an unchanged farm structure, expansion of production with increased farm size, or a decrease in milk production.

None of the studies cited, except Henry de Frahan et al. (2011), specifically investigated the effects of dairy quota removal on dairy production systems. Moreover, most of these studies were conducted assuming a favourable economic context for dairy production, and only a few of them considered alternative contexts of demand or prices (Moss et al., 2008). Dairy quota removal was endorsed by the European Commission particularly to benefit from expected increases in world demand for dairy products. In such a context of growth in demand, this policy would have a positive effect on milk prices, which would partially offset the reduction in prices for European producers due to quota removal. Weaker than expected demand for dairy products would lead to depressed dairy markets, highlighting the importance of the demand context in the assessment of the impacts of dairy quota removal. Current stagnating demand, especially in the EU, provides an interesting case for the exploration of the effects of quota removal in different demand contexts. Moreover, investigating whether quota removal will be favourable to the development of several types of dairy systems and if the demand context for dairy and meat products influences dairy systems' responses is interesting.

Within this paper, we answer these questions using MATSIM-LUCA (Market And Trade SIMulation model for Land Use Change Analysis), a partial equilibrium model of agricultural markets and trade. The originality of this model is the use of agricultural production technology specification inspired by computable general equilibrium models. This allows us to explicitly represent primary production factor markets on the one hand and to represent different dairy production technologies, detailed for France, on the other hand. These dairy production technologies compete directly for primary production factors, including herds. This allowed us to assess the effects of EU dairy quota removal on agricultural markets, prices and quantities and on the shares of different dairy production systems of total French milk production. To the best of our knowledge, this kind of approach has never been implemented. Our results complement previous ones, going beyond the effects of quota removal on aggregated milk supply by detailing the effects of production context changes on seven French dairy production systems.

2. Materials and methods

2.1. Modelling Framework

2.1.1. Model description

MATSIM-LUCA is a partial equilibrium model covering 17 world regions and 46 products in different sectors (crop production, livestock production, oilseed processing, sugar production and biofuel production sectors). MATSIM-LUCA allows for testing exogenous shocks resulting from

policy or socioeconomic changes and for analysing impacts on world markets equilibrium prices, production, consumption, trade and land use changes. It is unique in the way that it explicitly represents France compared to other regions. Furthermore, its originality lies in the explicit representation of production technologies via Constant Elasticity of Substitution⁵ (CES) functions for crop productions and Leontief technologies⁶ for the other production sectors, as well as in the explicit representation of the functioning of production factor markets (land and other production factors). Contrary to most partial equilibrium models, crop yields are endogenous variables in MATSIM-LUCA.

Crop production is obtained by combining land and other production factors (capital, work, energy, fertilizers, among others) using a CES function, taking into account the prices of products and costs of production factors and the profitability of each crop sector. Thus, the derived demand for land and other agricultural production factors can be determined. The supply of land, as well as the supply of other production factors that can be shared among different crop production sectors, are handled through a Constant Elasticity of Transformation (CET) nested structure allowing for different levels of substitutability between crops produced in a specific region. For example, from the farmer/land owner's point of view, land for wheat and maize or other cereals/oil crops, except palm and rice, are more substitutable than grassland and maize. Consequently, a higher elasticity of transformation is allowed between wheat and maize than between grassland and maize. Furthermore, cropland and grassland are supposed to be more substitutable across categories than they each are with land used for rice, as rice production requires more specific land. Finally, land for crops, grass and rice are supposed to be even less substitutable with land for oil palm production. Total agricultural land expansion (limited to the crops taken into account in our model) is managed at the regional level through an elasticity of expansion.

Livestock production is obtained by the use of proportional production factors at the output level (no substitution is allowed between production factors). The level of production depends on the profitability of the sector (and, thus, on the prices of outputs and the costs of inputs: feed plus aggregate capital, labour, herds, among others). The model takes into account the potential substitutability of different feedstuffs in livestock rations through a nested CES function. For example, for ruminant diets, we represent a first level of substitution between grass-based and concentrate feed and a second level of substitution between different nested feedstuffs, such as maize silage, energetic feedstuffs (e.g., cereals) and protein feedstuffs (e.g., oilseed meals). The third level of substitution concerns substitution between feedstuffs within nests: substitution is easier among feedstuffs in a particular nest than between different nests. Diets are calibrated to meet animal nutritional requirements.

⁵ Constant Elasticity of Substitution is a neoclassical production function that considers a constant percentage change in production factors proportions while marginal rate of technical substitution varies by 1%.

⁶ Leontief technology is a production function that considers fixed ratio between production factors. It implies they are non-substitutable.

Industrial processing sectors (e.g., oilseed processing, sugar production and biofuel production) use crops as intermediate inputs and aggregate other production factors in proportional amounts to their output levels. Final demand is food demand for most of these products or other exogenous uses, for products such as biofuels. Food demand is represented by an elasticity of expansion for single products (e.g., sugar and milk) and a nest of substitutable products through a CES nested structure for groups of products (e.g., meats, cereals, vegetable oils). The closure of the model is ensured through the trade equilibrium at the world level. Furthermore, we use an integrated world markets approach, which considers net trade on the global level and does not distinguish bilateral flows. World prices of products are directly transmitted to each region with corrections for eventual export subsidies or import taxes. The producer price is the regional price and any subsidies or rents. The general structure of the model is described more precisely in the Supplementary Material (Section 1), and a detailed description is available in Forslund et al. (2013).

For this study, the French dairy sector was divided into 7 milk production systems corresponding to the Technological Management Routes identified by Salou et al. (2016): a highland conventional system (H); an organic lowland system (O); two grass-based systems, a standard (G) and a more intensive system (IG); and three maize silage-based systems, standard (M), intensive (IM) and very intensive (VIM). The main characteristics of the systems are summarized in Table 1. The modelling of the French dairy sector is specific in the sense that animal diets are fixed (each system is characterized by its proper diet), unlike the dairy sector in the rest of the world, where substitutions between feed ingredients are allowed. Demand for feedstuffs is thus directly and proportionally linked to the production level and share of the specific system. The capital and herd stocks for dairy production are shared among the systems according to a CET nested structure. This approach allows for differentiated substitutability between lowland and highland systems and between grass-based and maize silage-based systems.

2.1.2. Database

The model is calibrated for 2009. FAOSTAT (2015) provides the main data on commodity balances. Commodity prices are taken from the FAO (FAOSTAT, 2015), OECD (OECD, 2012) and Oilworld (Oil World, 2011). Subsidies and policy variables are derived from the Producer and Consumer Support Estimates database (OECD and FAO, 2014). Prices for different land use are derived from GTAP (Lee et al., 2008).

Animal productions in each MATSIM-LUCA region (Supplementary material, Table S2), except France, are split into eight sectors and systems following Bouwman et al. (2005): mixed and pastoral dairy, mixed and pastoral suckler beef, mixed and pastoral sheep and goat for meat, pig production and aggregated poultry and eggs production. Adapted from Bouwman et al. (2005), feed uses were allocated to the different animal production sectors to optimise feed requirements and ration

Table 1: Description of the seven dairy production systems. Mont: Montbeliarde; Holst: Holstein; Norm: Normande; t FPCM: ton Fat and Protein Corrected Milk; DM: Dry Matter; yr: year; ha: hectare; MJ: Mega Joules; USD: United-States Dollar; S0: Baseline scenario; Conv: Conventional.

	Units	Highland	Organic	Grass	Intensive Grass	Maize	Intensive Maize	Very Intensive Maize
Herd characteristics								
Cow breed		Mont	Holst	Norm	Holst & Norm	Holst	Holst	Holst
Cows	Number	28	52	44	35	48	66	119
Milk production per cow	kg FPCM/cow/yr	5375	6610	6118	7003	7902	8653	8809
Milk production per total ha occupied†	kg FPCM/ha/yr	3126	4270	5197	6128	7970	6159	6514
Milk production per ha on-farm	kg FPCM/ha/yr	3236	4373	5751	7124	10141	8448	9661
Life animal production per total ha occupied*	kg/ha/yr	122.9	141.6	246.2	192.3	278.9	187.5	289.5
Milk/meat ratio		59.7	70.1	51.3	77.8	69.7	74.2	76.8
Dairy cows feed intake								
Concentrate feed	kg DM/cow/yr	1359	883	926	641	1803	1603	2554
Silage maize	kg DM/cow/yr	0	1095	1984	2161	3120	3935	4639
Grazed grass	kg DM/cow/yr	1862	2575	2213	2504	1449	347	405
Conserved grass‡	kg DM/cow/yr	2820	1806	871	935	0	1473	81
Total feed intake	kg DM/cow/yr	6041	6359	5994	6241	6372	7358	7679
Maize silage and concentrate in diet	%	22.5	31.1	48.6	44.9	77.2	75.3	93.7
Other characteristics								
Production type		Conv	Organic	Conv	Conv	Conv	Con	Conv
			2x6	2x4	2x4	2x5	2x5	
Milking parlour technology		milklane	herringbone parlour	herringbone parlour	herringbone parlour	herringbone parlour	herringbone parlour	milking robot
Primary production factors cost in S0	USD/ton*	504.7	590.1	461.2	447.4	410.7	406.8	373
Feed cost in S0	USD/ton*	104.5	71.5	111.9	84	130	128.6	159.4

†Total ha occupied: Total area, on farm + off farm, needed by dairy production systems to produce milk.

‡Conserved forages: grass silage, balled grass, hay.

*Total production milk plus meat.

composition. The disaggregation of rations into specific feedstuffs was based on additional information available from GLEAM (MacLeod et al., 2013; Opio et al., 2013) and GLOBIOM (Herrero et al., 2013), consistent with the FAOSTAT (2015) database. For French dairy systems, the sharing of milk and meat production from culled cows, as well as feed requirements, were derived from Salou et al. (2016).

The value assumptions for the model's elasticities (elasticities of substitution for crop production, food and feed demand, elasticities of transformation and expansion of land and other production factors) are based on the existing literature and expert knowledge. For this study, the model projected a baseline scenario up to 2030 based on OECD and FAO (2014) projections for 2023, which were linearly extended until 2030.

2.1.3. Milk prices and quota rents

Within MATSIM, production quantities are endogenously determined and cannot be fixed. To implement milk production quotas, we follow the framework proposed by Jongeneel and Tonini (2009). A quota rent was introduced and deducted from the milk market price to obtain the milk shadow price, which is the minimum price necessary to produce the quantity of milk under the quota. It was decided to calibrate the same quota rent, 13% of the milk market price (JRC and IPTS, 2009), for all French dairy systems, as the levels of rent differentiated by dairy system were not available in literature. However, for each dairy system, the remaining part of the quota rent is included in the margin per ton of raw milk produced. This margin differs from one system to the other, principally due to differentiated production costs. Hence, this part of the quota rent is differentiated by dairy production system. The quota rent for the rest of EU was set at 15% of the milk price (JRC and IPTS, 2009). Considering milk prices, we took into account the varying quality of milk from French dairy systems. Based on expert judgments, organic and highland milk prices were set at the market price plus a subsidy of 25% and 11%, respectively.

2.2. Scenario descriptions

For the purposes of this study, agricultural markets were projected for 2030 and six different scenarios were designed (Table 2). In the European dairy quotas scenario (S0), quota rents were reintroduced in the EU (including France) in 2030 to represent the potential EU dairy production if quotas had not been removed in 2015. This represents our baseline scenario in 2030 to which alternative scenarios were compared. Five alternative scenarios were constructed. The reference scenario (S1) was based on OECD and FAO (2014) projections for 2030, as described in section 2.1.2. To assess the effects of world demand, low- and high-demand scenarios for dairy products and meat (cattle, sheep, goats, pigs and poultry) were designed. We choose to also assess impacts of meat demand, as dairy and meat markets are strongly related through the production of surplus dairy calves and culled dairy cows. In France, meat from the dairy sector represents 35% of total cattle meat produced (Institut de l'élevage, 2011a). The different world zones in the MATSIM-LUCA were

assigned to a category, “Developed”, “BRICS⁷” or “Developing”, based on the OECD and FAO (2014) (Supplementary material, Table S3). For low-demand scenarios, dairy production and overall meat consumption per capita for 2015 in each MATSIM zone was considered unchanged and then multiplied by the forecasted population in 2030 (United Nations, 2015) to obtain the final dairy and meat demands. By proceeding this way, we did not consider changes in food preferences, only demographic effects. For high-demand scenarios, demand in the BRICS and Developing zones increased by 15% for dairy products only in S2HD and for both dairy and meat products in S3HD. The demands considered in our simulations are presented in Tables S4 and S5 (Supplementary material).

Table 2: Description of the six scenarios analysed. EU26: European Union excluding France; FR: France.

Scenario	Description
S0	Agricultural markets projected in 2030 + Dairy quota present in EU26 and FR
S1	Agricultural markets projected in 2030 without dairy quota
S2LD	Agricultural markets projected in 2030 without dairy quota, context of low world demand for dairy products
S2HD	Agricultural markets projected in 2030 without dairy quota, context of high world demand for dairy products
S3LD	Agricultural markets projected in 2030 without dairy quota, context of low world demand for dairy products and meat [†]
S3HD	Agricultural markets projected in 2030 without dairy quota, context of high world demand for dairy products and meat [†]

[†]: aggregated demand for meat, including beef, poultry and egg, pig, sheep and goat.

3. Results

3.1. Impacts of dairy quota removal

Our results show very small impacts of quota removal (comparison S1–S0) on world prices of agricultural goods (Table 3). The effects on regional milk and bovine meat prices vary according to the region considered (Table 4). Quota removal leads to lower milk prices in FR by -7.2% to -8.7% depending on the system considered, and E26 (-9.8%). This was due to significant increases in production in these two zones (Table 5). In the rest of the world, the impact was limited and in the same range as the milk world price, i.e., a decrease of 0.7%.

⁷ BRICS: Brazil, Russia, India, China and South Africa.

Table 3: Impacts of the six scenarios on world market prices. S0: baseline, dairy quotas in FR and E26; S1: agricultural markets in 2030, quota removed; S2LD: low demand for dairy products, quota removed; S2HD: high demand for dairy products, quota removed; S3LD: low demand for both dairy and meat products, quota removed; S3HD: high demand for both dairy and meat products, quota removed. USD/t: US dollar per ton.

Type of product	Product	Baseline	Alternative scenarios vs Baseline				
		S0 USD/t	S1	S2LD	S2HD	S3LD	S3HD
		% to S0					
Livestock product	Milk	492.3	-0.7	-15.1	9.2	-18.6	12.2
	Bovine meat [†]	5501.2	-0.4	-2.6	1.1	-22.7	22.0
	Sheep & goat meat	6001.3	-0.1	-0.4	0.2	-30.9	27.1
	Pig meat	2939.5	0.0	-0.7	0.5	-18.3	15.2
	Poultry and egg	1797.6	0.0	-0.7	0.5	-16.9	14.5
Cereal	Wheat	239.4	0.1	-1.4	1.1	-16.8	17.3
	Maize	185.3	0.0	-1.6	1.1	-22.5	22.7
	Barley	223.6	0.2	-2.4	1.9	-20.8	21.2
	Rice	507.7	0.0	-0.9	0.6	-11.9	12.9
	Other cereal	167.0	0.2	-2.2	1.8	-24.4	25.2
	Pea	294.8	0.1	-2.6	1.9	-30.2	31.6
Oil seed	Rapeseed	538.9	0.1	-1.4	1.1	-13.5	18.1
	Soya	528.8	0.1	-2.1	1.5	-25.1	26.1
	Sunflower	507.9	0.1	-0.9	0.7	-11.1	15.6
	Palm kernel	169.4	0.1	-2.1	1.5	-25.1	27.4
	Coprah	300.6	0.0	-0.6	0.4	-9.3	9.3
	Cotton	320.9	0.0	-2.7	1.9	-28.4	33.5
	Groundnut	568.5	0.0	-1.3	0.9	-16.3	16.6
Oil	Rapeseed	1175.0	0.0	-0.1	0.1	-0.6	1.1
	Soya	1114.1	0.0	0.7	-0.5	9.0	-5.8
	Sunflower	1066.4	0.0	0.0	0.0	-1.4	1.3
	Palm bunch	826.3	0.0	0.1	0.0	0.3	0.3
	Palm kernel	885.6	0.0	0.1	0.0	0.1	0.3
	Coprah	940.8	0.0	0.1	-0.1	0.4	0.0
	Cotton	1528.2	0.0	-0.2	0.2	-3.3	2.4
	Groundnut	1509.7	0.0	0.4	-0.2	3.3	-2.3
Meal	Rapeseed	274.4	0.2	-3.5	2.6	-42.0	42.0
	Soya	473.0	0.1	-3.4	2.3	-40.4	39.6
	Sunflower	263.6	0.2	-4.0	2.9	-43.0	45.9
	Palm kernel	150.1	0.2	-3.9	2.9	-45.4	48.6
	Coprah	112.1	0.0	-4.6	3.1	-49.2	54.7
	Cotton	311.7	0.0	-5.3	3.7	-54.4	63.1
	Groundnut	452.9	0.0	-4.6	3.2	-50.6	53.7
Diverse products	Maize DDGS*	127.5	-0.1	-4.0	2.5	-43.2	45.5
	Wheat DDGS*	105.1	0.5	-5.8	4.8	-57.4	77.3
	Cereal DDGS*	90.5	0.7	-5.8	5.1	-54.5	74.3
	Ethanol	807.8	0.0	-0.6	0.4	-8.6	7.5
	Biodisel	2216.4	0.0	0.1	-0.1	1.5	-0.8
	Centrifugal sugar	562.8	0.0	-0.5	0.3	-6.4	6.1
	Sugar beet pulp	181.3	1.9	-5.2	6.6	-28.7	32.3

[†]: Bovine meat: meat from dairy sector plus suckler sector.

*: Distillable Dry Grain Soluble

Table 4: Impacts of the six scenarios on regional market prices for milk and bovine meat, weighted average for “Developed” (excluding FR/E26), “BRICS” and “Developing”. S0: baseline, dairy quotas in FR and E26; S1: agricultural markets in 2030, quota removed; S2LD: low demand for dairy products, quota removed; S2HD: high demand for dairy products, quota removed; S3LD: low demand for both dairy and meat products, quota removed; S3HD: high demand for both dairy and meat products, quota removed. USD/t: US dollar per ton.

Type of zone	Milk							Bovine meat [†]					
	S0	S1	S2LD	S2HD	S3LD	S3HD	S0	S1	S2LD	S2HD	S3LD	S3HD	
	Market price USD/t	Shadow price USD/t	Market price % to S0 market price				Market price USD/t	Market price % to S0 market price					
FR - H	589.6	503.3	-8.0	-21.4	1.2	-24.6	4.0	6931.5	-0.4	-2.6	1.1	-22.7	22.0
FR - O	658.5	611.1	-7.2	-20.7	2.0	-24.0	4.9	6931.5	-0.4	-2.6	1.1	-22.7	22.0
FR - G	535.4	488.9	-8.7	-22.0	0.4	-25.2	3.2	6931.5	-0.4	-2.6	1.1	-22.7	22.0
FR - IG	535.4	488.9	-8.7	-22.0	0.4	-25.2	3.2	6931.5	-0.4	-2.6	1.1	-22.7	22.0
FR - M	535.4	488.9	-8.7	-22.0	0.4	-25.2	3.2	6931.5	-0.4	-2.6	1.1	-22.7	22.0
FR - IM	535.4	488.9	-8.7	-22.0	0.4	-25.2	3.2	6931.5	-0.4	-2.6	1.1	-22.7	22.0
FR - VIM	535.4	488.9	-8.7	-22.0	0.4	-25.2	3.2	6931.5	-0.4	-2.6	1.1	-22.7	22.0
E26	542.1	492.3	-9.8	-22.9	-0.8	-26.1	1.9	6931.5	-0.4	-2.6	1.1	-22.7	22.0
Developed	591.8		-0.7	-15.2	9.2	-18.7	12.3	5674.1	-0.4	-1.9	1.1	-23.5	22.8
BRICS	683.9		-0.7	-16.3	9.8	-20.2	13.5	6429.5	-0.5	-0.1	1.7	-25.2	24.8
Developing	498.7		-0.7	-15.2	9.2	-18.6	12.2	5394.9	-0.4	-1.5	0.9	-22.3	21.7

[†]: Bovine meat: meat from dairy sector plus suckler sector.

Table 5: Impacts of the six scenarios on milk and meat production, sum for “Developed” (excluding FR/E26), “BRICS” and “Developing”. S0: baseline, dairy quotas in FR and E26; S1: agricultural markets in 2030, quota removed; S2LD: low demand for dairy products, quota removed; S2HD: high demand for dairy products, quota removed; S3LD: low demand for both dairy and meat products, quota removed; S3HD: high demand for both dairy and meat products, quota removed; H: Highland; O: Organic; G: Grass; IG: Intensive Grass; M: Maize; IM: Intensive Maize; VIM: Very Intensive Maize. Mt: Millions of tons.

Type of zone	Milk						Bovine meat [†]						All meat*						
	S0 Mt	S1	S2LD	S2HD	S3LD	S3HD	S0 Mt	S1	S2LD	S2HD	S3LD	S3HD	S0 Mt	S1	S2LD	S2HD	S3LD	S3HD	
				% to S0							% to S0						% to S0		
FR - H	5.1	2.9	-3.1	6.7	-6.5	9.3													
FR - O	0.3	-0.6	-6.6	3.2	-14.4	10.3													
FR - G	2.5	2.7	-2.5	6.2	-6.3	9.0													
FR - IG	2.0	3.4	-2.8	7.5	-5.6	9.3													
FR - M	9.1	2.9	-2.9	6.7	-6.2	9.0													
FR - IM	3.7	3.2	-3.1	7.3	-5.6	8.7													
FR - VIM	0.6	5.0	-4.2	10.7	-1.4	6.8													
FR - All	23.3	3.0	-3.0	6.9	-6.1	9.0	1.6	1.9	-2.5	4.7	-8.3	9.4	6.9	0.4	-0.4	0.9	-11.5	8.4	
E26	131.6	3.9	-2.5	8.0	-6.0	10.7	6.6	2.6	-2.2	5.7	-8.2	10.8	45.6	0.3	-0.1	0.6	-11.6	8.1	
Developed	134.7	-0.4	-10.7	6.1	-7.9	3.2	21.3	-0.3	-0.1	-0.4	-12.0	10.2	82.1	-0.1	0.1	-0.2	-11.4	8.0	
BRICS	454.5	-0.8	-17.5	10.3	-17.9	11.2	32.6	-0.2	0.7	-0.7	-12.4	8.0	238.3	0.0	0.0	0.0	-15.1	10.6	
Developing	227.3	-0.5	-11.7	6.6	-8.5	3.3	27.6	-0.1	1.2	-1.0	-6.3	5.3	120.1	0.0	0.3	-0.3	-12.6	8.9	
Type of zone	Sheep & goat meat						Pig meat						Poultry and egg						
	S0 Mt	S1	S2LD	S2HD	S3LD	S3HD	S0 Mt	S1	S2LD	S2HD	S3LD	S3HD	S0 Mt	S1	S2LD	S2HD	S3LD	S3HD	
				% to S0							% to S0						% to S0		
FR - All	0.1	0.0	0.0	-0.1	-7.1	4.7	2.5	-0.1	0.1	-0.2	-15.4	10.4	2.7	0.0	0.3	-0.3	-10.1	6.3	
E26	0.9	-0.1	0.0	-0.1	-7.1	4.8	21.7	0.0	0.3	-0.3	-13.1	8.0	16.5	0.0	0.2	-0.2	-11.2	7.5	
Developed	1	0	-0.1	0	-11.6	7.8	17.9	0	0	0	-12.8	8.6	41.9	0	0.3	-0.2	-10.5	6.6	
BRICS	11.3	0	-0.2	0.1	-17.5	11.8	78.1	0	0	0	-14.3	9.7	116.2	0	-0.1	0.1	-16.2	11.9	
Developing	8.5	0	0.1	-0.1	-12.4	9	22.4	0	-0.2	0.1	-17.5	12.3	61.5	0	0.1	-0.1	-13.7	9.3	

[†]: Bovine meat: meat from dairy sector plus suckler sector.

*: All meat: bovine, ovine, caprine, pig, poultry and egg.

Quota removal (S1) led to an increase in milk production in FR (+3%) and E26 (+3.9%), while production was slightly reduced in the rest of the world (Table 5). The increase in FR and E26 was explained by the evolution of the milk shadow price (equivalent to the market price minus the quota rent), which determines the production level in S0. In the presence of a quota, this price was lower than the market price, and thus, production was lower than in the situation where this production constraint did not exist. In S1, the quota rent was removed, and the market price decreased. However, for milk producers in those areas, the initial low shadow price resulted in an increase in the milk supply price, which consequently enhanced milk production. However, detailed results for FR indicated that this increase was not equally distributed among dairy systems. Indeed, most systems increased their production by approximately +2.7% (G) to +3.4% (IG), but the VIM system increased production by +5%, whereas the O system decreased it by -0.6%. For E26, where adjustments of livestock rations are allowed, our results did not show any variation in the Input-Output (I/O) coefficient, which is the ratio between the quantity of feed and the quantity of milk plus meat produced by a dairy system, corresponding to the feed efficiency of dairy cows (results not shown). This suggests that changes in production levels were due to additional dairy cows in the herd. Quota removal had modest impacts on meat production, except for bovine meat, as part of this total was provided by culled dairy cows and dairy calves. For S1, the most visible effect was an increase in bovine meat production for FR and E26 due to increases in dairy herds and more limited increases in suckler herds.

3.2. Impacts of dairy quota removal and the demand context

When changes in world demand for dairy and meat products were added, the impacts on world prices were much more significant (Table 3). In low-demand scenarios, the milk price dropped by 15% and 18.6% in S2LD and S3LD, respectively. The bovine meat price dropped as well in S2LD, due to the unchanged production and exports of the main exporters (AUS, ARG, BRA, SA, USA). Regarding feed, the most important effects on prices were observed for oilseed meals (-4.2% on average), by-products (-3% on average), and cereals (-1.8% on average), due to their significant use in milk production. For S3LD, where all livestock production systems were affected, the same effects were decupled. In this scenario, prices for all meats dropped by -16.9% for aggregated poultry and egg, to -30.9% for sheep and goat.

For scenario S2HD, the milk price rose by 9.2% and bovine meat price by 1.1%. The smaller range of price variation compared to those observed in S2LD was due to the size of the shock, which was 5.5% lower in S2HD than in S2LD. However, the effects on feed prices were similar but on the upside. In the S3HD scenario, the effects on world prices were strong for both livestock products and feed. The increase in the milk price was higher than in S2HD due to the rise in feed prices. Indeed, because of higher meat and dairy product demand, production in all livestock sectors increased.

Competition for feed increased, thus increasing feed prices. Prices for oils were relatively stable across the scenarios, except for soya, cotton and groundnut oil.

When considering regional prices (Table 4), low-demand scenarios led to a drop in milk prices in FR and E26 by an average of -22% and -25% in S2LD and S3LD, respectively. The impact was more pronounced in E26 due to the higher initial quota rent. In the rest of the world, the decrease was more limited. Indeed, in FR and E26, the broader range of variation was due to the cumulative effects of quota removal and low demand. For high-demand scenarios, increases in milk prices were observed in every region. However, due to the quota removal effect, it was much more limited in FR and E26. The effects of quota removal on bovine meat price were limited and similar in all zones. In S2LD and S2HD, where only milk demand was modified, the impacts were larger than in S1 but still limited because most of the changes in bovine meat production were due to dairy herd variations. When introducing modifications to meat demand, the price effects were large and in a similar range in all zones, with -23% and +22.3% for S3LD and S3HD, respectively.

In low-demand shock scenarios, milk production decreased in every zone (Table 5). In S2LD, the decrease was approximately -10.7% (Developed) to -17.5% (BRICS) and more limited in FR and E26 at -3% and -2.5%, respectively. Focussing on French dairy systems, the decline in production was not evenly distributed. Production for O in S2LD decreased by -6.6%, while the production in other systems only decreased by approximately -3%. In S3LD, the decline in production for all systems was twice as large as in S2LD, except for VIM, which decreased by only -1.4%. In S2HD, production increased by 1.6% (FR) to 10.3% (BRICS). For French dairy systems, O presented the most limited increase (3.2%). In scenario S3HD, FR and E26 increased their production by 9% and 10.7%, respectively. For French dairy systems, and contrary to the other scenarios, O experienced the greatest increase in production, while VIM presented the lowest increase. Modifications exclusively in milk demand led to the same effects on meat production as quota removal alone (S1). When aggregate demand for meat was modified (S3LD and S3HD), the produced quantities varied more widely. Total meat production varied similarly across all zones, except for the BRICS, where larger variations were observed. However, depending on the type of meat considered, trends were more contrasting between zones (Table 5).

3.3. Effects on each dairy system's share of total domestic milk production

In S0, each dairy system's share of total French domestic milk production represented 39.1% for M, 21.9% for H, 15.9% for IM, 10.8% for G, 8.6% for IG, 2.6% for VIM and 1.1% for O. O and VIM were the most responsive systems to production context changes (Table 6). Indeed, changes in production shares of the various systems ranged from -8.9% to +1.2% for O and from -3.1% to +5% for VIM, depending on the scenario considered. S3HD was the only favourable context for O. IM and VIM were able to increase their production shares in the same production contexts: quota removal (S1), high demand for milk (S2HD) and low demand for both milk and meat (S3LD). G and M had

similar adjustment patterns. Their production shares increased only in a low milk demand context. IG presented the opposite adjustment pattern. The most responsive systems were those with the smallest domestic production shares.

Table 6: Impacts of the six scenarios on domestic production shares of seven French milk production systems, results are relative to the S0 baseline scenario. H: Highland; O: Organic; G: Grass; IG: Intensive Grass; M: Maize; IM: Intensive Maize; VIM: Very Intensive Maize; S0: baseline, dairy quotas in FR and E26; S1: agricultural markets in 2030, quota removed; S2LD: low demand for dairy products, quota removed; S2HD: high demand for dairy products, quota removed; S3LD: low demand for both dairy and meat products, quota removed; S3HD: high demand for both dairy and meat products, quota removed.

Dairy system	Baseline	Alternative scenarios vs Baseline				
	S0 %	S1	S2LD	S2HD % to S0	S3LD	S3HD
H	21.9	-0.1	0	-0.1	-0.5	0.2
O	1.1	-3.5	-0.2	-3.4	-8.9	1.2
G	10.8	-0.3	0.7	-0.6	-0.2	0
IG	8.6	0.4	-0.2	0.6	0.6	0.3
M	39.1	-0.1	0.2	-0.2	-0.1	0
IM	15.9	0.2	-0.4	0.4	0.6	-0.3
VIM	2.6	1.9	-3.1	3.6	5	-2.1

4. Discussion

In this section, we first discuss our results on prices and quantities in the different world zones. As most previous studies in the literature assessed the impacts of different scenarios of quota release, we compare our results to scenarios corresponding to dairy quota removal after a period of soft landing. We considered the following studies: Kempen et al. (2011), “S4” (JRC and IPTS, 2009), “EX-SO” (Witzke and Tonini, 2009), “Milk 1” (Chantreuil et al., 2008) and “Phasing out quota – Q1” (Réquillart et al., 2008). Second, we discuss our scenarios’ impacts on each dairy system’s share of total domestic milk production.

4.1. Impacts of quota removal on prices and quantities in different demand contexts

In S1, quota removal was simulated in a reference demand context, as projected by OECD and FAO (2014), which considers both demographic growth and changes in food preferences. By removing the quotas, this scenario only considered a shock to dairy production in EU. As a result, impacts on the world prices of crops and other livestock products were very limited. Impacts on world milk and bovine meat prices were slightly larger at -0.7% and -0.4%, respectively, as world milk production slightly increased, while demand for agricultural goods remained unchanged. The negative impact on the bovine meat price was due to an increase in the production of meat from culled dairy

cows in EU. When focussing on E26, our results were similar to previous findings in the literature. Kempen et al. (2011), JRC and IPTS (2009) and Chantreuil et al. (2008) found that quota removal led to a milk production increase of 4.4 to 4.8%, leading to a drop in prices of -7.1 to -10.9%, depending on the study. Other studies found smaller impacts of quota removal on both prices and quantities produced (Réquillart et al., 2008; Witzke and Tonini, 2009). When focussing on the results for France, we found larger effects compared to the literature, particularly for the quantities produced. Indeed, previous findings expected a change in French production from -0.5% to + 0.2%. Several assumptions in our work explain these differences from previous results. The first relates to the modelling framework. Indeed, MATSIM-LUCA models agricultural markets worldwide, leading to better representations of interactions between European markets and those from the rest of the world, while all the models used in studies in the literature focused on the European Union, with details by MS.

Other important aspects related to the assumptions about dairy policy modelling, especially the implementation of quota rents. Quotas were not explicitly modelled in terms of quantities of milk produced in MATSIM-LUCA. Jongeneel and Tonini (2009) identified three ways to determine these rents: i) the micro-econometric approach, where quota rents were determined through estimates of marginal cost functions, ii) the quotas market approach and iii) the synthetic approach, which heavily relies on expert judgment. While all the studies cited above mostly used the first approach, MATSIM-LUCA used the third one. Proceeding this way was no doubt less accurate than deriving quota rents from econometric estimates of marginal cost functions. However, considering the uncertainty associated with quota rents (Jongeneel and Tonini, 2009), our results were not significantly different from those of previous studies in this demand context. Moreover, our long-term horizon, 2030, added uncertainty around the quota rent level at that time. Indeed, we assumed a binding quota in FR and E26 in the reference scenario (S1), whereas due to the soft landing implemented in the CAP reform, dairy quotas were no longer considered binding in most European countries, including France, in 2010-2011 (Ernest & Young, 2013). Moreover, we found no modification of the I/O ratio for dairy production in the European Union, which can be interpreted as an indicator of dairy cow productivity. This suggests that the increase in production was mainly due to supplementary dairy cows, confirming previous findings from Kempen et al. (2011), JRC and IPTS (2009).

When modifying world demand for dairy (S2LD and S2HD) or livestock products as a whole (S3LD and S3HD), the results were significantly different compared to those obtained when considering demands forecasted by the OECD and FAO (2014). Indeed, both price and production levels now varied more at the world and regional levels. The comparison of the effects of world demand with the effects of quota removal alone showed that for those alternative scenarios, demand shocks were the main drivers of the new equilibriums observed. In E26, combined quota removal and demand shock led to higher (S2HD/S3HD) and lower (S2LD/S3LD) effects on milk production compared to the rest of the world. Indeed, as the European milk market was supported by the quota regime, which induced a shadow price leading to lower production levels than would have been

observed under market prices, the gap between the shadow price and the new market price was reduced in low-demand contexts and increased in high-demand contexts compared to other world zones. Consequently, incentives to produce were stronger in this region and production increased further. Whereas in S2LD/S2HD, no variations of the I/O ratio were observed, indicating that variation in production was only due to variation in dairy cow herds. This ratio, for several MATSIM-LUCA zones, decreased in S3LD and increased in S3HD, indicating modifications in dairy cow productivity. Notably, for S3HD, stronger demand for all livestock products enhanced competition for feed, and the evolution of the relative prices of feed and primary production factors improved the productivity of dairy systems. The same trends were observed for bovine meat, as the two markets were strongly connected. As other meat markets were less affected by quota removal, in the demand modification scenarios, all zones followed the same trends upwards or downwards.

Our results for higher and lower milk demand scenarios obtained with MATSIM-LUCA could be significantly improved. Indeed, dairy product coverage is less detailed in MATSIM-LUCA compared to other models that consider fresh milk, butter, and skimmed milk powder, whereas in MATSIM-LUCA, fresh milk and dairy products are aggregated and converted into milk equivalents. As demand differs by the dairy product considered (OECD and FAO, 2014), our rather elementary representation of dairy markets contributed to increase uncertainty at the milk production level. Indeed, if demand for milk can be considered rather inelastic to price at an aggregated level, it is not true at the product level that demand differs among dairy products (Bouamra-Mechemache et al., 2008b). Then, aggregating milk products in MATSIM-LUCA ignores these differences in demand and leads to underestimated adjustments among dairy products.

4.2. Effects of context changes on the shares of dairy systems in France

When dairy quotas were removed (S1), all French dairy production systems increased their production except Organic, whose production slightly decreased due to both low quota rent as a percentage of the milk market price and high production costs per ton produced (milk plus meat) compared to the other systems. For all other scenarios, changes in the demand context led to similar evolution patterns for all French dairy systems (Table 5). Thus, all systems used a fixed proportion of production factors relative to their outputs (Supplementary material, Section 1). This means that changes in production levels were due only to variations in dairy herd size. However, the production changes were not in the same range for all systems, resulting in varying changes in shares of total domestic milk production (Table 6), even if their ranking remained unchanged. This last result is in line with previous findings from Lelyon et al. (2008), who demonstrated the potential of several French dairy systems to expand their production without shifting systems, especially with an increased dairy herd. This rigidity of the dairy supply structure is also consistent with several constraints faced in agricultural production. For example, heavy clay soils in several French lowland areas allow only

grass-based systems to develop (Chatellier et al., 2013b). Indeed, technical difficulties in tilling this type of soil prevent farmers from switching to maize silage-based systems.

Considering the small changes in domestic production shares, our results were explained by the nested structure of the primary production factor supplies, the evolutions of several indicators of dairy system performance and the evolutions of relative prices of different components of production costs (e.g., feed and primary production factor costs). The nested structure used to represent mobility constraints on herds between systems prevented their evolution in the same way and in the same range. Indeed, a highland system cannot be converted into a lowland system, and possibilities of shifting from a lowland maize silage-based system to a grass-based one remain limited from a short- to medium-term perspective, as represented by the elasticities implemented in MATSIM-LUCA. However, it was obvious that the results were heavily dependent on assumptions made about the relative levels of elasticities of mobility. Thus, lowland systems seem more suited to facing demand context changes, as their production increased more in favourable contexts (S1/S2HD) and decreased less in low-demand contexts (S2LD/S3LD) than that of highland systems, due to changes in producers' revenues per ton of sold product. However, in a context of high demand for both dairy and meat products (S3HD), the highland system was favoured due to the importance of meat production relative to milk production in this system (Table 1).

At the farm level, depending on the relative prices of agricultural goods produced, some substitutions may occur between livestock and cash crop production. Such substitutions would reduce changes in the shares of dairy production systems in the total milk production. This phenomenon is captured by MATSIM-LUCA, but is difficult to analyse precisely. Indeed, MATSIM-LUCA represents production sectors that compete for land and other production factors. Thus results for changes in cash crop production were due to both changes in specialised cash crop farms and adjustments between crop and livestock production in mixed farms. Our results indicate that changes in demand for dairy products alone (S1, S2LD and S2HD) had a small impact on total cash crop production in France (-0.06% to -0.2%). When changes in demand for meat products were added, the effects were more important (-4.9% for S3LD and 3.4% for S3HD), due to changes in feed demand in monogastric productions.

When focussing on lowland systems, lower production costs and better valorisation of capital invested in primary production factors allowed maize silage-based systems to expand their production more (S1/S2HD) or decrease it less (S3LD) than grass-based systems. JRC and IPTS (2009) assessed the impacts of quota removal at French regional levels, among others. They found that production mostly increased in the western and north-western regions, where livestock density was high and where high quota rent systems were located. MATSIM-LUCA did not allow a regionalized analysis at this scale. However, this kind of system corresponds to French maize silage-based and intensive grass-based systems (Chatellier et al., 2013b; Peyraud et al., 2009). Peyraud et al. (2009) also expected production to increase in western France. Changes in domestic production shares in our model were

mostly driven by feed costs per ton of output in dairy systems. Indeed, in different scenarios, primary production factors were preferentially affected in systems where feed costs increased less, at the expense of systems where feed costs increased more.

Whatever the considered changes in context, Organic and Very Intensive Maize were the most responsive systems, albeit with opposite patterns. They represent two contrasting systems, as Very Intensive Maize was the most efficient when considering outputs (milk plus meat) in terms of both income and quantity levels per dollar invested in primary production factors (including herds), whereas Organic was the least efficient. Primary production factors constitute the main production costs, particularly for Organic for which feed was cheaper due to the high share of grass-based feed in the diet. However, Organic still presented the highest production costs. Considering this, Organic was always penalized when the demand context changed, excepted when demand was high for livestock products (S3HD), suggesting that this kind of system is not suited facing shifts to a more market-oriented dairy sector. However, the results for Organic should be considered with care. Indeed, due to un-segmented dairy markets, MATSIM-LUCA allows only shocks on total milk demand, without distinguishing by quality, whereas it is obvious that markets for organic goods are rather disconnected from conventional ones. This was clearly a limitation of our modelling framework that should be subsequently improved. Our results showed that Very Intensive Maize was the most responsive conventional system to world demand context changes. Indeed, it is a system where feed cost represents the highest proportion of total cost, ranging from 26.7% to 33.4% depending on the scenario. As feed costs were the main drivers of changes in production levels, Very Intensive Maize was the most exposed to changes in feed prices. Moreover, its diet composition, based on concentrate and maize silage, reinforces this exposure, as Very Intensive Maize competes more directly with other types of livestock production, especially regarding concentrate feed. For other lowland systems, shares of total domestic production were less affected. Indeed, changes in feed costs for those systems were almost in the same range, but different than for Organic and Very Intensive Maize.

One of the objectives of the dairy quota policy in France was to maintain dairy production almost across all regions. Quota removal would challenge this objective with a concentration of dairy production: i) in the most productive regions and ii) for the most competitive production technologies. Our results show that quota removal affected the shares of milk production systems, but changes were moderate and concerned mainly the most and the least intensive system. Regarding the concentration of dairy production in the most productive regions, the non regionalised modelling framework of MATSIM-LUCA did not allow robust conclusions. As mentioned by some authors, the quota removal implies a transfer of the management of milk production from French authorities to dairy companies (Institut de l'élevage, 2011b; Lelyon et al., 2009, 2012). As a result, the induced impacts on the dairy production localisation will be highly dependent on the new relationship between milk producers and dairy companies (Chatellier et al., 2013a).

Our study was about the influence of different average market contexts on the share of dairy systems in France. However, another important issue is about market volatility and its impacts on the share of dairy systems. MATSIM-LUCA works in comparative static, and did not allow assessment of the effects of input and output price volatility. As mentioned by O'Donoghue and Hennessy (2015), the more volatile production context generated by quota removal could affect the dairy system dynamics. Indeed, due to risk aversion and conservative attitudes of farmers in a context of price volatility, changes in the shares of dairy systems in the total milk production could be smaller than expected.

4.3. Effects of context changes on the shares of dairy systems in E26

Dairy production in E26 is largely dominated by mixed production systems (>99.9% of milk produced). Our results show that changes in production context were always to the benefit of these systems. However, dairy production in E26 is represented in MATSIM-LUCA by two systems only (Mixed and Pastoral), the latter being always in severe minority, which makes an analysis such as the one for France difficult. However, it could be performed for E26 by disaggregating the mixed production system, as it was done for France, at least for the main E26 milk producers (Germany, United-Kingdom, Poland, etc.).

5. Conclusion

The aim of this study was to assess impacts of European dairy quota removal in different demand contexts on i) agricultural markets and ii) the share of different dairy systems of total French milk production. Regarding the first point, our results were in line with previous findings for the forecasted demand context. This study confirmed that the impacts of quota removal on world markets were limited. Finally, we showed that the demand context for meat and dairy products had a much more significant impact on agricultural markets than EU quota removal alone.

At the French national level, our analysis shows that regardless of the scenario considered, dairy systems reacted similarly but not in the same range. However, even for great changes in the demand context, modifications of domestic production shares remained limited, and the systems in the baseline scenario with the largest production shares remained stable in the alternative scenarios, indicating considerable rigidity in the shares of systems, even for important agricultural policies or demand changes. However, our results showed that production context changes could benefit several dairy systems. Indeed, Organic and Very Intensive Maize system, which were opposite systems in terms of efficiency and production costs, were more able to adjust, depending on the production context, their shares of total production, albeit with opposite patterns. The Very Intensive Maize system seems most able to benefit from quota removal, especially in a high demand context for dairy products, which was

the expectation when the quota removal was decided. However, in the context of low demand, this kind of system would not be suitable. For intermediate systems (Grass, Intensive Grass, Maize, Intensive Maize), which represent the majority of production systems, we showed that the impacts of production context changes on the shares of total production were more limited.

Acknowledgements

The authors thank ADEME and INRA for their financial support.

References

- Barthélemy, D., David, J., 1999. European agriculture and production rights (L'agriculture européenne et les droits à produire), INRA, Paris, France.
- Bouamra-Mechemache, Z., Jongeneel, R., Requillart, V., 2008a. Impact of a gradual increase in milk quotas on the EU dairy sector. *European Review of Agricultural Economics* 35, 461-491.
- Bouamra-Mechemache, Z., Jongeneel, R., Requillart, V., 2009. EU dairy policy reforms: Luxembourg reform, WTO negotiation and the quota regime. *EuroChoices* 8, 13-22.
- Bouamra-Mechemache, Z., Réquillart, V., Soregaroli, C., Trévisiol, A., 2008b. Demand for dairy products in the EU. *Food Policy* 33, 644-656.
- Bouwman, A.F., Van der Hoek, K.W., Eickhout, B., Soenario, I., 2005. Exploring changes in world ruminant production systems. *Agricultural Systems* 84, 121-153.
- Chantreuil, F., donnellan, T., van Leeuwen, M., Salamon, P., Tabeau, A., Bartova, L., 2008. EU dairy quota reform - AGMEMOD scenario analysis, 12th Congress of the European Association of Agricultural Economists.
- Chatellier, V., Daniel, K., Ben Arfa, N., Lelyon, B., 2013a. Geographical concentration and intensification of dairy production in France (Concentration géographique et intensification de la production laitière en France). *Economies et Sociétés* 35, 2073-2090.
- Chatellier, V., Lelyon, B., Perrot, C., You, G., 2013b. The French dairy sector at a crossroads: Achievements and prospects (Le secteur laitier français à la croisée des chemins). *INRA Productions Animales* 26, 77-100.
- Colman, D., 2000. Inefficiencies in the UK milk quota system. *Food Policy* 25, 1-16.
- Colman, D., Harvey, D., Bailey, A., Rapsomanikis, G., Olivier, E., Requillart, V., Bouamra-Mechemache, Z., Banse, M., Noëlle, F., 2002. Phasing out milk quotas in the EU, The University of Manchester, Manchester, United-Kingdom, p. 234.
- Commission of the European Communities, 2008. Proposal for the Council Regulation establishing common rules for direct support schemes for farmers under the common agricultural policy and establishing certain support for farmers, European Union, Brussels, Belgium, p. 162.
- Daniel, K., 2003. Concentration et spécialisation : Quel schéma pour l'agriculture communautaire. *Economie et prévision* 158, 105-120.
- Donnellan, T., Hennessy, T., Thorne, F., 2009. Perspective on the Competitiveness of EU dairy farming. *EuroChoices* 8, 23-29.
- Ernest & Young, 2013. AGRI-2012-C4-04 - Analysis on future developments in the milk sector, Prepared for the European Commission - DG Agriculture and Rural Development, p. 130.
- European Commission, 2004. The 2003 CAP reform - Information sheets, European Commission Directorate-General of Agriculture, Brussel, Belgium, p. 24.

- European Commission, 2009. Council regulation (EC) No 72/2009, Official Journal of the European Union, Luxembourg, Luxembourg.
- European Union, 2014. Smooth phasing-out of the milk quotas in EU, European Union, Brussels, Belgium, p. 42.
- FAOSTAT, 2015. <http://faostat3.fao.org/home/E>.
- Forslund, A., Levert, F., Gohin, A., Le Mouel, C., 2013. Complementary study to the retrospective analysis of the interactions of biofuel development in France with the evolution of French and world markets and land use change: Final report - MATSIM-LUCA model (Etude complémentaire à l'analyse rétrospective des interactions du développement des biocarburants en France avec l'évolution des marchés français et mondiaux et les changements d'affectation des sols : Rapport final - Le modèle MATSIM-LUCA), Ed ADEME, Angers, France, p. 119.
- Henry de Frahan, B., Baudry, A., De Blander, R., Polome, P., Howitt, R., 2011. Dairy farms without quotas in Belgium: estimation and simulation with a flexible cost function. *European Review of Agricultural Economics* 38, 469-495.
- Herrero, M., Havlik, P., Valin, H., Notenbaert, A., Rufino, M.C., Thornton, P.K., Blümmel, M., Weiss, F., Grace, D., Obersteiner, M., 2013. Biomass use, production, feed efficiencies, and greenhouse gas emissions from global livestock systems. *PNAS* 110, 20888-20893.
- INRA, University of Wageningen, 2002. Study on the impact of future options for the milk quota system and the common market organisation for milk and milk products, INRA, Paris, France, p. 39.
- Institut de l'élevage, 2011a. La production de viande bovine en France - Qui produit quoi, comment et où ?, Ed Institut de l'élevage, Paris, France, p. 60.
- Institut de l'élevage, 2011b. Le lait après 2015 : Comment les transformateurs comptent gérer l'offre, Ed Institut de l'élevage, Paris, France, p. 52.
- Isik, M., 2004. Environmental regulation and the spatial structure of the US dairy sector. *American Journal of Agricultural Economics* 86, 949-962.
- Jongeneel, R., Tonini, A., 2009. The impact of quota rent and supply elasticity estimates for EU dairy policy evaluation: a comparative analysis. *Agrarwirtschaft* 58, 269-278.
- JRC, IPTS, 2009. Economic impact of the abolition of the milk quota regime - Regional analysis of the milk production in EU, JRC-IPTS, Seville, Spain, p. 110.
- Kempen, M., Witzke, P., Pérez Domínguez, I., Jansson, T., Sckokai, P., 2011. Economic and environmental impacts of milk quota reform in Europe. *Journal of Policy Modeling* 33, 29-52.
- Kroll, J., Trouvé, A., Déruaz, M., 2010. What regulatory outlook after the release of quotas? Do we still need a European dairy policy? (Quelles perspectives de régulation après la sortie des quotas ? Faut-il encore une politique laitière européenne ?), Centre d'Economie et Sociologie appliquées à l'Agriculture et aux Espaces Ruraux (CESAER), Dijon, France, p. 42.

- Lee, H.-L., Hertel, T.W., Rose, S., Avetisyan, M., 2008. An intergrated global land use data base for CGE analysis of climate policy options, Center for Global Trade Analysis, Purdue University, West Lafayette, IN, USA, p. 31.
- Lelyon, B., Chatellier, V., Daniel, K., 2008. Dairy production in the French western regions and the CAP Health Check: A bio-economic model to discuss farmer's behaviour, 2èmes journées de recherches en sciences sociales - INRA, SFER, CIRAD, Lille, France.
- Lelyon, B., Chatellier, V., Daniel, K., 2009. De la suppression des quotas laitiers à une contractualisation entre les producteurs et les transformateurs : Quelles implications productives pour les éleveurs de l'Ouest ?, *Rencontres Recherches Ruminants*, pp. 211-214.
- Lelyon, B., Chatellier, V., Daniel, K., 2012. Production strategies after the end of milk quotas: An analysis based on bio-economic modeling (Fin des quotas laitiers, contractualisation et stratégies productives : Enseignement d'une modélisation bioéconomique). *INRA Productions Animales* 25, 67-76.
- Lips, M., Rieder, M., 2005. Abolition of raw milk quota in the European Union: A CGE analysis at the member country level. *Journal of Agricultural Economics* 56, 1-17.
- MacLeod, M., Gerber, P., Mottet, A., Tempio, G., Falcucci, A., Opio, C., Vellinga, T., Henderson, B., Steinfeld, H., 2013. Greenhouse gas emissions from pig and chicken supply chains - A global life cycle assessment, FAO, Rome, Italy, p. 196.
- Moss, J., Patton, M., Zhang, L., Kim, I.S., Binfield, J., Westhoff, P., 2008. Analysis of the impact of the CAP Health Check on agriculture in England, p. 26.
- O'Donoghue, C., Hennessy, T., 2015. Policy and economic change in the agri-food sector in Ireland. *The Economic and Social Review* 46, 315-337.
- OECD, 2012. Database OECD-FAO Agricultural Outlook 2011-2020.
- OECD, FAO, 2014. OECD-FAO Agricultural outlook 2014, OECD, Paris, France.
- Oil World, 2011. Oil World annual - Volume 1.
- Opio, C., Gerber, P., Mottet, A., Falcucci, A., Tempio, G., MacLeod, M., Vellinga, T., Henderson, B., Steinfeld, H., 2013. Greenhouse gas emissions from ruminant supply chains - A global life cycle assessment, FAO, Rome, Italy, p. 2014.
- Patton, M., Binfield, J., Moss, J., Kostov, P., Zhang, L., Davis, J., Westhoff, P., 2008. Impacts of the abolition of EU milk quotas on agriculture in the UK, 107th EAAE seminar - Modelling of agricultural and rural development policies, Sevilla, Spain.
- Perrot, C., Caillaud, D., Chatellier, V., Ennifar, M., You, G., 2014. French dairy farms and milk fields diversity facing the end of milk quotas system (La diversité des exploitations et des territoires laitiers français face à la fin des quotas), 21èmes Rencontres Recherche Ruminants, Paris, France, p. 8.

- Peyraud, J.L., Duhem, K., 2013. Dairy husbandry and milk tomorrow: A short prospective analysis (Les élevages laitiers et le lait demain : Exercice d'analyse prospective). INRA Productions Animales 26, 221-230 p.
- Peyraud, J.L., Le Gall, A., Delaby, L., Faverdin, P., Brunschwing, P., Caillaud, D., 2009. Quels systèmes fourragers et quels types de vaches laitières demain ? Fourrages 197, 47-70.
- Pflimlin, A., Faverdin, P., Béranger, C., 2009. Half a century of changes in cattle farming: Results and prospects (Un demi-siècle d'évolution de l'élevage bovin. Bilan et perspectives). Fourrages 200, 429-464.
- Réquillart, V., Bouamra-Mechemache, Z., Jongeneel, R., Penel, C., 2008. Economic analysis of the effects of the expiry of the EU milk quota system - Report prepared for the European Commission, IDEI, Toulouse, France, p. 98.
- Roe, B., Irwin, E.G., Sharp, J.S., 2002. Pig in space: Modelling the spacial structure of hog production in traditional and nontraditional production regions. American Journal of Agricultural Economics 84, 259-.
- Salou, T., Le Mouël, C., van der Werf, H.M.G., 2016. Environmental impacts of dairy system intensification: the functional unit matters! Journal of Cleaner Production.
- United Nations, 2015. Probabilistic population projections based on the world population prospects: The 2015 revision, in: Population Division, D. (Ed.), United Nations, New-York, USA.
- Witzke, P., Tonini, A., 2009. Milk quota expiry impacts and sensitivity analyses using the CAPSIM model. Agrarwirtschaft 52, 228-237.

Supplementary materials

Section 1: Mathematical description of MATSIM-LUCA

Summary

1. Introduction
2. Supply of agricultural goods per sector
 - 2.1. Supply of agricultural goods per sector: the general case
 - 2.2. Supply of agricultural goods: crop production sectors
 - 2.3. Supply of agricultural goods: livestock production sectors
 - 2.4. Supply of agricultural goods: the French dairy sector
 - 2.5. Supply of agricultural goods: the processing sectors
3. Supply of production factors
 - 3.1. Supply of production factors: the general case
 - 3.2. Supply of agricultural land
 - 3.3. Supply of production factors: crop production sectors
 - 3.4. Supply of production factors: livestock production sectors
 - 3.5. Supply of production factors: the French dairy sector
 - 3.6. Supply of production factors: the processing sectors
4. Final demands for goods
5. Market equilibrium conditions
6. List of commodities, sectors, factors and regions
 - 6.1. Sectors and commodities
 - 6.2. Countries / Regions
7. Figures
 - Figure S1: Production technology for crop production (ex. Wheat production sector)
 - Figure S2: Production technology livestock production (ex. Bovine milk in mixed and landless sector)
 - Figure S3: Production technology for the French dairy sector
 - Figure S4: Production technology for crushing sectors (All oilseeds grains except palm bunch)
 - Figure S5: Production technology for palm bunch crushing sectors
 - Figure S6: Production technology for sugar production sectors
 - Figure S7: Production technology for biodiesel production sectors
 - Figure S8: Production technology for ethanol production sectors (ex. Ethanol from grain)
 - Figure S9: Scheme for Land supply
 - Figure S10: Scheme for agricultural production factors supply
 - Figure S11: Scheme for factor supply in processing sectors (ex. Factors for oilseeds crushing)

Figure S12: Scheme for production factors supply in ruminant animal production systems (ex. Factors in bovine systems)

Figure S13: Scheme for production factors supply in French bovine production systems

Figure S14: Scheme of food demand

1. Introduction

MATSIM-LUCA is a squared system having the same number of variables and equations. It is divided into four main domains: i) supply of goods per sector, ii) supply of primary production factors, iii) demand for goods, iv) market equilibrium conditions. Those four domains are here described from a general specification of MATSIM-LUCA.

2. Supply of agricultural goods per sector

2.1. Supply of agricultural goods per sector: the general case

Specification for supply of goods (index i) per region (index r) and per sector (index j), using either goods or primary production factors (index f), is ensured by the following variables and equations.

$$Y_{i,r} = \sum_j YS_{i,j,r} + \overline{YSOTHER}_{i,r} \quad \perp \quad Y_{i,r} \quad (1)$$

$$YS_{i,j,r} = \overline{iot}_{i,j,r} \cdot YJ_{j,r} \quad \perp \quad YS_{i,j,r} \quad (2)$$

$$YJ_{j,r}PJ_{j,r} = \sum_i (P_{i,r} + \overline{sub}_{i,r} + \overline{rent}_{i,r}) \cdot YS_{j,r} \quad \perp \quad YJ_{j,r} \quad (3)$$

$$YJ_{j,r}PJ_{j,r} = \sum_i P_{i,r} \cdot IC_{i,j,r} + \sum_f P_{f,j,r} \cdot XD_{f,j,r} \quad \perp \quad PJ_{j,r} \quad (4)$$

$$IC_{i,j,r} = \overline{io}_{i,j,r} \cdot YJ_{j,r} \quad \perp \quad IC_{i,j,r} \quad (5)$$

$$XD_{f,j,r} = CES(P_{f,j,r}, PJ_{j,r})YJ_{j,r} \quad \perp \quad XD_{f,j,r} \quad (6)$$

Equation (1) defines production of a good (Y) as the production of it by every sector (YS) that could produce this good, plus an eventual exogenous production amount ($\overline{YSOTHER}_{i,r}$). Equation (2) establishes that the production of several goods by a unique sector (YS) is non-substitutable. The goods produced from a sector are jointly produced and their produced values are a fixed ratio (iot) of the sector's activity level (YJ).

Equations (3) and (4) define, at sector level, optimal activity level and its composite price (PJ). These two equations ensure profits to be redistributed to remunerate production factors. Profits are defined as the sum of the quantity of goods produced multiplied by its relative price excluding taxes (P) plus production subsidies (sub) plus quota rent (rent), if any. Production costs include the intermediate consumption of goods at their market price (IC) and demand for production factors remunerated at their price of use (XD).

Equation (5) defines optimal intermediate consumption for a good as a fixed proportion (io) of a sector's activity level.

Demand for primary production factors is defined by Equation (6). It depends on the production factors's relative prices and the sector's activity level. Constant Elasticity of Supply (CES) functions define substitutions layouts (potentially nested) for inputs.

2.2. Supply of agricultural goods: crop production sectors (Figure S1)

Each crop production sector (index $jcrop$) produces one good exclusively (index $icrop$) and each good is produce by one sector exclusively.

These sectors do not use any goods by intermediate consumption. Primary production factors are then land ($land$) and an aggregate of other production factors and inputs specific to crop production sectors ($xcrop$). Land and other production factors and inputs are substitutable for a given production level by a sector. For crop production sectors, Equations (1) to (6) are thus replaced by Equations (7) to (12).

$$Y_{icrop,r} = Y_{S_{icrop,jcrop,r}} \perp Y_{icrop,r} \quad (7)$$

$$Y_{S_{icrop,jcrop,r}} = Y_{J_{jcrop,r}} \perp Y_{S_{icrop,jcrop,r}} \quad (8)$$

$$Y_{J_{jcrop,r}} P_{J_{jcrop,r}} = (P_{icrop,r} + \overline{sub}_{icrop,r} + \overline{rent}_{icrop,r}) \cdot Y_{S_{jcrop,r}} \perp Y_{J_{jcrop,r}} \quad (9)$$

$$Y_{J_{jcrop,r}} P_{J_{jcrop,r}} = P_{land,jcrop,r} \cdot X_{D_{land,jcrop,r}} + P_{xcrop,jcrop,r} \cdot X_{D_{xcrop,jcrop,r}} \perp P_{J_{jcrop,r}} \quad (10)$$

$$X_{D_{land,jcrop,r}} = CES(P_{land,j,r}, P_{J_{land,jcrop,r}}) Y_{J_{land,r}} \perp X_{D_{land,jcrop,r}} \quad (11)$$

$$X_{D_{xcrop,jcrop,r}} = CES(P_{xcrop,j,r}, P_{J_{xcrop,jcrop,r}}) Y_{J_{xcrop,r}} \perp X_{D_{xcrop,jcrop,r}} \quad (12)$$

2.3. Supply of agricultural goods: livestock production sectors (Figure S2)

Livestock sectors (index $jani$) can produce several goods (index $iani$). For example, dairy sector produce both milk and bovine meat. Likewise, one good can be produced by several livestock sectors. For example, bovine meat can be produced by suckler production sectors either in pastoral or mixed production systems. But it can also be produced by the dairy sectors also divided into pastoral and mixed production systems.

At the production level, milk is produced only by dairy cows and buffalos in MATSIM-LUCA. At the market level however, all milk available is taken into account, including other origins non-modelled at production level. The $YSOTHER$ variable (Equation 13) includes those milks.

Production factors in livestock sectors are divided into three domains (Equation 16). First, feed purchase is modelled. The total feed quantity ($QFETOT$), including concentrate feed, forage from grassland or maize silage is multiplied by its price index ($PFETOT$). Secondly, residual feed, i.e. non-explicitly modelled but exogenously integrated feed materials, is modelled by multiplying its quantity ($QFERES$) by its price index ($PFERES$). The third one is an aggregate of production factors and inputs specific to animal production (index $xani$).

Feed demand from the livestock sectors is modelled step by step according Equations (17) to (27). First, total feed consumption (excluding residual feed) is considered as a fixed ratio of the sector's production level (Equation 17). This ratio corresponds to the value of the feed used to produce one dollar of output. It must not be confused with the input-output ratio which is obtained by dividing

total feed consumed by a sector by its production, both expressed in quantity of fresh matter⁸. PFETOT (Equation 18) is a weighted average of grass-based feed price (PGRASS) and other feed prices (PNOTGRASS), calculated using coefficients from the CES function. Equations (19) to (26) first represent the substitutions allowed between grass-based feed (QFEGRASS) and other feed (QFENOTGRASS), then the substitutions allowed between maize silage (QFEM) and other concentrate feed (QFECONC). The CES functions determine the total quantity consumed. Aggregated price index (PNOTGRASS and PFECONC) are the price indexes for lower levels in the feed demand nest also using parameters from CES function. Prices for grass (PGRASS) and maize silage (PFEM) are the same for all production sectors within a region. They are directly proportional to the price of the corresponding land. Finally, for concentrate feed, consumption (QFEEDJ) of each type of concentrate (index ife) is represented by several nests, implemented according nested CES functions. Equation (27) summarised those functions. Figure S2 details the allowed substitutions, based on protein and energy requirement.

$$Y_{iani,r} = \sum_j YS_{iani,jani,r} + \overline{YSOTHER}_{iani,r} \perp Y_{iani,r} \quad (13)$$

$$YS_{iani,jani,r} = \overline{iot}_{iani,jani,r} \cdot YJ_{jani,r} \perp YS_{iani,jani,r} \quad (14)$$

$$YJ_{jani,r} PJ_{jani,r} = \sum_{iani} [(P_{iani,r} + \overline{sub}_{iani,r} - \overline{rent}_{iani,r}) \cdot YS_{iani,jani,r}] \perp YJ_{jani,r} \quad (15)$$

$$YJ_{jani,r} PJ_{jani,r} = PFETOT_{jani,r} \cdot QFETOT_{jani,r} + \overline{PFERES0}_{jani,r} \cdot \overline{QFERES0}_{jani,r} + P_{xani,jani,r} \cdot XD_{xani,jani,r} \perp PJ_{jani,r} \quad (16)$$

$$QFETOT_{jani,r} = \frac{\overline{QFETOT}_{jani,r}}{YJ0_{jani,r}} \cdot YJ_{jani,r} \perp QFETOT_{jani,r} \quad (17)$$

$$PFETOT_{jani,r} = CES(PGRASS_r, PNOGRASS_{jani,r}) \perp PFETOT_{jani,r} \quad (18)$$

$$QFEGRASS_{jani,r} = CES(PFETOT_{jani,r}, PGRASS_r) QFETOT_{jani,r} \perp QFEGRASS_{jani,r} \quad (19)$$

$$PGRASS_r = \frac{PLGRASS_r}{\overline{YIELDGRASS}_r} \perp PGRASS_r \quad (20)$$

$$QFENOTGRASS_{jani,r} = CES(PFETOT_{jani,r}, PNOGRASS_{jani,r}) QFETOT_{jani,r} \perp QFENOTGRASS_{jani,r} \quad (21)$$

$$PNOGRASS_{jani,r} = CES(PFEFM_{jani,r}, PFECONC_{jani,r}) \perp PNOGRASS_{jani,r} \quad (22)$$

$$QFEFM_{jani,r} = CES(PFEFM_r, PNOGRASS_{jani,r}) QFENOTGRASS_{jani,r} \perp QFEFM_{jani,r} \quad (23)$$

$$PFEFM_r = \frac{PLFM_r}{\overline{YIELDFM}_r} \perp PFEFM_r \quad (24)$$

⁸ Feed consumed in dairy systems only concerns lactating cows. Feed for calves, heifer and culled cows was considered on suckler cow side of the model.

$$\begin{aligned}
& QFCONC_{jani,r} \\
& = CES(PFCONC_{jani,r}, PNOGRASS_{jani,r}) QFENOGRASS_{jani,r} \perp QFCONC_{jani,r}
\end{aligned} \tag{25}$$

$$PFCONC_{jani,r} = CES(P_{iani,r}) \perp PFCONC_{jani,r} \tag{26}$$

$$QFEEDJ_{ife,jani,r} = CES(PFCONC_{jani,r}, P_{ife,r}) QFEEDJ_{ife,jani,r} \perp QFEEDJ_{ife,jani,r} \tag{27}$$

$$XD_{xani,jani,r} = CES(P_{xani,jani,r}, PJ_{xani,jani,r}) YJ_{xani,p,r} \perp XD_{xani,jani,r} \tag{28}$$

2.4. Supply of agricultural goods: the French dairy sector (Figure S3)

For French milk production, seven production systems (index jmk) were implemented. These systems are characterized by fixed production technologies: substitutions between feed and other production factor is not allowed and the share of each feed in the ration remains proportional to the value produced by the considered sector.

Equations (29) and (30) determine the French production quantities for milk (YSFRMK) and bovine meat (YSFRBM), respectively. According to Equation (29), milk production is the sum of each French dairy system's production level plus other types of milk (sheep and goat), considered exogenously. The latter is considered homogenous, with a unique market and price, independently of its quality. Bovine meat is the sum of bovine meat from the dairy sector (culled cows plus calves) and the suckler sector (index jbovml).

Equations (31) and (32) impose a fixed ratio between milk and meat production for a given dairy system.

The sectors' income includes incomes both from milk and meat (Equation 33). The variable sub allows for a subsidy in some dairy sectors, considering that milk could be better paid to organic and highland producers for example. Producers may also benefit from a rent (rent) associated to the implementation of the dairy quota policy. In that case, producers perceive the artificially supported market milk price (P_{milk}). Quota rent, with a negative sign on the income side, represents that production cost are covered in the absence of dairy quotas. This rent can vary between production sectors.

Production costs, including both feed and other production factors, are represented by Equation (34). As production technologies are fixed, the share of each feed in the ration remains fixed compared to the value produced by the considered sector (Equations 35 to 37). Only residual feed is kept at an exogenous level. Total feed consumption by the French dairy systems is the sum of the different systems' consumptions (Equations 38 to 40).

As organic production systems consume organic feed which production potentially requires more land and is more expensive compared to conventional ones, the initial quantity of feed consumed by this sector (QFEEDJ0, QFEGRASS0, QFEFM0 and QFERES0) was artificially increased. The

range of this increase was based on the likely yield gap between conventional and organic crop productions.

$$Y_{milk,FR} = \sum_{jmk} YSFRMK_{jmk} + \overline{YSOTHER}_{imilk,FR} \perp Y_{milk,FR} \quad (29)$$

$$Y_{beefm,FR} = \sum_{jmk} YSFRBM_{jmk} + YS_{ibeefm,jbovm,FR} \perp Y_{lait,FR} \quad (30)$$

$$YSFRMK_{jmk} = \overline{iotmk}_{jmk} \cdot YJFRMK_{jmk} \perp YSFRMK_{jmk} \quad (31)$$

$$YSFRBM_{jmk} = \overline{iotbm}_{jmk} \cdot YJFRMK_{jmk} \perp YSFRMK_{jmk} \quad (32)$$

$$YJFRMK_{jmk} \cdot PJFRMK_{jmk} = [(P_{milk,FR} \times sup_{milk,jmk} + \overline{sub}_{milk,FR} - \overline{rent}_{milk,jmk,r}) \cdot YSFRMK_{jmk}] + [(P_{beefm,FR} + \overline{sub}_{beefm,FR}) \cdot YSFRBM_{jmk}] \perp YJFRMK_{jmk} \quad (33)$$

$$YJFRMK_{jmk} \cdot PJFRMK_{jmk} = \sum_{ife} (P_{ife} \cdot QFEEDJ_{ife,jmk}) + PGRASS_{FR} \cdot QFEGRASS_{jmk} + PFEFM_{FR} \cdot QFEFM_{jmk} + \overline{PFERES0}_{jbovm,FR} \cdot \overline{QFERES0}_{jmk} +$$

$$P_{xani,jmk} \cdot XD_{xani,jmk} \perp PJFRMK_{jmk} \quad (34)$$

$$QFEEDJ_{ife,jmk} = \frac{\overline{QFEEDJ0}_{ife,jmk}}{YJFRMK0_{jmk}} \cdot YJFRMK_{jmk} \perp QFEEDJ_{ife,jmk} \quad (35)$$

$$QFEGRASS_{jmk} = \frac{\overline{QFEGRASS0}_{jmk}}{YJFRMK0_{jmk}} \cdot YJFRMK_{jmk} \perp QFEGRASS_{jmk} \quad (36)$$

$$QFEFM_{jmk} = \frac{\overline{QFEFM0}_{jmk}}{YJFRMK0_{jmk}} \cdot YJFRMK_{jmk} \perp QFEFM_{jmk} \quad (37)$$

$$QFEEDJ_{ife,milk,FR} = \sum_{jmk} QFEEDJ_{ife,jmk} \perp QFEEDJ_{jani,r} \quad (38)$$

$$QFEGRASS_{milk,FR} = \sum_{jmk} QFEGRASS_{jmk} \perp QFEGRASS_{milk,FR} \quad (39)$$

$$QFEMF_{milk,FR} = \sum_{jmk} QFEEDJ_{jmk} \perp QFEMF_{milk,FR} \quad (40)$$

$$XD_{xani,jmk} = \frac{\overline{XD0}_{xani,jmk}}{YJFRMK0_{jmk}} \cdot YJFRMK_{jmk} \perp XD_{xani,jmk} \quad (41)$$

2.5. Supply of agricultural goods: the processing sectors (Figures S4 to S8)

The processing sectors (index *jtrans*) cover biofuel production, sugar production and oil seeds crushing. They use production factors and agricultural products as intermediate consumption to produce several goods. For example, the crushing sectors produce both oil and meal, the sugar beet processing sectors produce sugar, ethanol and pulp and ethanol production sectors from cereals produce distillable dry grain solubles.

Production technologies are fixed, which means that the shares of the values of the different products, intermediate consumptions and production factors remain constant compared to the total value produced by the considered sector. Consequently, the relevant equations for these sectors correspond to the general case (Equations 1 to 5). Only demand for primary production factors (index *xtrans*) differs and remains proportional to the sector's production value (Equation 42).

$$XD_{xtrans,jtrans,r} = \frac{\overline{XD0}_{xtrans,jtrans,r}}{\overline{YJ0}_{jtrans,r}} \cdot YJ_{jtrans,r} \quad \perp \quad XD_{xtrans,jtrans,r} \quad (42)$$

3. Supply of production factors

3.1. Supply of production factors: the general case

Supply of primary production factor is determined by Equations (43) to (45). Equation (43) defines the optimal supply of production factors per sector. This supply function depends on the relative remuneration offered by the sectors and the total amount of the primary factor. The mobility of primary factors between sectors is represented by a Constant Elasticity of Transformation (CET) function. The elasticity for a perfectly mobile factor will be set at infinite, while it will be set to 0 if the factor is perfectly fixed. The total remuneration of a primary production factor is determined by Equation (44). It represents the average implicit remuneration of its use by different sectors. Finally, Equation (45) is a reduced form of the total amount of primary factor. It was assumed that this amount only depends on its own remuneration (we assume a double logarithm specification).

$$XS_{f,j,r} = CET(P_{f,j,r}, P_{f,r})X_{f,r} \quad \perp \quad XS_{f,j,r} \quad (43)$$

$$P_{f,r}X_{f,r} = \sum_j P_{f,j,r}XS_{f,j,r} \quad \perp \quad P_{f,r} \quad (44)$$

$$X_{f,r} = X_f(P_{f,r}) \quad \perp \quad X_{f,r} \quad (45)$$

3.2. Supply of agricultural land (Figure S9)

Supply for land (index $land$) to a sector is represented by a nested CET function and is summarised in Equation (46). Figure 9 provides a detailed representation of land supply. The nested representation allows considering different land qualities and substitutions between them according to the type of land use. However, the CET function does not guarantee the integrity of surfaces. At each level of the nested CET function, the sum of the value of land allocated to different sectors equals the value of available land. However, as relative prices evolve, the sum of the land allocated to different sectors is unequal to the quantity of available land. To solve this problem, for each of the CET functions representing land supply, land supply for a residual sector (index $jres$) was calculated to guarantee the integrity of Equation (47).

Consequently, land supply for grasslands (index $Lgrass$) and silage maize (index Lfm) is calculated as residuals according to Equation (47). The demand for grass and silage maize land is directly related to demand for corresponding feed by the livestock production sectors. Equations (48) and (49) allow the calculation of regional prices for grasslands (PLGRASS) and silage maize (PLMF).

Finally, the value of land available for agriculture is the sum of the value of land used by the different sectors, plus land for grassland and silage maize (Equation 50). An elasticity allows to increase total land supply when its remuneration increases (Equation 51).

$$XS_{land,jcrop,r} = CET(P_{land,jcrop,r}, P_{land,r})X_{land,r} \perp XS_{land,jcrop,r} \quad (46)$$

$$XS_{land,jres,r} = X_{land,r} - \sum_{(jcrop \neq jresid)} X_{land,jcrop,r} \perp XS_{land,jres,r} \quad (47)$$

$$XS_{Lgrass,r} = \left(\sum_{jani} QFEGRASS_{jani,r} \right) / \overline{YIELDGRASS_r} \perp PLGRASS_r \quad (48)$$

$$XS_{Lfm,r} = \left(\sum_{jani} QFEFM_{jani,r} \right) / \overline{YIELDFM_r} \perp PLFM_r \quad (49)$$

$$P_{land,r}X_{land,r} = \sum_{jcrop} P_{land,jcrop,r}XS_{land,jcrop,r} + PLGRASS_r \cdot XS_{Lgrass,r} + PLFM_r \cdot XS_{Lfm,r} \perp P_{land,r} \quad (50)$$

$$X_{land,r} = X_{land}(P_{land,r}) \perp X_{f,r} \quad (51)$$

3.3. Supply of production factors: crop production sectors (Figure S10)

Primary production factors and other inputs used in crops sectors (index xcrop) include specific labour, capital (machinery), fertilisers and pesticides. The stock of factors and inputs is common to all crop production sectors. The modelling of the supply of production factors to each sector corresponds to the general case, described in Equations (43) to (45), with $f = xcrop$ and $j = jcrop$.

3.4. Supply of production factors: livestock production sectors (Figure S11)

Primary production factors and other inputs used by livestock production sectors (index xani) include specific labour, capital (buildings, specific machinery⁹), herds and other inputs (energy, veterinary fees, etc.).

The capital stock for bovine (dairy and suckler) and ovine sectors is represented by Equations (43) to (45).

A specific capital stock for poultry and pig production sectors is distinguished. For these sectors, Equation (52) replaces Equations (43) to (45).

$$XS_{xani,jani,r} = X_{xani}(P_{xani,jani,r}) \perp XS_{xani,jani,r} \quad \forall jani = pig, poultry \quad (52)$$

3.5. Supply of production factors: the French dairy sector

Supply of production factors is modelled from a common stock of production factors available for bovine production (dairy and suckler). The nested CET functions allow differentiating the factors allocated to dairy systems from those allocated to suckler systems and furthermore also between the different types of dairy systems (highland/lowland, grass-based/maize silage-based) (Figure S12).

3.6. Supply of production factors: the processing sector (Figure S13)

Primary production factors for processing sectors include labour and capital (plant and machinery). They were assumed to be common and substitutable for oil seeds crushing, biodiesel production and ethanol production sectors from cereals. Equations (43) to (45) remain valid except for

⁹ Machinery used to produce feed crop was already includes in crop production sectors.

palm grain and coprah crushing, sugarcane and sugar beet processing, for which specific production factors were considered. Equations (43) to (45) are thus replaced by Equation (53).

$$XS_{xtrans,jtrans,r} = X_{xtrans}(P_{xtrans,jtrans,r}) \quad \perp \quad XS_{xtrans,jtrans,r} \\ \forall jtrans = \\ palm\ oil\ prod.,\ coprah\ oil\ prod.,\ beet\ sugar,\ cane\ sugar,\ ethanol\ from\ cane,\ ethanol\ from\ beet \quad (53)$$

4. Final demands for goods

Final product demand in a region is the sum of the demands for feed, food and other products. Those demands were calculated according Equations (54) to (58).

Final feed demand for a product i is determined by Equation (54): it is the sum of consumptions of i by all modeled livestock sectors ($jani$), plus the exogenous consumptions derived from non modelled livestock sectors.

Several independent product nests (index food) form the demand for food: meat, cereal and vegetable oil. Within a nest, products are potentially substitutable (Figure S14) through the implementation of CES functions (Equation 55). Equation (56) defines the composite price of a nest. Equation (57) determines final demand for a nest depending on its price and an expansion elasticity (double logarithm specification was assumed). Demands for sugar and milk (representing all the consumed dairy products expressed in milk equivalent excluding butter) are specific and non-substitutable with other products. As for the other nests, consumptions levels depend on their own price.

Finally, Equation (58) is a simplified approach to represent other uses, including stocks and demand for biofuel production. Demand for biofuel production is considered exogenously as mandatory inclusion mainly governs these markets.

$$FEED_{i,r} = \sum_{jani} (QFEED_{j,jani,r}) + \overline{FEED0}_{ir} \quad \perp \quad FEED_{i,r} \quad (54)$$

$$FOOD_{i,r} = CES(P_{i,r}, PFOOD_{food,r}) QFOOD_{food,r} \quad \perp \quad FOOD_{i,r} \quad \forall i \in food \quad (55)$$

$$\sum_i P_{i,r} FOOD_{i,r} = PFOOD_{food,r} QFOOD_{food,r} \quad \perp \quad PFOOD_{food,r} \quad \forall i \in food \quad (56)$$

$$QFOOD_{food,r} = QFOOD_{food,r}(PFOOD_{food,r}) \quad \perp \quad QFOOD_{food,r} \quad (57)$$

$$OTHUSE_{i,r} = OTHUSE_{i,r}(P_{i,r}) \quad \perp \quad OTHUSE_{i,r} \quad (58)$$

5. Market equilibrium conditions

Equation (59) is the equilibrium condition for the different primary factor markets. Equation (60) defines the net trade of products by region. The world commodity prices ensure that global commodity markets are equilibrated (Equation 61). Finally the transmission between world and

regional commodity prices depends on trade policy instruments (T) (Equation 62). These instruments are expressed in ad valorem.

$$XS_{f,j,r} = XD_{f,j,r} \quad \perp \quad P_{f,j,r} \quad (59)$$

$$NT_{i,r} = \sum_j YS_{i,j,r} - FEED_{i,r} - FOOD_{i,r} - OTHUSE_{i,r} \quad \perp \quad NT_{i,r} \quad (60)$$

$$\sum_r NT_{i,r} = 0 \quad \perp \quad PW_i \quad (61)$$

$$P_{i,r} = PW_i(1 - T_{i,r}) \quad \perp \quad P_{f,j,r} \quad (62)$$

6. List of commodities, sectors, factors and regions

6.1. Sectors and commodities

Table S1: Sectors and commodities considered in MATSIM-LUCA.

Sectors	Commodities
Agricultural crop productions:	
Wheat production	Wheat
Corn production	Corn
Barley production	Barley
Rice production	Rice
Other cereals production	Other cereals
Fieldpeas production	Field peas
Rapeseed production	Rapeseed
Sunflower seed production	Sunflower seed
Soybean production	Soybean
Palm bunch production	Palm bunch
Peanut production	Peanut
Cotton seed production	Cotton seed, (Cotton lint)
Copra production	Copra
Sugar beet production	Sugar beet
Sugar cane production	Sugar cane
Agricultural animal productions:	
Milk production, pastoral	Milk, Beef meat
Milk production, M&L*	Milk, Beef meat
Beef meat production, pastoral	Beef meat
Beef meat production, M&L*	Beef meat
Sheep and goat meat production, pastoral	Sheep and goat meat
Sheep and goat meat production, M&L*	Sheep and goat meat
Pig meat production	Pig meat
Egg and poultry production	Eggs and poultry
French milk productions:	
Highland	Milk, Beef meat
Organic	Milk, Beef meat
Grazing	Milk, Beef meat
Intensive grazing	Milk, Beef meat
Maize	Milk, Beef meat
Intensive maize	Milk, Beef meat
Very intensive maize	Milk, Beef meat
Food processing:	
Rapeseed crushing	Rape oil, Rape meal
Sunflower crushing	Sunflower oil, Sunflower meal
Soybean crushing	Soybean oil, Soybean meal
Palm bunch crushing	Palm oil, Palm kernel
Palm kernel crushing	Palm kernel oil, Palm kernel meal
Peanut crushing	Groundnut oil, Groundnut meal
Cotton seed crushing	Cottonseed oil, Cottonseed meal
Copra crushing	Copra oil, Copra meal
Beet sugar production	White sugar, beet pulp
Cane sugar production	White sugar
Biofuels:	
Corn ethanol production	Bio-ethanol, Dried Distiller Grains with Soluble (DDGS) from corn
Wheat ethanol production	Bio-ethanol, DDGS from wheat
Barley and other cereal ethanol production	Bio-ethanol, DDGS from other cereals
Sugar beet ethanol production	Bio-ethanol, beet pulp

Sugar cane ethanol production	Bio-ethanol
Rape oil biodiesel production	Biodiesel
Sunflower oil biodiesel production	Biodiesel
Soybean oil biodiesel production	Biodiesel
Palm oil biodiesel production	Biodiesel
Copra oil biodiesel production	Biodiesel
Cotton oil biodiesel production	Biodiesel

*M&L = Mixed and Landless production systems

6.2. Production factors

Land, other primary production factors.

6.3. Countries / Regions

Table S2: Countries and regions considered in MATSIM-LUCA.

	Countries / Regions	Abbreviation
Individual countries (9)	Australia	AUS
	Argentina	ARG
	Brazil	BRA
	Canada	CAN
	China	CHN
	France	FR
	Mexico	MEX
	Thailand	THA
	United-States of America	USA
Regions (8)	North-Africa	NAF
	Sub-Saharan Africa	SSA
	South Asia	SA
	South-East Asia	SEA
	East Asia	EA
	Former Soviet Union	CIS
	European Union minus France	E26
	Rest of the World	ROW

7. Figures

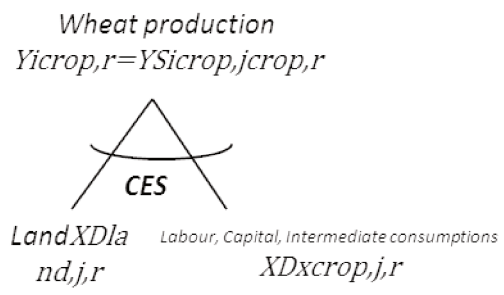


Figure S1: Production technology for crop production (ex. Wheat production sector).

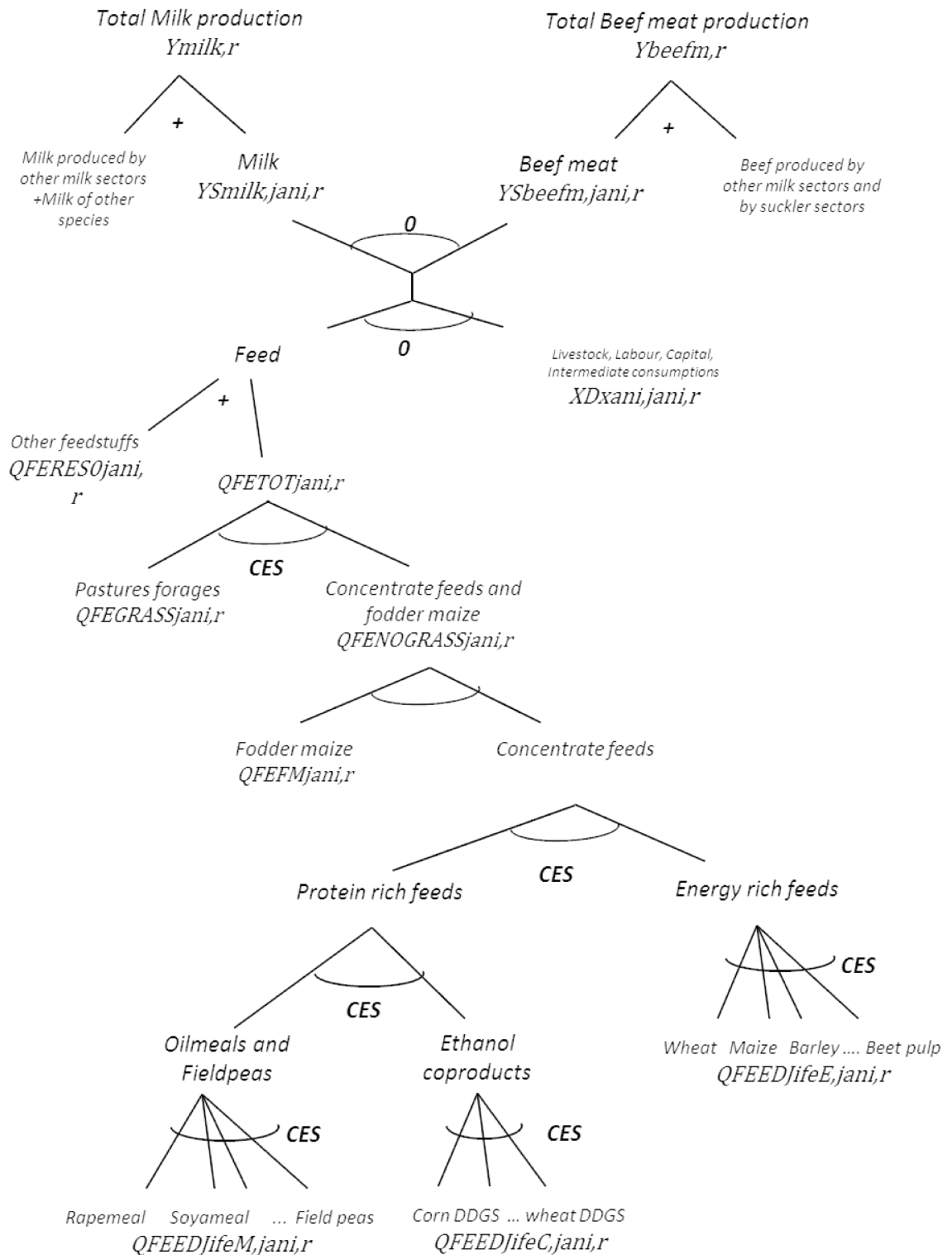


Figure S2: Production technology livestock production (ex. Bovine milk in mixed and landless sector).

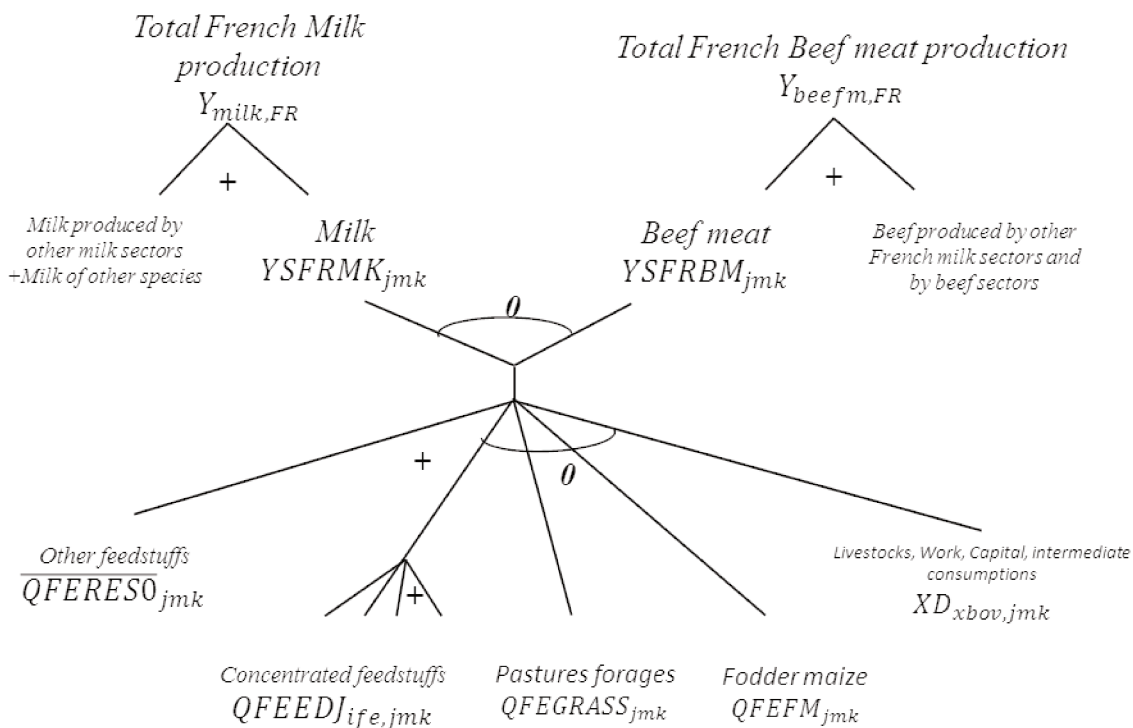


Figure S3: Production technology for the French dairy sector.

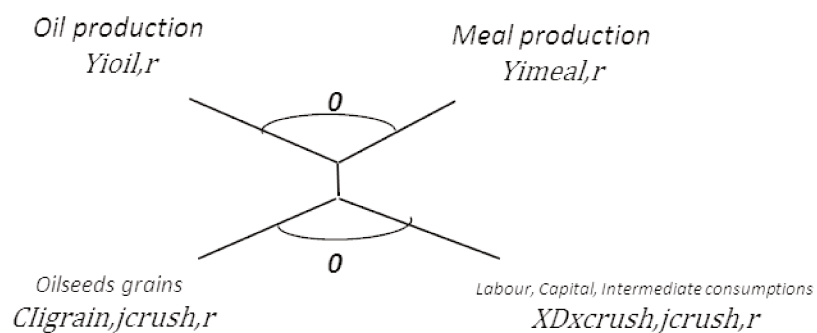


Figure S4: Production technology for crushing sectors (All oilseeds except palm bunch).

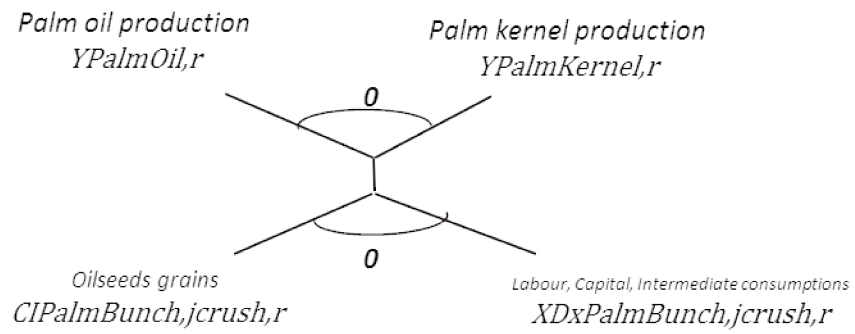


Figure S5: Production technology for palm bunch crushing sectors.

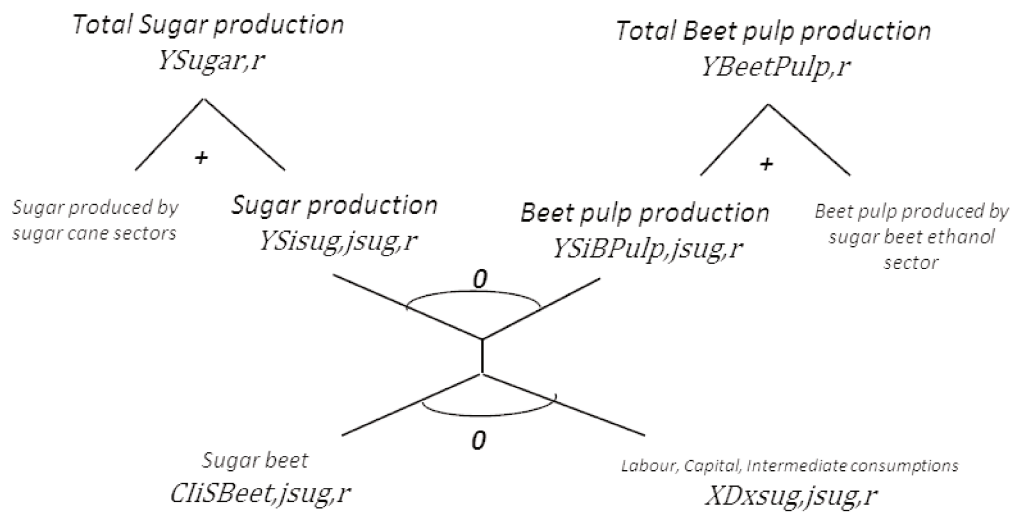


Figure S6: Production technology for sugar production sectors.

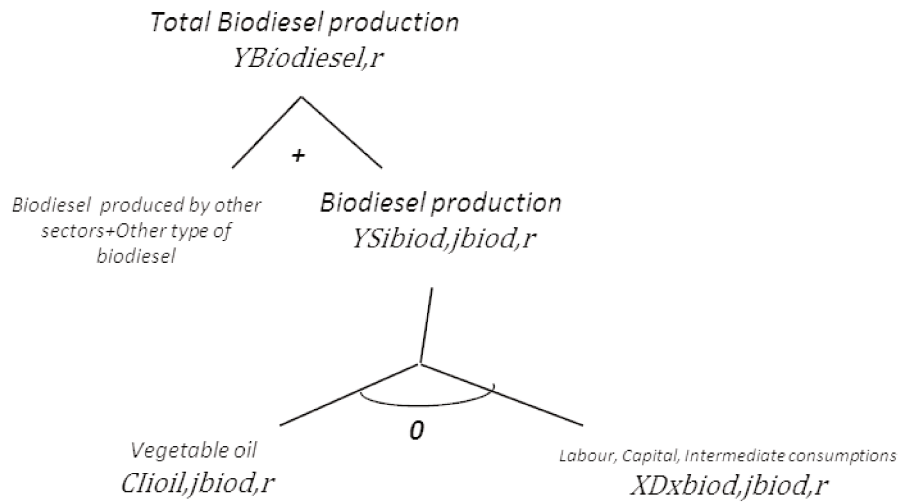


Figure S7: Production technology for biodiesel production sectors.

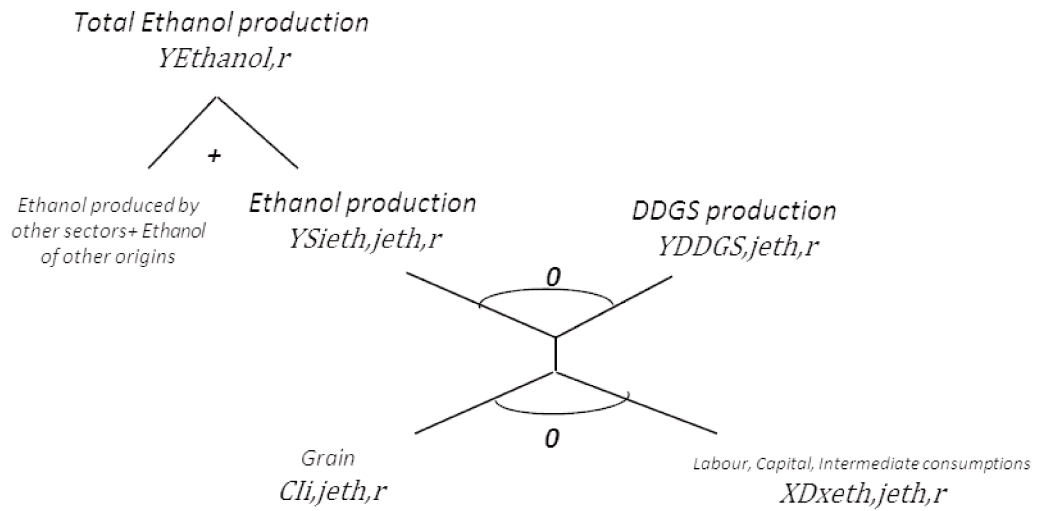


Figure S8: Production technology for ethanol production sectors (ex. Ethanol from grains).

Fodder maize used by animal systems
 $QFEFM_{jani,r}YIELD_{FMr}$

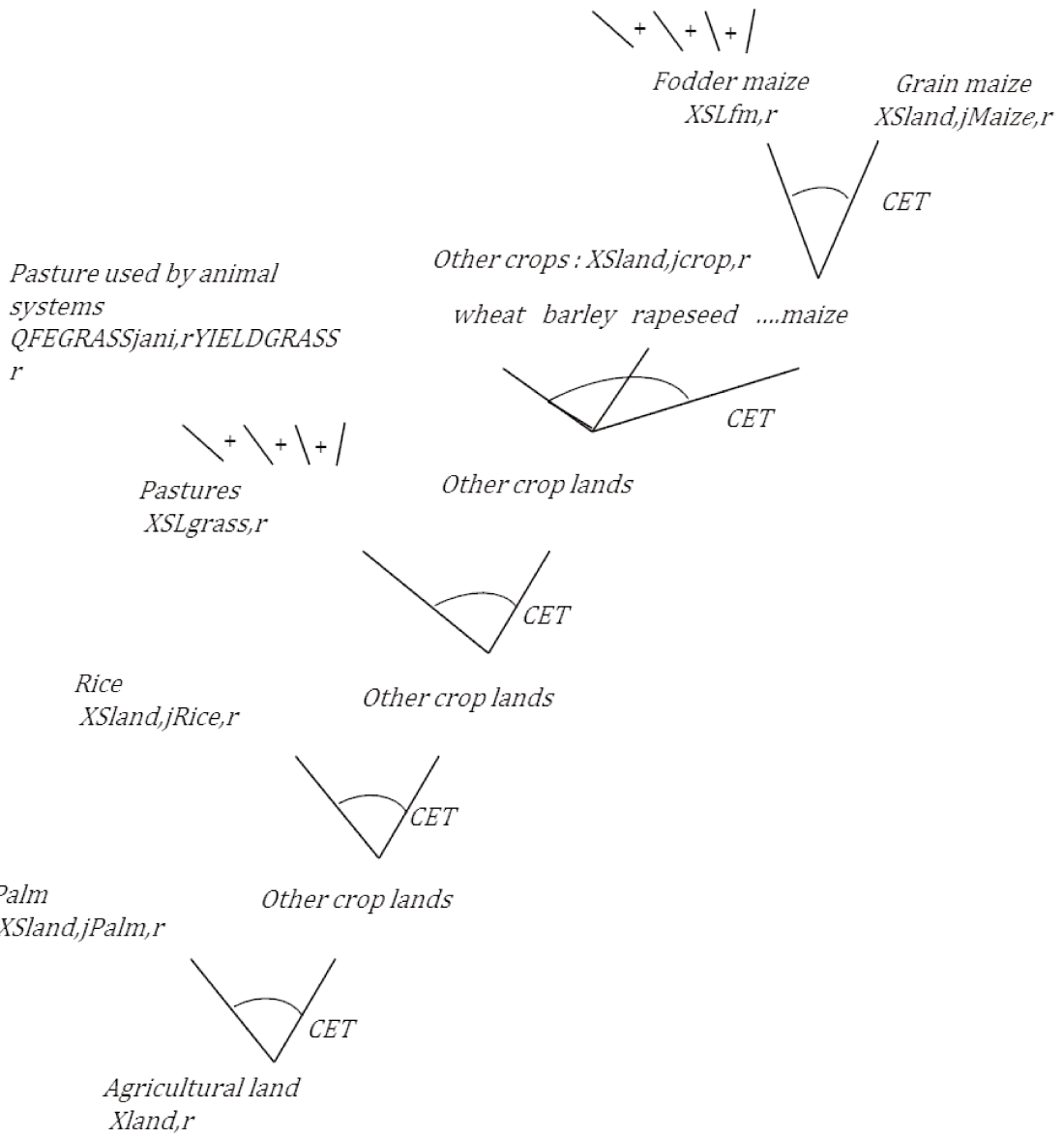


Figure S9: Scheme for Land supply.

Labour, Capital, Intermediate consumptions
 $XSxcrop,jwheat,r...XSxcrop,jrapeseed$

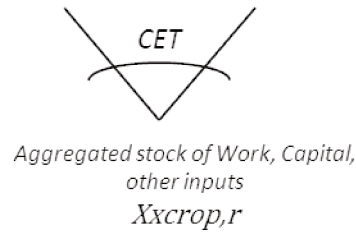


Figure S10: Scheme for agricultural production factors supply.

Labour, Capital, Intermediate consumptions
 $XSxcrush,jrapeseed_crush,r...XSxcrush,jsoybean_crush,r$

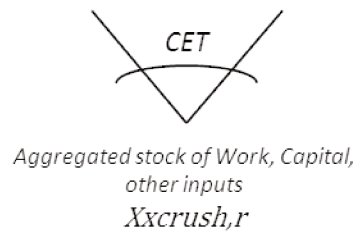


Figure S11: Scheme for factor supply in processing sectors (ex. Factors for oilseed crushing).

Beef meat, Mixed and landless system Beef meat, Pastoral system Bovine milk, Mixed and landless system Bovine milk, Pastoral system
 $XSxbov,jBeefML,r$ $XSxbov,jBeefP,r$ $XSxbov,jMlkP,r$ $XSxbov,jMlkP,r$

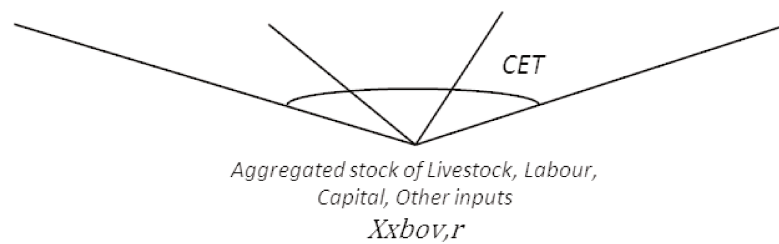


Figure S12: Scheme for production factors supply in ruminant animal production systems (ex. Factors in bovine systems).

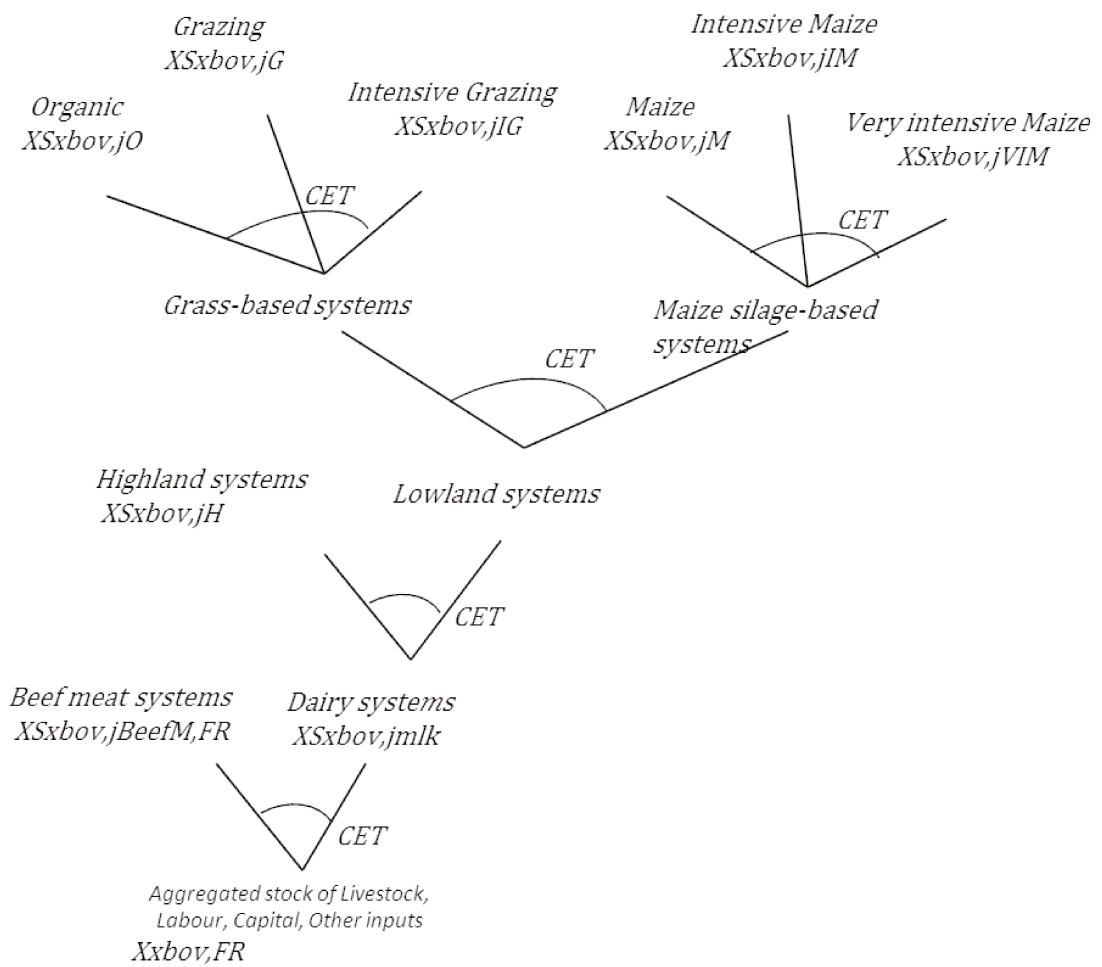


Figure S13: Scheme for production factors supply in French bovine production systems.

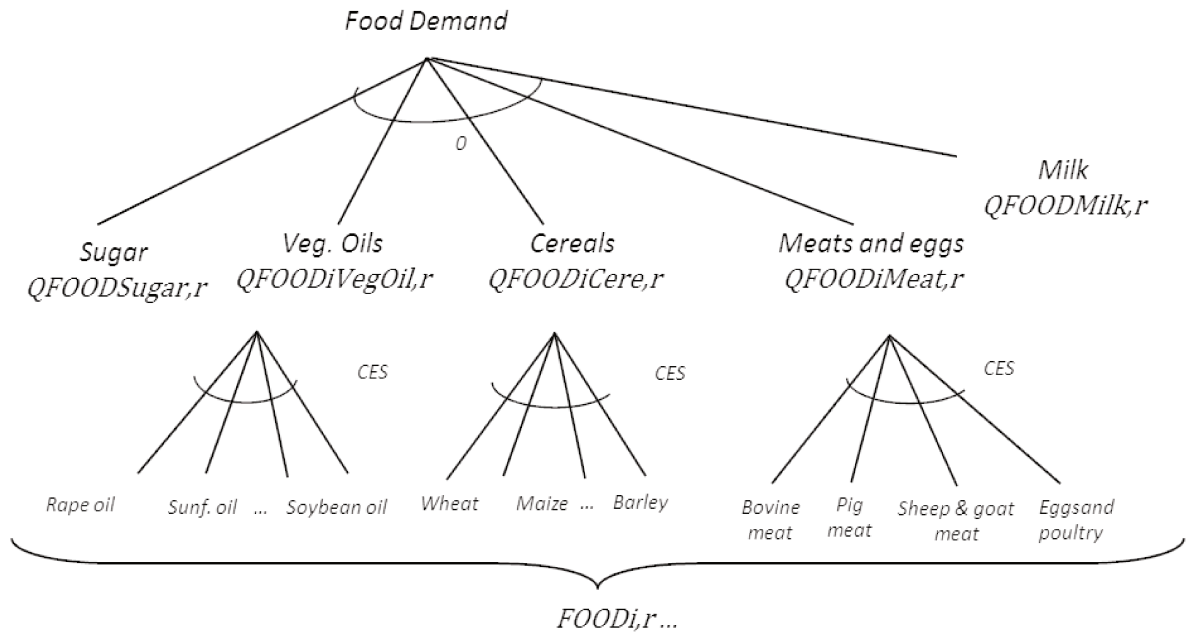


Figure S14: Scheme of food demand.

Section 2: Material and methods

Table S3: Affectation of MATSIM zone to a level of development according to OECD and FAO (2014). ARG: Argentina, AUS: Australia, BRA: Brazil, CAN: Canada, CHN: China, CIS: Former Soviet Union, E26: European Union excluding France, EA: East Asia, FR: France, MEX: Mexico, NAF: North Africa, ROW: Rest of the world, SA: South Asia, SEA: South East Asia, SSA: Sub-Saharan Africa, THA: Thailand, USA: United States of America.

Zone type	MATSIM zone
Developed	FR
	AUS
	CAN
	E26
	EA
	USA
BRICS	BRA
	CHN
	CIS
	SA
Developing	ARG
	MEX
	NAF
	ROW
	SEA
	SSA
	THA

Table S4: Food consumption per capita considered in each scenario. S0: baseline, dairy quotas in FR and E26; S1: agricultural markets in 2030, quota removed; S2LD: low demand for dairy products; S2HD: high demand for dairy products; S3LD: low demand for both dairy and meat products; S3HD: high demand for both dairy and meat products.

Product	Type of zone	MATSIM zone	S0/S1	S2LD	S2HD	S3LD	S3HD
Dairy products	Developed	FR	Consumption per capita 2030	Consumption per capita 2015	Consumption per capita 2030	Consumption per capita 2015	Consumption per capita 2030
		AUS					
		CAN					
		E26					
		EA					
	USA						
	BRICS	BRA				Consumption per capita 2030 + 15%	Consumption per capita 2030 + 15%
		CHN					
		CIS					
		SA					
Developing	ARG						
	MEX						
	NAF						
	ROW						
	SEA						
	SSA						
	THA						
Meat [†]	Developed	FR		Consumption per capita 2030	Consumption per capita 2030	Consumption per capita 2015	Consumption per capita 2030
		AUS					
		CAN					
		E26					
		EA					
	USA						
	BRICS	BRA					Consumption per capita 2030 + 15%
		CHN					
		CIS					
		SA					
Developing	ARG						
	MEX						
	NAF						
	ROW						
	SEA						
	SSA						
	THA						

[†]: Aggregated demand for meat, including beef, poultry and egg, pig, sheep and goat.

Table S5: Food demand considered for the study. S0: baseline, dairy quotas in FR and E26; S1: agricultural markets in 2030, quota removed; S2LD: low demand for dairy products; S2HD: high demand for dairy products; S3LD: low demand for both dairy and meat products; S3HD: high demand for both dairy and meat products. Mt: Million tons.

Product	MATSIM zone	Demand for food (Mt)						% of change compared to S0 (%)						
		S0	S1	S2LD	S2HD	S3LD	S3HD	S1	S2LD	S2HD	S3LD	S3HD		
Dairy products	Developed	FR	17.33	17.33	17.13	17.33	17.13	17.33	0	-1.1	0	-1.1	0	
		AUS	5.77	5.77	5.77	5.77	5.77	5.77	0	-0.1	0	-0.1	0	
		CAN	6.96	6.96	6.96 [‡]	6.96	6.96 [‡]	6.96	0	0 [‡]	0	0 [‡]	0	
		E26	116.44	116.44	109.2	116.44	109.2	116.44	0	-6.2	0	-6.2	0	
		EA	11.84	11.84	10.88	11.84	10.88	11.84	0	-8.1	0	-8.1	0	
		USA	98.25	98.25	91.33	98.25	91.33	98.25	0	-7	0	-7	0	
	BRICS	BRA	42.1	42.1	35.29	48.41	35.29	48.41	0	-16.2	15	-16.2	15	
		CHN	70.3	70.3	49.14	80.84	49.14	80.84	0	-30.1	15	-30.1	15	
		CIS	54.1	54.1	49.95	62.22	49.95	62.22	0	-7.7	15	-7.7	15	
		SA	261.69	261.69	189.51	300.95	189.51	300.95	0	-27.6	15	-27.6	15	
	Developing	ARG	11.42	11.42	9.69	13.13	9.69	13.13	0	-15.1	15	-15.1	15	
		MEX	19.58	19.58	17.81	22.52	17.81	22.52	0	-9	15	-9	15	
		NAF	22.63	22.63	19.5	26.03	19.5	26.03	0	-13.8	15	-13.8	15	
		ROW	95.45	95.45	87.26	109.77	87.26	109.77	0	-8.6	15	-8.6	15	
		SEA	8.56	8.56	7.01	9.84	7.01	9.84	0	-18.1	15	-18.1	15	
		SSA	59.16	59.16	48.71	68.03	48.71	68.03	0	-17.7	15	-17.7	15	
		THA	1.88	1.88	1.61	2.16	1.61	2.16	0	-14.2	15	-14.2	15	
		World demand	903.46	903.46	756.76	1000.5	756.76	1000.5	0	-16.2	10.7	-16.2	10.7	
	Meat [†]	Developed	FR	6.58	6.58	6.58	6.58	6.58 [‡]	6.58	0	0	0	0 [‡]	0
			AUS	3.69	3.69	3.69	3.69	3.57	3.69	0	0	0	-3.3	0
CAN			4.05	4.05	4.05	4.05	4.05 [‡]	4.05	0	0	0	0 [‡]	0	
E26			41.96	41.96	41.96	41.96	40.76	41.96	0	0	0	-2.9	0	
EA			13.65	13.65	13.65	13.65	12.27	13.65	0	0	0	-10.1	0	
USA			48.26	48.26	48.26	48.26	45.82	48.26	0	0	0	-5.1	0	
BRICS		BRA	24.61	24.61	24.61	24.61	22.69	28.30	0	0	0	-7.8	15	
		CHN	152.78	152.78	152.78	152.78	141.78	175.70	0	0	0	-7.2	15	
		CIS	22.95	22.95	22.95	22.95	20.3	26.40	0	0	0	-11.5	15	
		SA	23.54	23.54	23.54	23.54	16.36	27.07	0	0	0	-30.5	15	
Developing		ARG	5.57	5.57	5.57	5.57	5.3	6.40	0	0	0	-4.7	15	
		MEX	13.01	13.01	13.01	13.01	11.79	14.96	0	0	0	-9.4	15	
		NAF	8.21	8.21	8.21	8.21	7.31	9.44	0	0	0	-11	15	
		ROW	66.05	66.05	66.05	66.05	61.62	75.96	0	0	0	-6.7	15	
		SEA	17.42	17.42	17.42	17.42	13.5	20.03	0	0	0	-22.5	15	
		SSA	28.31	28.31	28.31	28.31	23.52	32.55	0	0	0	-16.9	15	
		THA	4.57	4.57	4.57	4.57	3.22	5.25	0	0	0	-29.6	15	
		World demand	485.2	485.2	485.2	485.2	409.55	540.25	0	0	0	-15.6	11.3	

[†]: Aggregated demand for meat, including beef, poultry and egg, pig, sheep and goat.

[‡]: When consumptions per head in 2015 were upper than those in 2030, consumptions of 2030 were kept.

Table S6: Livestock production and world prices in the different zones considered. 2009: calibration year of MATSIM-LUCA; S0: baseline, dairy quotas in FR and E26; S1: agricultural markets in 2030, quota removed. Mt: Million tons; USD/t: United-States Dollar per ton.

Type of zone	Milk			Bovine meat			All meat		
	Mt			Mt			Mt		
	2009	S0	S1	2009	S0	S1	2009	S0	S1
FR - All	22.7	23.3	24.0	1.5	1.6	1.6	6.5	6.9	6.9
E26	124.4	131.6	136.7	6.4	6.6	6.7	43.1	45.6	45.8
Developed	113.6	134.7	134.2	16.1	21.3	21.2	64.0	82.1	82.0
BRICS	281.2	454.5	450.9	23.8	32.6	32.5	156.1	238.3	238.3
Developing	138.1	227.3	226.2	18.7	27.6	27.6	78.0	120.1	120.1
World price (USD/t)	332	492	489	3896	5501	5480	-	-	-
Type of zone	Sheep & goat meat			Pig meat			Poultry and egg		
	Mt			Mt			Mt		
	2009	S0	S1	2009	S0	S1	2009	S0	S1
FR - All	0.1	0.1	0.1	2.3	2.5	2.5	2.6	2.7	2.7
E26	0.9	0.9	0.9	19.9	21.7	21.7	15.9	16.5	16.5
Developed	0.8	1.0	1.0	15.1	17.9	17.9	32.1	41.9	41.9
BRICS	6.1	11.3	11.3	54.8	78.1	78.1	71.4	116.2	116.2
Developing	5.5	8.5	8.5	12.7	22.4	22.4	41.1	61.5	61.5
World price (USD/t)	3495	6001	5998	2202	2939	2940	1551	1798	1798

References

OECD, FAO, 2014. OECD-FAO Agricultural outlook 2014, OECD, Paris, France.

Chapitre 4.

**Combining Life Cycle Assessment and economic modelling
to assess environmental impacts of agricultural policies.
The case of the French ruminant sector**

Ce chapitre intègre les résultats des deux chapitres précédents afin de répondre à la question de recherche posée au chapitre 1 : « Comment utiliser les données issues des modèles économiques pour évaluer les impacts sur l'environnement de différents instruments de politiques agricole par ACV conséquentielle ? Application au secteur laitier en France ».

Les effets potentiels de la modification d'instruments de politiques publiques, via les effets prix, portent sur la modification des quantités de biens produites, la modification des fournisseurs, l'intensification des technologies de productions et les changements d'affectation des terres. Ce chapitre présente donc la méthodologie développée dans le cadre de cette thèse pour capter l'ensemble de ces effets et évaluer leurs impacts sur l'environnement par ACV conséquentielle. Deux exemples sont proposés pour illustrer la méthodologie mise en œuvre. Le premier exemple, la suppression des quotas laitiers en Union Européenne, correspond à la modification d'un instrument de régulation des marchés laitiers. Le deuxième exemple, l'introduction d'une prime à l'herbe en Union Européenne, est un instrument visant à orienter la production de ruminants vers des systèmes favorisant le stockage de carbone et le maintien de la biodiversité.

La suppression des quotas laitiers entraîne une augmentation de la production de lait et de viande bovine issue des secteurs laitier et allaitant en France et dans le reste de l'Union Européenne. Cette augmentation de la production de viande bovine au niveau européen entraîne une diminution de cette production ailleurs dans le monde. MATSIM-LUCA a permis d'identifier la production de viande bovine au USA comme le principal marché affecté. Les résultats d'ACVC montrent que l'impact du lait supplémentaire est inférieur à celui du lait moyen, principalement en raison de la production de viande bovine évitée aux USA. L'implémentation de la prime à l'herbe entraîne une transition des rations animales vers une plus grande consommation de fourrages herbagers, au détriment des concentrés. Cette forte augmentation de la demande en herbe entraîne une augmentation des surfaces en prairies, et, finalement, une compétition accrue pour la ressource en terre entre les cultures et les prairies. Cette compétition a pour effet de déplacer une partie des cultures arables hors de l'Union Européenne d'une part, et d'intensifier les productions demeurant dans cette zone d'autre part. Nos résultats montrent que les impacts environnementaux associés aux hectares totaux supplémentaires utilisés pour la production de ruminants sont négatifs pour toutes les catégories d'impacts, exception faite de l'occupation des terres. Ces résultats peuvent être interprétés comme des impacts évités.

Combining Life Cycle Assessment and economic modelling to assess environmental impacts of agricultural policies. The case of the French ruminant sector

Thibault Salou^{a,b,c}, Chantal Le Mouél^c, Fabrice Levert^c, Agneta Forslund^d, Hayo M.G. van der Werf^b

^a ADEME, 49000 Angers, France

^b UMR SAS, INRA, AGROCAMPUS OUEST, 35000 Rennes, France

^c UMR SMART, INRA, AGROCAMPUS OUEST, 35000 Rennes, France

^d SAE2, INRA, 35000 Rennes, France

Abstract

Purpose: Numerous policy instruments are applied to agricultural production in the European Union. Implementing such instruments may significantly affect environmental impacts of agricultural production. In this paper, we investigated potential environmental impacts of two European Union policy instruments: dairy quota removal and implementation of a grass premium, using a Consequential Life Cycle Assessment (CLCA) modelling approach.

Methods: MATSIM-LUCA, a partial equilibrium model of global agricultural markets, was used to assess market effects of policy instrument changes and to identify the affected processes. Outputs of the model were used to feed a CLCA.

Results and discussion: Our main findings were that quota removal led to increased milk production in France, increased production of both dairy cull cows and suckler cows, while avoided beef cow production was localised outside the European Union. Regarding environmental impacts, the additional milk production had lower impacts than the average French milk, mostly due to the avoided beef cow production. With the implementation of the grass premium, a switch from a concentrate-based to a grass-based diet was observed for the European Union. Increased demand for grass led to grassland expansion at the expense of cropland, and finally to an increased area needed to produce livestock products. Intensification of crop production in Europe occurred at the same time, thus reducing competition for land between different land uses but increasing environmental impacts of crop production when expressed per ha. Environmental impacts of the supplementary hectares used to produce ruminant products were negative for all impacts categories.

Conclusions: Considering the effects of intensification of crop production is of key importance when assessing the impacts of land-use change.

Keywords: Consequential life cycle assessment, partial equilibrium model, agricultural policy, livestock production, dairy quota, grass premium

Summary of abbreviations

AC: Acidification

ALCA: Attributional Life Cycle Assessment

CED: Cumulative Energy Demand

CGEM: Computable General Equilibrium Model

CLCA: Consequential Life Cycle Assessment

DM: Dry Matter

E26: European Union excluding France

EU27: European Union

EcoSys: Ecosystems

EcoTox: Freshwater ecotoxicity

EU: Eutrophication

FPCM: Fat and Protein Corrected Milk

FR: France

FU: Functional Unit

G: Grass-based milk production

GWP: Global Warming Potential

Ha: Hectare

H: Highland milk production

IG: Intensive Grass-based milk production

IM: Intensive Maize silage-based milk production

kg: Kilogramme

LC: Land Competition

LCA: Life Cycle Assessment

LCI: Life Cycle Inventory

LUC: Land Use Change

M: Maize silage-based milk production

Mha: Million hectares

MJ: Megajoule

Mt: Million ton

O: Organic milk production

PEM: Partial Equilibrium Model

t: ton

VIM: Very Intensive Maize silage-based milk production

1. Introduction

Implementation of agricultural policy instruments may affect environmental impacts of agriculture in two ways: i) via agricultural markets through changes in commodity prices as well as production and consumption levels; ii) through changes in agricultural production technologies or iii) through shifts in the relative shares of co-existing production technologies in the total agricultural production (van den Berg et al. 2012). Within the European Union (EU27¹⁰), many policy instruments of the Common Agricultural Policy (CAP) affect the livestock production sector (Viscecchia and Giannoccaro 2014). Considering that the crop and livestock sectors interact strongly through animal feed use, implementing or modifying these instruments could significantly affect environmental impacts of both sectors. Certain studies have combined an economic model and a biotechnical module to assess some environmental effects of such policy instrument changes (Colman et al. 2002; Gocht et al. 2016; Kempen et al. 2011; OECD 2010; van den Berg et al. 2012). However, these studies were more about quantifying environmental flows (greenhouse gases, nitrogenous substances, land-use change) than about assessing impacts as in Life Cycle Assessment (LCA). LCA is a standardised multi-criteria method (ISO 2006a; ISO 2006b) that aims at inventorying relevant environmental flows associated with a product all along its life cycle in order to aggregate them, thanks to characterisation factors, in various local and global potential environmental impacts.

In current practice, two types of LCA are distinguished. The first type, known as Attributional LCA (ALCA), aims at describing a status-quo situation. Processes included in the scope of an ALCA are related to the studied system by a technological cause-effect chain. The second type, known as Consequential LCA (CLCA), is a more recent proposition (Weidema et al. 1999; Weidema 2003; Weidema et al. 2009); it aims at assessing potential environmental impacts in a change-oriented situation, i.e. the impacts result from a modification of the studied system. Here the scope is different and the processes included are only those affected, directly or indirectly, by the change. Whereas ALCA considers a technological cause-effect chain, CLCA considers a market or social cause-effect chain (SCORELCA. 2013). CLCA is therefore an interesting tool to assess environmental impacts of policy instruments (Bento and Klotz 2014; Plevin et al. 2014; SCORELCA. 2013; Whitefoot and Skerlos 2016) and has already been successfully used for this purpose, especially in the energy and biofuel sectors (Dandres et al. 2011; Dandres et al. 2012; Igos et al. 2015; Jones et al. 2016; Vazquez-Rowe et al. 2014).

However, even if the theoretical framework of CLCA is now well established and numerous studies have been published, a lack of consensus on its practical implementation remains (Zamagni et al. 2012). One of the main challenges in CLCA is the identification of affected markets (Weidema et al. 2009). In the early stages of CLCA, a framework based on a decision tree to identify affected

¹⁰ EU27 : Austria, Belgium, Bulgaria, Cyprus, Czech Republic, Denmark, Estonia, Finland, France, Germany, Greece, Hungary, Ireland, Italy, Latvia, Lithuania, Luxembourg, Malta, Netherlands, Poland, Portugal, Romania, Slovakia, Slovenia, Spain, Sweden, United Kingdom.

markets was proposed (Ekvall and Weidema 2004; Schmidt 2008; Weidema 2003). Later, economic modelling, through partial equilibrium models (PEM) or computable general equilibrium models (CGEM), was used for this purpose (Marvuglia et al. 2013). As demonstrated by Vázquez-Rowe et al. (2013), the choice of the modelling approach is a key point, as it strongly affects CLCA results. In order to help LCA practitioners, SCORELCA. (2013) proposed a decision tree to identify the relevant LCA modelling approach. As mentioned above, CLCA by extending the scope of the analysis beyond the system under study, is the only appropriate LCA approach to assess impacts of policy instruments (Bento and Klotz 2014; Plevin et al. 2014; Rajagopal 2014). Within the CLCA framework, a distinction is made between marginal changes (weak magnitude of consequences) and non-marginal changes (strong magnitude of consequences). The magnitude of consequences is considered non-marginal when the change is so important that the average process needs significant changes or investments (SCORELCA. 2013). When changes are marginal, the identification of marginal processes according to the decision tree approach (Weidema 2003) may be sufficient, whereas PEM or CGEM are to be preferred to identify marginal processes when changes are non-marginal.

Given the significant impacts of livestock production on the environment (Leip et al. 2010; Steinfeld et al. 2006), assessing the impacts of policy instruments applied or envisaged in this sector is a key and challenging issue. In this paper, effects of two policy instrument changes in the EU27 livestock sectors are investigated: dairy quota removal and the implementation of a grass premium in the ruminant sector. After 30 years of dairy quota regime in the European Union, the 2003 Luxembourg reform introduced several modifications of the common organisation market for dairy products and endorsed the quota removal in 2015, after a period of “soft landing”, which consisted in a gradual increase of quota allocated to each Member State before 2015 (European Commission 2004). The ruminant sector is one of the main contributors to greenhouse gas emissions (Leip et al. 2010; Steinfeld et al. 2006). Within the range of possible mitigation strategies, carbon sequestration through conversion of croplands into grasslands has been identified as a promising option (Conant et al. 2001). Thus, implementing a grass premium to favour a switch to grass-based ruminant systems to reduce impacts of ruminants on climate change could be considered. In the 2013 Common Agricultural Policy reform, greening actions such as crop diversification or maintenance of permanent grassland, have been decided by EU27 (European Commission 2011) and are already implemented in several Member States (Hart 2015). The aims of these measures are to making soils and ecosystems more resilient, to preserve soil organic carbon and habitats associated with grasslands (Hart 2015). The rationale of a grass premium is thus that moving toward grass-based ruminant systems would decrease environmental impacts and increase positive externalities.

As changes due to these policy changes are expected to be non-marginal, notably due to the strong connection between: i) crop and livestock production sectors and ii) within the livestock sector, between dairy and suckler cow production sectors (Puillet et al. 2014), we used MATSIM-LUCA, a PEM, to identify market effects of policy changes.

The aim of this paper is first to propose a CLCA framework to assess environmental impacts of policy instrument change in the ruminant sector. Then this CLCA framework is used to assess environmental impacts of two EU27 Common Agricultural Policy instruments: i) dairy quota removal and ii) implementation of a grass premium in the ruminant sector.

2. Materials and methods

2.1. Goal and scope

The aim of this study was to assess the environmental impacts resulting from a change in the production context of French and EU dairy and ruminant systems, due to changes in policy instruments. The first change is the removal of dairy quota in the EU27 and the second is the implementation of a grass premium in the EU27. MATSIM-LUCA, a partial equilibrium model of global agricultural markets (for a description see 2.3.3) was used to assess the market effects and the land-use change (LUC) impacts in response to these policy changes. The aims of this study were to assess environmental impacts of: i) supplementary French cow milk produced in response to dairy quota removal and ii) supplementary total hectares used for ruminant production in response to the introduction of grass premium.

2.2. Scenario description

We designed three scenarios (Table 1), all of which represented world agricultural markets projected in 2030 according to OECD and FAO (2014). Q represents world agricultural markets with dairy quota still in force in the EU27, it is our baseline scenario for the assessment of quota removal effects. Quota were implemented in the model according to Salou et al (Chapter 3). Scenario QR represents world agricultural markets after quota removal. It was used both as an alternative scenario to assess the effects of quota removal and as a baseline scenario to assess the effects of the implementation of a grass premium in the EU27.

The GP scenario represents world agricultural markets with dairy quota removed and a grass premium implemented with grassland yields increased by 20% in the EU27 (Table 1). In the model, the grass premium acts by reducing the grass production cost for farmers. In practice, markets for grass do not exist, the grass premium is most often implemented through a grassland hectare premium (Hart 2015). As in MATSIM-LUCA, markets for grass and for grassland are directly linked through exogenous grassland yields (Chapter 3), there is also a direct link between the grass premium and the grassland premium. For the ease of the implementation in the model, we chose to apply the premium to grass. A limitation of MATSIM-LUCA is that grassland yields are exogenous, i.e. determined outside the model and fixed. Yet, as the grass premium is expected to increase the profitability of

producing grass and to expand the grassland area in the EU27, it is likely that both better land quality would be devoted to grassland and producers would adjust their farming practices towards grassland intensification. Both mechanisms would likely lead to increased grassland yields. Thus, we decided to add a 20% increase in the EU27 grassland yields due to the grass premium implementation in the GP scenario.

Table 1: Description of the three scenarios and impacts assessed for transition from one scenario to another. EU26: European Union excluding France; FR: France.

Scenario	Description
Q	Agricultural markets projected in 2030 + dairy quota present in EU26 and FR
QR	Agricultural markets projected in 2030 with dairy quota removed
GP	Agricultural markets projected in 2030 without dairy quota, grass premium = 60% of grass price, grassland yields increased by 20% in E26 and FR

Transition	Impacts assessed
Q → QR	Impacts of dairy quota removal in EU26 and FR
QR → GP	Impacts of grass premium implementation in EU26 and FR

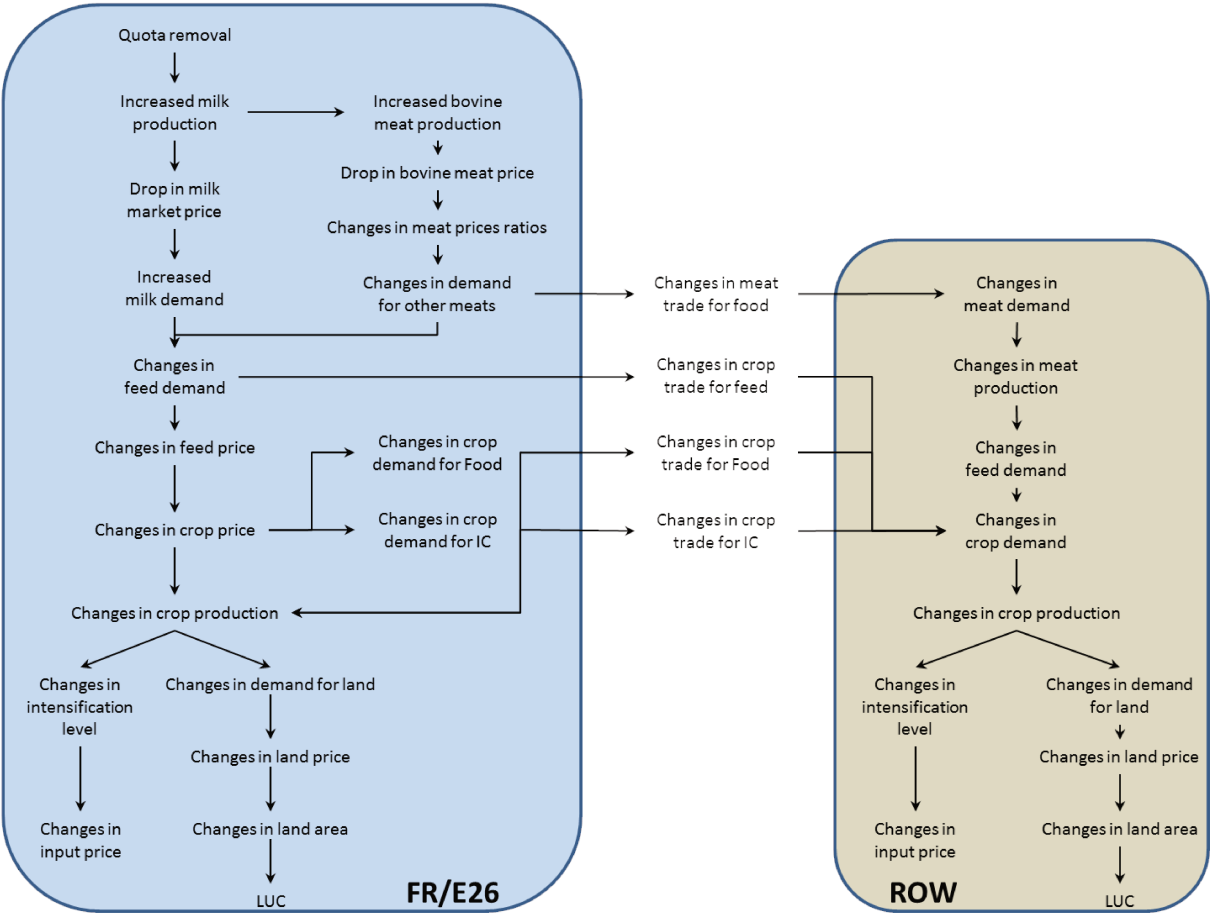


Figure 1: Possible consequences of agricultural policy change in the dairy sector, example of quota removal in the European Union. FR: France; E26: European Union minus France; ROW: Rest Of the World; LUC: Land-Use Change; IC: intermediate consumption.

2.3. LCA approach

2.3.1. System boundaries

Introducing policy change in the dairy sector leads to many adjustments due to cause – effect chains in agricultural markets (see Figure 1). The consequential modelling framework allows for assessing environmental impacts related to these adjustments in those markets. Only agricultural production processes were included in our CLCA model. Processes related to the transformation of products beyond the agricultural stage, e.g. milk, oil seeds or sugar processing, were not included (Figure 2). Figure 3, based on Vázquez-Rowe et al. (2013), represents a simplified view of the framework for the calculation of the environmental consequences of a policy change as performed in this study. Considering elasticities used in MATSIM-LUCA, the temporal horizon of our scenario simulations is rather short term, i.e. five years.

2.3.2. Functional unit (FU)

Within a CLCA framework, the FU corresponds to the actual extent of the change that was studied. As far as the effects of the EU27 dairy quota removal in French dairy production are concerned, the FU was 699,803 tons of additional cow milk produced in France. For the grass premium effects, the FU was 425,412 additional total hectares used by French ruminant production systems.

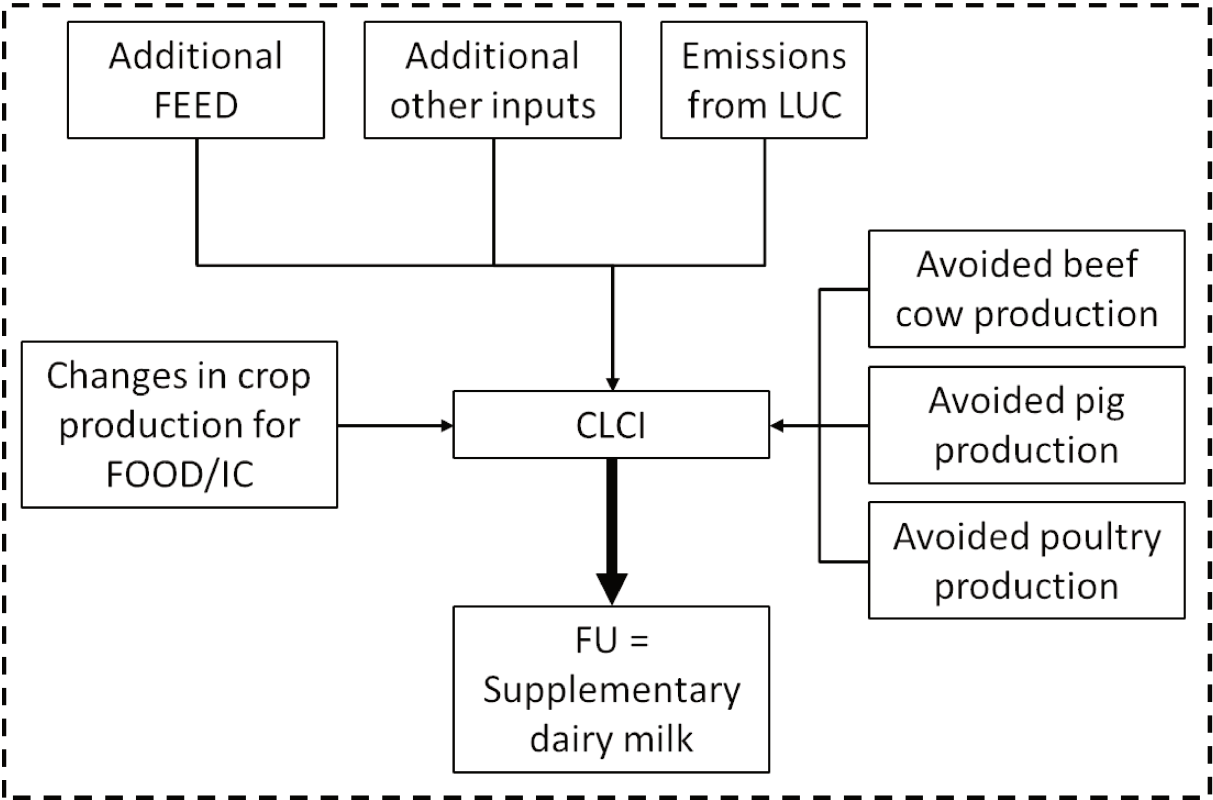


Figure 2: Processes included in the Consequential Life Cycle Inventory (CLCI), example of dairy quota removal assessment. LUC: Land-Use Change; IC: Intermediate Consumption; FU: Functional Unit.

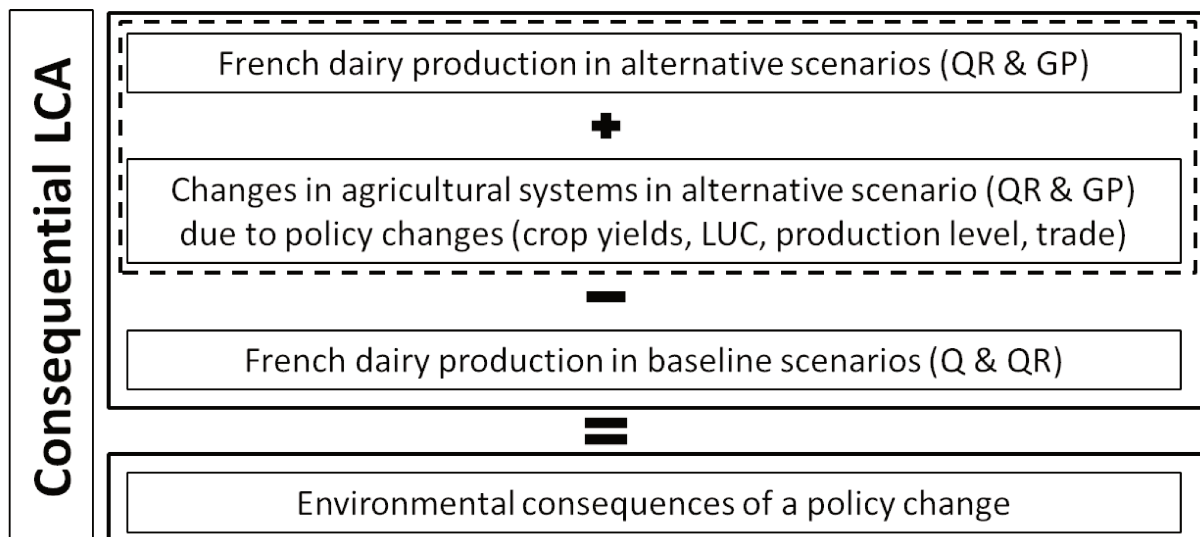


Figure 3: Framework for the calculation of the environmental consequences of a policy change. LUC: Land-Use Change. Q: scenario of agricultural markets in 2030 with dairy quota; QR: scenario of agricultural markets in 2030 with dairy quota removed; GP: scenario of agricultural markets in 2030 with dairy quota removed, with grass premium and grassland yields increased by 20%.

2.3.3. MATSIM-LUCA

MATSIM-LUCA, a partial equilibrium model, was used to model agricultural markets in 2030 under the three scenarios. It covers 17 world zones (Supplementary material Table S1) and 46 products in different sectors: crop and livestock production, oilseed processing, sugar and biofuel production (see Chapter 3 for more details). Leontief functions were used to represent livestock production technologies. For ruminants, two production technologies, mixed and pastoral (Bouwman et al. 2005), were differentiated in each world zone, except France. For the pastoral production technologies, grass-based feed represented more than 90% of the diet dry matter composition. For France, dairy production was represented by seven production systems (Highland, Organic, Grass, Intensive Grass, Maize, Intensive Maize, Very Intensive Maize) covering the diversity of French milk production systems. A detailed description of these systems is given in Salou et al. (2016).

MATSIM-LUCA allows for testing exogenous shocks resulting from policy changes. It provides outcomes for world market equilibrium prices, regional production, consumption, trade and land-use. These simulation outputs were fed into our CLCA models.

2.3.4. Land-Use Change (LUC)

MATSIM-LUCA provides information on cropland area, grassland area and total agricultural land area changes induced by our scenarios in each of the 17 world zones. However, it does not directly provide information on LUC, whether direct or indirect. Therefore, the following hypotheses were made regarding LUC and land use transitions (Figure 4). To assess areas involved in LUC, we assumed that any change in the total agricultural land area resulted from changes in the area of forest land exclusively, and that all transitions from/to forest land occurred from/to grassland (Lapola et al. 2010).

Based on recommendations for the EU (European Commission 2010), CO₂ emissions from LUC were determined for each MATSIM-LUCA world zone according to IPCC (2006) tier 1. Total emissions were then allocated between France (FR) and the rest of Europe (E26) according to the share of additional milk produced or the share of additional ha used for ruminant production, depending on the scenario, in each of these two zones (Supplementary material Table S7).

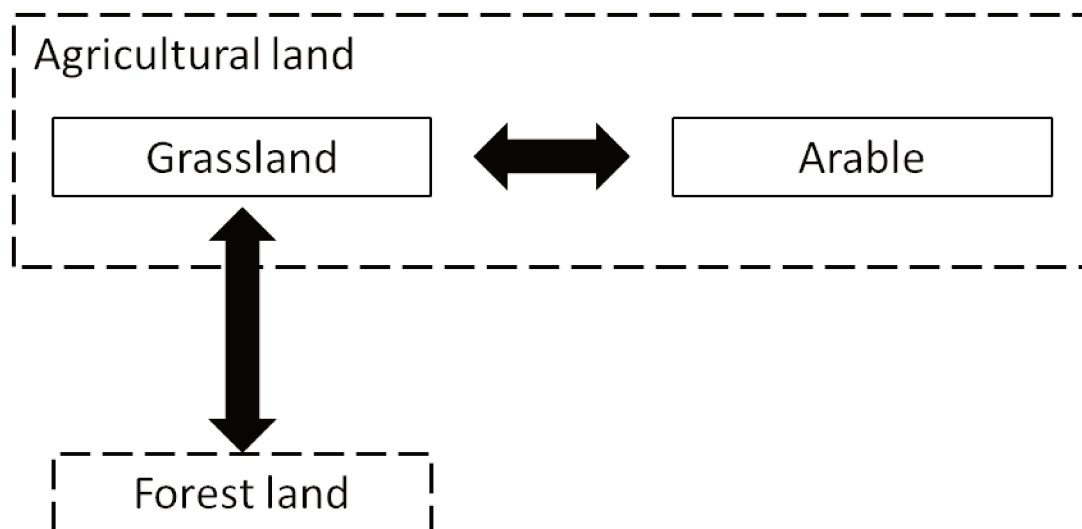


Figure 4: Land-use types and land use changes considered in MATSIM-LUCA.

2.3.5. Life Cycle Impact Assessment

For this study, indicators and methods retained by Salou et al. (2016) were used: climate change with (GWP-LUC) and without emissions from LUC (GWP) - IPCC (2013); acidification (AC), eutrophication (EU) and land competition (LC) - CML-IA baseline v3.02; total cumulative energy demand (CED) - v1.09 with “Energy, gross calorific value, in biomass” removed to exclude the energy content of harvested products; freshwater ecotoxicity (EcoTox) - USEtox (consensus only) v1.04; Ecosystems (EcoSyst) - ReCiPe Endpoint (H) v1.11. This selection considers recommendations from International Reference Data System (JRC and IES 2010).

2.4. Construction of LCI database

2.4.1. French crop production

For all scenarios, LCIs for all crops were based on the AGRIBALYSE LCI database v1.2 (Koch and Salou 2015). However, they were adapted to match MATSIM-LUCA crop yields, by taking into account the corresponding changes of variable inputs. However, given the uncertainty associated with those adjustments, only fertiliser (nitrogen, phosphorus, potassium) amounts were adjusted. Those adjustments improved the technological consistency between MATSIM-LUCA and LCA frameworks. Pesticide use nor irrigation practices were modified. Adjustment of fertilisation was based on crop requirements (COMIFER 2009; COMIFER 2011), depending on the yield given by MATSIM-LUCA. It allowed us to partially consider changes in intensification level for crop production.

2.4.2. Crop production elsewhere

LCIs for crops produced outside France were needed for two reasons. First, certain feed components consumed in France are imported and second, as CLCA does not consider technological relationships but relationships through market mechanisms, changes in agricultural production in FR and E26 induce changes in agricultural production elsewhere in the world.

For feed components imported to France, MATSIM-LUCA provided net trade data for each product in each world zone. However, while the traded quantities were given, it provided neither origin nor destination of the traded products. Consequently, we used AGRESTE (2012) to identify imported feed components and their shares in total feed consumption in France in the baseline scenarios. Next, MATSIM-LUCA was used to identify i) the main exporting world zones in the baseline scenarios and ii) the world zones that increased most their exports in the alternative scenarios (Supplementary materials Table S2). Transportation distances were calculated according Google (2015) and Sea-Distances.org (2016) (Supplementary materials Table S3).

LCIs were generated by extrapolation of LCIs of the AGRIBALYSE[®] LCI database v1.2 (Koch and Salou 2015), except for soybean, for which the extrapolated inventory was taken from Prudêncio da Silva et al. (2010). Yields were taken from MATSIM-LUCA and extrapolations were made according to an adaptation of the MEXALCA methodology (Nemecek et al. 2011; Roches and Nemecek 2009; Roches et al. 2010; Salou et al. 2016).

2.4.3. Livestock production

LCIs for livestock production were generated using outputs from MATSIM-LUCA (numbers of animals, production levels and feed requirements). Direct emissions from French livestock were calculated according to Koch and Salou (2015). For imported livestock production, IPCC tier 1 (IPCC 2006) methodology was used to calculate greenhouse gas emissions and EMEP/EEA (2009) to calculate nitrogenous compound emissions.

2.5. Background process and LCA calculations

All calculations were performed with SimaPro v8.0. Background processes were from ecoinvent v2.2. In agricultural production systems, most of the the impacts are due to direct emissions from crop production, animals or manure management. It was therefore decided, for this first attempt of assessing environmental impacts of policy instrument changes through CLCA, to neglect marginal suppliers for background processes (energy). Average data from ecoinvent v2.2 was used, rather than marginal data from ecoinvent v3.

3. Results

3.1. Effects of policy instruments on agricultural production

Effects of policy instruments on French production are presented in Table 2. Results for the rest of the world are presented in the supplementary material (Table S4). Quota removal (Q to QR) led to increased production of cow milk (as well as culled dairy cows) and suckler cows in FR, by respectively 3% and 1.9%. This production increase was due to additional cows in both dairy and suckler herds. Production of other livestock and of crops was barely affected, except silage maize production, which increased by 2.5%, mainly due to supplementary dairy cows. In E26, quota removal led to an increased production for milk, suckler cows and silage maize, by 4.0, 2.6 and 2.6% respectively. Changes for all other productions were minor. In the other world zones, production of livestock and crops was barely affected by the EU27 dairy quota removal (supplementary material Table S4).

Implementing a grass premium (QR to GP) hardly affected livestock production in any world zone, except sheep and goat production, which decreased in almost all zones except EU26 and ROW, and suckler production, which decreased in ROW. The implementation of the grass premium in FR and E26 affected the production of most crops in these zones. A decrease was observed for all annual crops (-0.4% for barley to -2.4% for soybean in FR and -0.4% for rapeseed to -6.2% for pea in E26), whereas grass production increased by 24.9% and 26.8% in FR and E26 respectively. Implementing GP decreased the grass price for FR and E26 ruminant livestock producers and thus enhanced demand for this feed. Grass substituted concentrate feed in most ruminant diets explaining the strong increase in grass production. Outside EU27, with a few exceptions, crop production was barely affected (supplementary material Table S4). At the world level, the implementation of a grass premium in FR and E26 led to increased grass production by 1.8% and decreased silage maize production by -2.2% (supplementary material Table S4).

3.2. Impacts on yields and LUC

Crop yield effects of QR were very limited whatever the considered crop or zone (Table 3 and Supplementary material Table S5). GP led to higher crop yields in FR (Table 3) and E26 (Supplementary material Table S5). This increase was 1.3% (rice) to 3.3% (sugar beet) in FR, and in the same range for E26. This resulted from the increased demand for grass, due to its lower cost. Competition for land between cropland and grassland was enhanced and the price of agricultural land, and consequently of crop products, increased. Effects in the other world zones were very limited (Supplementary material Table S5). These increases in crop yields affected environmental impacts of crop production, most of the time they decreased when expressed per ton of product, but increased per hectare (Supplementary material Table S6).

Table 2: Quantities of French livestock and crop products at the farm gate for the Q, QR and GP scenarios and changes in these quantities when moving from one scenario to another. FPCM: Fat and Protein Corrected Milk; Mt: Million ton; t: ton; eq: equivalent; Q: agricultural markets in 2030 with dairy quotas; QR: agricultural markets in 2030 with dairy quotas removed; GP: agricultural markets in 2030 with dairy quotas removed, with grass premium and grassland yields increased by 20%; H: Highland; O: Organic; G: Grass; IG: Intensive Grass; M: Maize; IM: Intensive Maize; VIM: Very Intensive Maize.

	Product	System	Unit	Production			Production changes (%)	
				Q	QR	GP	Q to QR	QR to GP
Livestock production	Cow milk	H	Mt FPCM	5.11	5.26	5.28	2.9	0.3
	Cow milk	O	Mt FPCM	0.26	0.26	0.26	-0.6	1.3
	Cow milk	G	Mt FPCM	2.52	2.59	2.59	2.7	0.3
	Cow milk	IG	Mt FPCM	2.00	2.07	2.07	3.4	0.3
	Cow milk	M	Mt FPCM	9.11	9.38	9.41	2.9	0.3
	Cow milk	IM	Mt FPCM	3.7	3.81	3.81	3.2	-0.2
	Cow milk	VIM	Mt FPCM	0.61	0.64	0.63	5	-1.3
	Cow milk	FR-All	Mt FPCM	23.3	24,00	24.05	3	0.2
	Culled dairy cow	H	t carcass weight eq	85,566	8,8035	8,8323	2.9	0.3
	Culled dairy cow	O	t carcass weight eq	3,698	3,676	3,723	-0.6	1.3
	Culled dairy cow	G	t carcass weight eq	49,085	50,431	50,581	2.7	0.3
	Culled dairy cow	IG	t carcass weight eq	25,659	26,543	26,621	3.4	0.3
	Culled dairy cow	M	t carcass weight eq	130,702	134,532	134,972	2.9	0.3
	Culled dairy cow	IM	t carcass weight eq	49,829	51,428	51,300	3.2	-0.2
	Culled dairy cow	VIM	t carcass weight eq	7,961	8,359	8,251	5	-1.3
	Culled dairy cow	FR-All	t carcass weight eq	352,501	363,004	363,771	3	0.2
	Sucker		Mt carcass weight eq	1.59	1.62	1.63	1.9	0.6
	Broiler & egg		Mt	2.72	2.72	2.71	0	-0.1
	Pig		Mt carcass weight eq	2.45	2.45	2.45	-0.1	-0.2
	Sheep & goat		Mt carcass weight eq	0.14	0.14	0.14	0	0.1
Crop Production	Barley		Mt fresh matter [†]	15.05	15.05	14.99	0	-0.4
	Grain maize		Mt fresh matter [†]	19.9	19.89	19.69	0	-1
	Grass		Mt fresh matter [†]	193.86	194.7	243.26	0.4	24.9
	Other Cereals		Mt fresh matter [†]	4.29	4.28	4.19	-0.3	-2
	Pea		Mt fresh matter [†]	0.73	0.73	0.72	-0.2	-1.3
	Rapeseed		Mt fresh matter [†]	6.59	6.58	6.5	-0.2	-1.2
	Rice		Mt fresh matter [†]	0.09	0.09	0.09	0.1	1
	Silage Maize		Mt fresh matter [†]	24.85	25.47	24.88	2.5	-2.3
	Soybean		Mt fresh matter [†]	0.15	0.15	0.15	-0.4	-2.4
	Sugar cane		Mt fresh matter [†]	3.36	3.35	3.34	-0.1	-0.4
	Sugarbeet		Mt fresh matter [†]	42.2	42.25	42.29	0.1	0.1
	Sunflower		Mt fresh matter [†]	2.29	2.28	2.23	-0.4	-2.2
	Wheat		Mt fresh matter [†]	40.37	40.31	39.91	-0.2	-1

[†]Dry matter content: Barley: 81.1%; Grain maize: 86.3%; Other cereals: 87.4%; Rice: 88%; Wheat: 87%; Grass: 16.6%; Silage maize: 35%; Rapeseed: 92.3%; Soybean: 88.8%; Sunflower: 92.8%; Pea: 86.5%; Sugar cane: 22.6%; Sugarbeet: 18.8%.

With quota removal, most LUC occurred in FR and E26 (Figure 5a), all conversions were from cropland (47,943 ha for FR and 296,051 ha for E26) or forest (6,479 ha for FR and 23,889 ha for E26)

to grassland. Both the increased dairy production and the crop displacement in EU27 led to cropland expansion and reforestation in the other world zones (Figure 5a). Considering CO₂ emissions from LUC due to changes on French agricultural markets, our results show net carbon storage by 0.363 Mt CO₂ (Figure 5b), supplementary material Table S7 for detailed results). However, when considering LUC emissions caused by changes in EU27 agricultural markets, an overall net emission is observed (1.728 Mt CO₂).

GP had about ten times larger effects on LUC than QR (Figure 5 c & d). Most of LUC occurred in EU27, almost exclusively due to conversion from cropland to grassland (0.501 Mha for FR and 3.760 Mha for E26). Grassland areas expanded by 4.1% and 5.6% in FR and E26 respectively. Grassland expansion, with significant deforestation, was also observed in ROW (0.658 Mha). The implementation of GP scenario, led to a total net carbon storage of 269.95 Mt CO₂, of which 41.42 Mt CO₂ were due to changes in FR (see supplementary material Table S7 for detailed results).

Table 3: Yields per hectare of French crops for the Q, QR and GP scenarios and yield changes when moving from one scenario to another. t: ton; ha: hectare; Q: agricultural markets in 2030 with dairy quotas; QR: agricultural markets in 2030 with dairy quotas removed; GP: agricultural markets in 2030 with dairy quotas removed, with grass premium and grassland yields increased by 20.

Crop category	Crop	Yield			Yield changes	
		Q	QR	GP	Q to QR	QR to GP
		t fresh material [†] /ha			%	
Cereals	Barley	7.90	7.94	8.19	0.5	3.2
	Grain maize	7.83	7.79	7.98	-0.5	2.5
	Other cereals	6.33	6.35	6.51	0.4	2.6
	Rice	3.47	3.47	3.52	0.1	1.3
	Wheat	7.56	7.58	7.76	0.3	2.3
Forage	Grass	15.53	15.53	18.63	0	20
	Silage maize	36.09	36.09	36.09	0	0
Oilseeds	Rapeseed	3.89	3.91	4.02	0.4	3
	Soybean	2.89	2.90	2.97	0.3	2.6
	Sunflower	2.8	2.81	2.88	0.4	2.6
Other crops	Pea	5.77	5.80	5.97	0.4	3
	Sugar cane	71.21	71.52	73.72	0.4	3.1
	Sugarbeet	102.66	103.18	106.61	0.5	3.3

[†]Dry matter content: Barley: 81.1%; Grain maize: 86.3%; Other cereals: 87.4%; Rice: 88%; Wheat: 87%; Grass: 16.6%; Silage maize: 35%; Rapeseed: 92.3%; Soybean: 88.8%; Sunflower: 92.8%; Pea: 86.5%; Sugar cane: 22.6%; Sugarbeet: 18.8%.

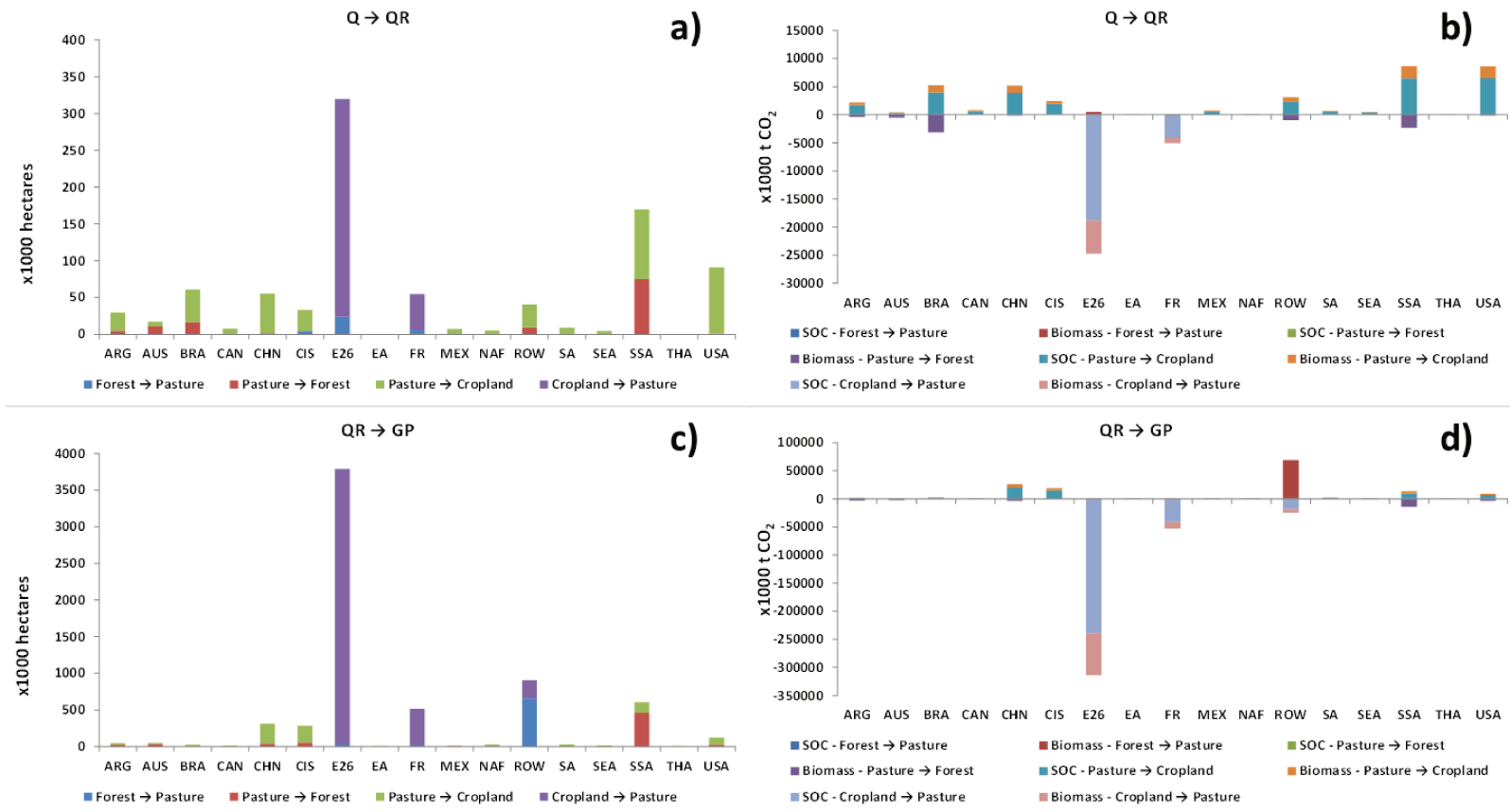


Figure 5: Effects of quota removal (QR) on **a)** Land use changes (LUC); **b)** CO₂ emissions due to LUC. Effects implementation of grass premium (GP) on **c)** LUC; **d)** CO₂ emissions due to LUC. Q: agricultural markets in 2030 with dairy quotas; QR: agricultural markets in 2030 with dairy quotas removed; GP: agricultural markets in 2030 with dairy quotas removed, with grass premium and grassland yields increased by 20%; t: ton; ha: hectare; FR: France; ARG: Argentina; AUS: Australia; BRA: Brazil; CAN: Canada; CHN: China; CIS: Former Soviet Union; E26: European Union excluding France; EA: East Asia; MEX: Mexico; NAF: North Africa; ROW: Rest of the world; SA: South Asia; SEA: South East Asia; SSA: Sub-Saharan Africa; THA: Thailand; USA: United States of America.

3.3. Environmental impacts of changes in policy instruments

QR had an impact of 511 and 457 kg of CO₂ eq, for GWP and GWP-LUC respectively, per additional tFPCM (Table 4). AC was 7 kg SO₂ eq, EU was -8 kg PO₄³⁻ eq, CED was -559 MJ and LC was -3864 m²a per additional tFPCM. These impacts were lower than those of the average French milk production as calculated for the same production systems according to an ALCA approach. Whatever the impact category, the main contributors were dairy milk and avoided beef cow production. Other agricultural productions which were affected through market mechanisms and significantly contributed to the total impact of quota removal were additional suckler cows in FR (Figure 6, Supplementary material Table S8). Changes in other French livestock productions (pig, broiler and egg) and crops for food and processing sectors (crushing and sugar) had a limited contribution to the final impacts.

GP led to negative impacts for the additional ha needed for French ruminant production (Table 4). Most of the impacts were indirect, i.e. they did not occur on the additional ha, but were due to both crop displacement and decrease in crop demand for feed. These effects resulted from increased demand for grass-based feed, which substituted concentrate feed in all ruminant systems, resulting in grassland expansion (Figure 6, Supplementary material Table S8).

Table 4: Environmental impacts per additional ton of French FPCM and per additional total ha for French ruminant production due to changes of agricultural policy instruments. Results for average ton of French FPCM and average ha used for French ruminant production according to the attributional approach. FPCM: Fat and Protein Corrected Milk; QR: agricultural markets in 2030 with dairy quotas removed; GP: agricultural markets in 2030 with dairy quotas removed, with grass premium and grassland yields increased by 20%. FPCM: Fat and Protein Corrected Milk; GWP: Global Warming Potential; GWP-LUC: GWP including emissions from Land-Use Change; AC: Acidification; EU: Eutrophication; CED: Cumulative Energy Demand; EcoTox: Freshwater ecotoxicity; LC: Land Competition; EcoSyst: Ecosystems.

Modeling framework	Scenario	Functional Unit	Impact category							
			GWP	GWP-LUC	AC	EU	CED	EcoTox	LC	EcoSyst
			kg CO ₂ eq	kg CO ₂ eq	kg SO ₂ eq	kg PO ₄ ³⁻ eq	MJ	CTUe	m ² a	species.yr
CLCA	QR	Additional ton of French FPCM	511	457	7	-8	-559	227	-3864	-2.82E-05
	GP	Additional total ha for French ruminant production	-2124	-11398	-27.8	-16.1	-15754	-9610	-1584	-2.15E-04
ALCA	QR	Average ton of French FPCM [†]	826	826	8.1	4.6	2784	316	1743	5.34E-05
	GP	Average total ha used for French ruminant production [†]	1011	709	14	17.2	5560	1446	10000	2.84E-04

[†]: Impact of average total French milk produced in QR scenario. Physical allocation according Salou et al. (2016)

[†]: Impact of the average total hectare used to feed French ruminant in GP scenario.

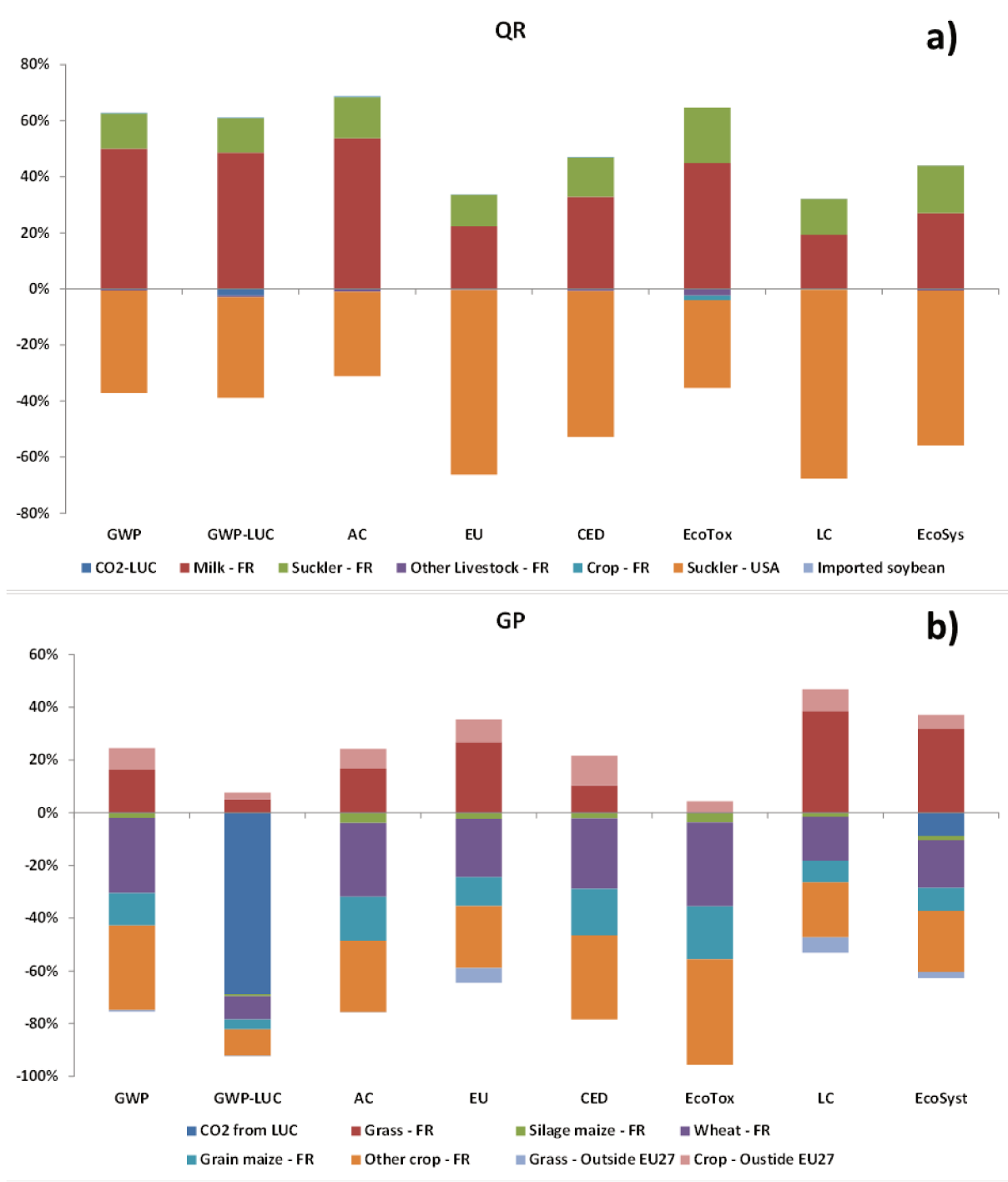


Figure 6: Contribution analysis for environmental impacts of: **a)** quota removal on additional milk production (QR) and **b)** grass premium introduction (GP) on additional total ha used for ruminant production. QR: agricultural markets in 2030 with dairy quotas removed; GP: agricultural markets in 2030 with dairy quotas removed, with grass premium and grassland yields increased by 20%. FPCM: Fat and Protein Corrected Milk; GWP: Global Warming Potential; GWP-LUC: GWP including emissions from Land-Use Change; AC: Acidification; EU: Eutrophication; CED: Cumulative Energy Demand; EcoTox: Freshwater ecotoxicity; LC: Land Competition; EcoSyst: Ecosystems; EU27: European Union, including France; FR: France; USA: United States of America.

4. Discussion

4.1. Effects of changes in policy instruments

4.1.1. Dairy quota removal

The effects of QR on commodity prices and quantities have been presented in detail in Salou et al. (Chapter 3) Here we focus on the environmental impacts of this policy instrument change.

In FR, QR led to additional milk production. This additional milk had lower environmental impacts than average French milk (Table 4) as calculated according to an ALCA framework. This was mainly due to the avoided beef cow production in the rest of the world. Following the quota removal, both dairy cow and suckler cow herds increased in FR and E26, resulting in increased beef production in both zones. As beef demand and world beef price were barely affected, beef production (from both dairy cows and suckler cows) adjusted down in the ROW. This displacement of beef production from the ROW to EU27 resulted from trade adjustments. As in MATSIM-LUCA world markets are assumed to be perfectly integrated (net exports approach), a shock in one zone can be very easily transmitted to another zone through trade. In our QR scenario, the USA beef production was most affected (-40,800 tons).

Compared to results from other studies, the increase of the suckler cow herd and the related increase of beef production in France and the E26 induced by our QR scenario may be surprising. Indeed, previous studies often showed that dairy quota removal in the EU would likely induce a decrease in beef production from the EU suckler cow sector (JRC and IPTS 2009; Kempen et al. 2011). Of course, models used are different: they rely on different specifications and elasticities and this may explain the discrepancy in obtained results. Trade specification in MATSIM-LUCA may well be a major factor explaining the discrepancy between our result and results from previous studies regarding the effects of quota removal on the EU suckler cow sector. In MATSIM-LUCA we use a net export approach, assuming that world markets are perfectly integrated, such that shocks originating in one zone are highly mobile across zones through international trade, whereas in models used by previous studies more rigid trade specifications are adopted, such as the Armington approaches (Britz and Witzke 2014). With this type of approach, products are considered to be heterogenous, depending on their origin. In models of the latter type, shocks are less mobile across zones and the required adjustments mainly take place in the zone where the initial shock occurred.

Considering GWP and GWP-LUC, our results have shown that the additional milk resulting from the removal of dairy quota had lower impacts than average French milk, mainly due to avoided beef cow production in the USA. The reforestation observed was the consequence of the slight decrease in milk and suckler cow production outside EU27, which induced a decrease in demand for grass in those areas. For other impact categories, our results show that quota removal reduced several

of them, in particular EU, CED and LC. This reduction occurred outside EU27, as it resulted mostly from avoided beef production in the USA.

4.1.2. Grass premium

The implementation of GP led to expansion of grassland in FR and E26 by 4.1% and 5.6%, respectively. It affected livestock production by less than 1% in all zones; except for sheep and goat production, which declined almost everywhere by 1.2% to 5%, except in EU27. Crop production outside the EU27 was also barely affected. Indeed, most of the adjustments occurred in FR and E26, where the GP scenario impacts were much more significant. This was likely due to the fact that the grass premium was applied to a commodity which is not traded between zones. Hence, contrary to the previous QR scenario, the shock originating in the EU27 was less mobile across zones. In EU27 the impacts were more important. Grass production increased notably, as a result of increased demand by ruminant systems. Production of all crops decreased, while crop yields increased, due to intensification as a result of the enhanced competition between cropland and grassland. These results were in line with those of Gocht et al. (2016) which is, to the best of our knowledge, the only comparable study available. The decrease in EU27 crop production followed the reduced domestic demand for concentrate feed resulting from the move towards more grass-based diets of ruminant systems.

GP also affected land use in both the EU27 and ROW. Indeed, a grassland expansion of about 3.8 Mha and 0.5 Mha in E26 and FR respectively was observed at the expense of cropland. This slightly differed from results by Gocht et al. (2016), who estimated 2.5 and 0.4 Mha of grassland expansion for E26 and FR respectively. These authors identified France as the main contributor to grassland expansion, 15% of total LUC in the EU27, which is consistent with our result (12%). Grass premium led to reduced cropland area and increased crop yields in the EU27, as well as the displacement of crop production outside the EU27. Cropland area expanded at the expense of grassland, and crop production increased mainly in CHN, CIS, SSA and USA at the expense of grassland. Deforestation was nevertheless limited outside EU27. It is arguable that intensification of crop production in the EU27 limited the LUC effects, as with increased yields, less land is required to produce the same amount of product, alleviating competition for land between crops and grass. At a global scale, LUC resulted in net carbon storage due to the conversion of cropland to grassland in the EU27.

Considering the effects of intensification, the higher impact per ha was explained by the higher rate of fertiliser per ha used for crop production. When expressed per ton of product, impacts were most of the time lower than in the baseline scenario, which was an unexpected result. Indeed, as marginal efficiency of fertiliser decreases, environmental impacts per unit product should logically increase (Stehfest et al. 2010). Thus, this aspect of our study should be considered as a first attempt to capture the effect of intensification. Further, development should be a better assessment of intensification effects (mechanisation, fertiliser use, irrigation, etc.).

The additional total ha for ruminant production due to the implementation of the grass premium had negative values for all impacts, mainly due to avoided crop production. Indeed, the switch from concentrate-based diets to grass-based diets in EU27 ruminant systems led to lower environmental impacts per ha. Thus, even if additional land was required for ruminant production, the combination of lower impacts per ha of grasslands and avoided crop production for concentrate feed strongly led to negative environmental impacts for this additional land for ruminant production. For GWP-LUC, this trend was reinforced by the inclusion of the carbon stored due to LUC from cropland to grassland.

4.2. CLCA to assess environmental impacts of policy instruments

Livestock production is a major contributor to a wide range of environmental impacts such as GWP, AC, EU, LC, biodiversity and water use (Steinfeld et al. 2006). The CLCA framework used in this study allows for the assessment of a wide range of environmental impacts resulting from the change in policy instruments. It constitutes a more global assessment compared to previous studies on this topic in the livestock sector (Gocht et al. 2016; JRC and IPTS 2009; Kempen et al. 2011), which focused on a narrow range of environmental effects, most of the time GHG emissions and LUC, and neglected important issues associated with agricultural production systems such as EU, ecotoxicity and energy use. Moreover, this framework allows for accounting indirect impacts occurring outside FR and E26. Indeed, when Kempen et al. (2011) and JRC and IPTS (2009) focused their study only on EU27 markets, they neglected displaced productions elsewhere in the world, which could have significant positive or negative environmental impacts. Our results show that ignoring these impacts, such as avoided beef cow production outside EU27, resulting from quota removal in the EU27, could completely change the environmental impacts of this policy instrument change.

4.3. CLCA methodology

4.3.1. Identification of affected markets

CLCA only considers processes that change in response to a change in the studied system via market mechanisms. Identification of these processes is thus a critical issue in CLCA. The marginal approach proposed by Weidema (2003) implicitly supposes a weak magnitude of market changes. It can be used as a screening tool (Marvuglia et al. 2013), but is not appropriate for a full policy assessment where non-marginal changes are expected (SCORELCA. 2013). In the latter case economic modelling is recommended for identifying affected markets. MATSIM-LUCA was chosen for this study for its large coverage of agricultural markets worldwide. This allows us to assess global market effects of the studied policy instrument changes rather than a mere focus on EU27 markets as in previous studies (JRC and IPTS 2009; Kempen et al. 2011). Moreover, MATSIM-LUCA combines both detailed sector coverage of PEM and explicit representation of production technologies, production factors and input markets, inspired from CGEM specifications. This type of specification

ensures a better consistency between quantities of inputs used and quantities of outputs produced. It thus provides a better representation of global and partial factor productivity changes in agricultural production sectors (such as yield adjustments for instance) compared to most PEM such as AGLINK/COSIMO (OECD and FAO 2015), FAPRI (FAPRI 2004) or IMPACT (Robinson et al. 2015), where derived factor and input demand and output supply are specified as reduced form-equations.

4.3.2. Identification of LUC

Prins et al. (2010) describe several pathways that could lead to potential environmental impacts due to changes in agricultural land demand. These pathways could lead to intensification of currently productive land, direct LUC and indirect LUC, through crop displacement. Most PEM fail to effectively capture these mechanisms because of both non-explicit representation of land markets and the use of reduced-form supply equations (Gohin et al. 2015; Marvuglia et al. 2013; van Meijl et al. 2006). With its specifications inspired from CGE modelling, MATSIM-LUCA allows for explicit representation of land markets and production technologies (Chapter 3). It further allows for endogenous adjustment of crop yields and was therefore able to capture both direct and indirect LUC together with intensification of crop production induced by our policy changes. Our results showed that intensification of crop production was significant in EU27 in both scenarios, and contributed to reduced competition for land between cropland and grassland. Consequently we could more accurately estimate the impacts of changes in demand for land.

4.3.3. CLCI database

Inventory data availability is a major problem facing LCA practitioners. Within CLCA this problem is reinforced, due to the consideration of market effects and the inclusion within the system boundaries of processes that may be located in other world zones than the studied system. MATSIM-LUCA provides detailed information on yields and feed composition. However, translating this output from an economic model in terms of LCI data remains challenging, especially for productions outside France. As mentioned by Milà i Canals et al. (2011), LCA practitioners have several possibilities to fill these data gaps: ranging from using scale proxies up to the achievement of a full LCI study; the associated uncertainties are high in the former and low in the latter case. In this study, we chose an intermediate solution for LCIs of processes outside France, using extrapolated LCIs from the AGRIBALYSE database v1.2 (Koch and Salou 2015), thanks to the method proposed by Roches et al. (2010), which was adapted by Salou et al. (2016) to match the MATSIM-LUCA framework. This allowed for an interesting compromise between level of uncertainty and time required for the LCI database construction. It furthermore ensured a methodological consistency among the databases. Thus, even if uncertainty remains quite high for those processes, methodological variability is reduced.

4.3.4. Limitations

However, several limits to our work should be highlighted, which all relate to current specifications in MATSIM-LUCA. Even if MATSIM-LUCA represents an improvement compared to

many PEM, as it explicitly represents markets for land, it can be further improved. First of all, MATSIM-LUCA relies on reduced-form supply equations for grass and maize silage, consequently the production technologies for these feeds are not represented explicitly and their respective yields per hectare are exogenous, i.e. determined outside the model and unresponsive to the simulated shocks. In other words, they can be changed only exogenously as a part of the scenarios, as we did in the GP scenario, which involved a 20% increase in the grass yield. This is a critical point in our analysis, since both the ruminant sectors and our considered policy instrument changes strongly related to grass and maize silage. Secondly, MATSIM-LUCA does not consider the forestry sector and the market for forest land. Hence, the identification of LUC from MATSIM-LUCA simulation results required restrictive hypotheses (Figure 4), i.e. any expansion/reduction of agricultural land occurred at the expense/benefit of forest through interaction with grassland. In addition, since carbon dynamics are highly dependent on both land coverage and pedoclimatic conditions, assessing CO₂ emissions using IPCC tier 1 methodology (IPCC 2006) at the scale of the MATSIM-LUCA zones is highly uncertain. However, considering the scale of our study, using a more precise methodology to quantify emissions would be meaningless.

5. Conclusion

The aims of this paper were: i) to propose a CLCA framework for the assessment of environmental impacts of policy instrument changes and ii) to apply this framework to two policy instruments of the European common agricultural policy in the livestock sector. We tested a market regulation instrument, i.e. dairy quota removal, and an instrument to mitigate environmental impacts of the ruminant sector, i.e. grass premium. Dairy quota removal caused: i) increased milk production in FR, ii) increased production of beef from both the dairy and the suckler sector, iii) avoided beef production outside EU27. The consequential framework used showed that the supplementary French milk produced in response to quota removal had a lower impact compared to the average milk production, mainly due to the avoided beef production in the USA. The implementation of a grass premium led to a switch from concentrate-based to grass-based diets for ruminants in FR and E26. As a result, demand for grass increased and grassland area was extended, mainly at the expense of cropland. This caused net soil carbon storage. Moreover, the environmental impacts of the supplementary hectares used to produce ruminant products in France were negative.

Regarding the CLCA framework, this paper is a first attempt to assess policy instrument changes in the livestock sector. MATSIM-LUCA, the PEM used in this paper to identify affected processes, provides a consistent representation of agricultural markets and economic mechanisms supporting relations between the different actors of the economy. It allows a more accurate identification of affected processes compared to the simplified CLCA modelling approach. The

explicit representation of land markets is also a strength of the model to identify LUC. Our analysis also emphasises the interrelated adjustments of both crop production intensification and LUC, and thus shows the key importance of considering the effects of crop production intensification together with the LUC impacts for the environmental assessment of policy instruments. Indeed, increased yield led to reduced competition for land between different land uses but also increased environmental impacts of crop production when expressed per ha. Finally, this paper proposes a methodology to deal with data gaps for CLCI, which ensures methodological consistency among the databases used. However, many improvements are needed in both MATSIM-LUCA and the CLCA framework to achieve a more robust assessment of policy instrument changes.

References

- AGRESTE (2012) Supply balances (Bilans d'approvisionnement). <http://agreste.agriculture.gouv.fr/enquetes/bilans-d-approvisionnement/>
- Bento AM, Klotz R (2014) Climate policy decisions require policy-based lifecycle analysis *Environ Sci Technol* 48:5379-5387 doi:10.1021/es405164g
- Bouwman AF, Van der Hoek KW, Eickhout B, Soenario I (2005) Exploring changes in world ruminant production systems *Agricultural Systems* 84:121-153 doi:10.1016/j.agsy.2004.05.006
- Britz W, Witzke HP (2014) CAPRI model documentation. Institute for Food and Resource Economics, University of Bonn, Germany
- Colman D et al. (2002) Phasing out milk quotas in the EU. The University of Manchester, Manchester, United-Kingdom
- COMIFER (2009) Teneurs en P, K et Mg des organes végétaux récoltés. COMIFER, Paris, France
- COMIFER (2011) Calcul de la fertilisation azotée - Guide méthodologique pour l'établissement des prescriptions locales. COMIFER, Paris La Défense, France
- Conant RT, Paustian K, Elliott ET (2001) Grassland management and conversion into grassland: Effects on soil carbon *Ecological Application* 11:343-355
- Dandres T, Gaudreault C, Tirado-Seco P, Samson R (2011) Assessing non-marginal variations with consequential LCA: Application to European energy sector *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 15:3121-3132 doi:10.1016/j.rser.2011.04.004
- Dandres T, Gaudreault C, Tirado-Seco P, Samson R (2012) Macroanalysis of the economic and environmental impacts of a 2005–2025 European Union bioenergy policy using the GTAP model and life cycle assessment *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 16:1180-1192 doi:10.1016/j.rser.2011.11.003
- Ekvall T, Weidema B (2004) System boundaries and input data in Consequential Life Cycle Inventory Analysis *International Journal of LCA* 9:161-171 doi:10.1065/Ica2004.03.148
- EMEP/EEA (2009) Air pollutant emission inventory guidebook. Technical report No 9: Sectorial guidance, Agriculture - Animal husbandry and manure management. Ed European Environment Agency (EEA), Copenhagen, Denmark
- European Commission (2004) The 2003 CAP reform - Information sheets. European Commission Directorate-General of Agriculture, Brussel, Belgium
- European Commission (2010) Guidelines for the calculation of land carbon stocks for the purpose of Annex V to Directive 2009/28/EC. Official Journal of the European Union, Luxembourg, Luxembourg

- European Commission (2011) Regulation of the European Parliament and of the Council establishing rules for direct payments to farmers under support schemes within the framework of the common agricultural policy. European Commission, Brussels, Belgium
- FAPRI (2004) Documentation of the FAPRI modeling system - FAPRI-UMC report n°12-04. Food and Agricultural Policy Research Institute, Columbia, United-States of America
- Gocht A, Espinosa M, Leip A, Lugato E, Schroeder LA, Van Doorslaer B, Paloma SGy (2016) A grassland strategy for farming systems in Europe to mitigate GHG emissions—An integrated spatially differentiated modelling approach *Land Use Policy* 58:318-334 doi:10.1016/j.landusepol.2016.07.024
- Gohin A, Carpentier A, Koutchadé P, Bareille F (2015) Amélioration de la représentation de l'offre agricole dans les modèles macroéconomiques. ADEME, Angers, France
- Google (2015) Google Earth version 7.1.5.1557.
- Hart K (2015) Green direct payments: Implementation choices of nine Member States and their environmental implication. IEEP, London, United-Kingdom
- Igos E, Rugani B, Rege S, Benetto E, Drouet L, Zachary DS (2015) Combination of equilibrium models and hybrid life cycle-input–output analysis to predict the environmental impacts of energy policy scenarios *Applied Energy* 145:234-245 doi:10.1016/j.apenergy.2015.02.007
- IPCC (2006) Guidelines for national greenhouse gas inventories. Vol No 4 : Agriculture, forestry and other land use (AFOLU). Ed Eggleston S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. et Tanabe K., IGES, Kanagawa, Japan
- IPCC (2013) Climate Change 2013: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United-Kingdom and New-York, NY, USA
- ISO (2006a) ISO 14040: Environmental management - Life cycle assessment - Principles and Framework. AFNOR, La Plaine Saint-Denis, France
- ISO (2006b) ISO 14044: Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines. AFNOR, La Plaine Saint-Denis, France
- Jones C, Gilbert P, Raugei M, Mander S, Leccisi E (2016) An approach to prospective consequential life cycle assessment and net energy analysis of distributed electricity generation *Energy Policy* doi:10.1016/j.enpol.2016.08.030i
- JRC, IES (2010) International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: General guide for Life Cycle Assessment-Detailed guidance, First edition edn., Ed Joint Research Center, Ispra, Italy
- JRC, IPTS (2009) Economic impact of the abolition of the milk quota regime - Regional analysis of the milk production in EU. JRC-IPTS, Seville, Spain

- Kempen M, Witzke P, Pérez Domínguez I, Jansson T, Sckokai P (2011) Economic and environmental impacts of milk quota reform in Europe *Journal of Policy Modeling* 33:29-52 doi:10.1016/j.jpolmod.2010.10.007
- Koch P, Salou T (2015) AGRIBALYSE: Methodology - Version 1.2. ADEME, Angers, France
- Lapola DM, Schaldach R, Alcamo J, Bondeau A, Koch J, Koelking C, Priess JA (2010) Indirect land-use changes can overcome carbon savings from biofuels in Brazil *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107:3388-3393 doi:10.1073/pnas.0907318107
- Leip A et al. (2010) Evaluation of the livestock sector's contribution to the EU greenhouse gas emissions (GGELS) - Final report. Joint Research Center, Ispra, Italy
- Marvuglia A, Benetto E, Rege S, Jury C (2013) Modelling approaches for consequential life-cycle assessment (C-LCA) of bioenergy: Critical review and proposed framework for biogas production *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 25:768-781 doi:10.1016/j.rser.2013.04.031
- Milà i Canals L et al. (2011) Approaches for Addressing Life Cycle Assessment Data Gaps for Bio-based Products *Journal of Industrial Ecology* 15:707-725 doi:10.1111/j.1530-9290.2011.00369.x
- Nemecek T, Weiler K, Plassmann K, Schnetzer J (2011) Geographical extrapolation of environmental impact of crops by the MEXALCA method. Agroscope Reckenholz-Tänikon research station, Reckenholz-Tänikon, Switzerland
- OECD (2010) Linkages between agricultural policies and environmental effects: Using the stylised agri-environmental policy impact model. OECD Publishing, Paris, France
- OECD, FAO (2014) OECD-FAO Agricultural outlook 2014. OECD, Paris, France
- OECD, FAO (2015) Aglink-Cosimo model documentation - A partial equilibrium model of world agricultural markets. OECD, Paris, France
- Plevin RJ, Delucchi MA, Creutzig F (2014) Using Attributional Life Cycle Assessment to Estimate Climate-Change Mitigation Benefits Misleads Policy Makers *Journal of Industrial Ecology* 18:73-83 doi:10.1111/jiec.12074
- Prins AG, Stehfest E, Overmars K, Ros J (2010) Are models suitable for determining ILUC factors? Netherlands Environmental Assessment Agency, Bilthoven, Netherlands
- Prudêncio da Silva V, Van der Werf HMG, Spies A, Soares SR (2010) Variability in environmental impacts of Brazilian soybean according to crop production and transport scenarios *Journal of environmental management* 91:1831-1839
- Puillet L, Agabriel J, Peyraud JL, Faverdin P (2014) Modelling cattle population as lifetime trajectories driven by management options: A way to better integrate beef and milk production in emissions assessment *Livestock Science* 165:167-180 doi:10.1016/j.livsci.2014.04.001i

- Rajagopal D (2014) Consequential life cycle assessment of policy vulnerability to price effects *Journal of Industrial Ecology* 18:164-175
- Robinson S et al. (2015) The International Model for Policy Analysis of Agricultural Commodities and Trade (IMPACT) - IFPRI discussion paper 01483. IFPRI, Washington DC, United-States of America
- Roches A, Nemecek T (2009) Unilever-ART project n° CH-2008-0779 on variability of bio-based materials: Final report. Agroscope Reckenholz-Tänikon research station, Reckenholz-Tänikon, Switzerland
- Roches A, Nemecek T, Gaillard G, Plassmann K, Sim S, King H, Milà i Canals L (2010) MEXALCA: a modular method for the extrapolation of crop LCA *The International Journal of Life Cycle Assessment* 15:842-854 doi:10.1007/s11367-010-0209-y
- Salou T, Le Mouél C, van der Werf HMG (2016) Environmental impacts of dairy system intensification: the functional unit matters! *Journal of Cleaner Production* 140:445-454 doi:10.1016/j.jclepro.2016.05.019
- Schmidt JH (2008) System delimitation in agricultural consequential LCA *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13:350-364 doi:10.1007/s11367-008-0016-x
- SCORELCA. (2013) Analyse du Cycle de Vie Conséquentielle : Identification des conditions de mise en oeuvre et des bonnes pratiques. SCORELCA, Villeurbanne, France
- Sea-Distances.org (2016) <http://www.sea-distances.org/>. <http://www.sea-distances.org/>.
- Stehfest E, Ros J, Bouwman L (2010) Indirect effects of biofuels: intensification of agricultural production. Netherlands Environmental Assessment Agency (PBL), Bilthoven, Netherlands
- Steinfeld H, Gerber P, Wassenaar T, Castel V, Rosales M, de Haan C (2006) Livestock's long shadow: Environmental issues and options. Ed FAO, Rome, Italy
- van den Berg M, vander Esh S, Witmer MCH, Overmars KP, Prins AG (2012) Reform of the EU Common Agricultural Policy: Environmental impacts in developing countries. PBL Netherlands Environmental Assessment Agency, The Hague, Netherlands
- van Meijl H, van Rheenen T, Tabeau A, Eickhout B (2006) The impact of different policy environments on agricultural land use in Europe *Agriculture, Ecosystems & Environment* 114:21-38 doi:10.1016/j.agee.2005.11.006
- Vazquez-Rowe I, Marvuglia A, Rege S, Benetto E (2014) Applying consequential LCA to support energy policy: land use change effects of bioenergy production *The Science of the total environment* 472:78-89 doi:10.1016/j.scitotenv.2013.10.097
- Vázquez-Rowe I, Rege S, Marvuglia A, Thénie J, Haurie A, Benetto E (2013) Application of three independent consequential LCA approaches to the agricultural sector in Luxembourg *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18:1593-1604 doi:10.1007/s11367-013-0604-2

- Viscecchia R, Giannoccaro G (2014) Influence of the Common Agricultural Policy on the livestock number reared. Evidence from selected European regions *Rivista di Economia Agraria* 2-3:129-140 doi:10.13128/rea-16918
- Weidema B, Frees N, Nielsen A (1999) Marginal production technologies for Life Cycle Inventories *International Journal of LCA* 4:48-56
- Weidema BP (2003) Market information in Life Cycle Assessment. Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, Denmark
- Weidema BP, Ekvall T, Heijungs R (2009) Guidelines for application of deepened and broadened LCA. Technical report of CALCAS project.
- Whitefoot KS, Skerlos SJ (2016) Market Effects in Lifecycle Assessment: A Framework to Aid Product Design and Policy Analysis *Procedia CIRP* 48:336-341 doi:10.1016/j.procir.2016.04.184
- Zamagni A, Guinée J, Heijungs R, Masoni P, Raggi A (2012) Lights and shadows in consequential LCA *The International Journal of Life Cycle Assessment* 17:904-918 doi:10.1007/s11367-012-0423-x

Supplementary materials

Section 1: Material and methods

Table S1: World zones considered in MATSIM-LUCA

	World regions	Countries
ARG	Argentina	Argentina
AUS	Australia	Australia
BRA	Brazil	Brazil
CAN	Canada	Canada
CHN	China	China, Taiwan
CIS	Ex-Soviet Union	Former Soviet Union
E26	European Union 26	European Union 27 excluding France
EA	East Asia	Japan, South Korea
FR	France	France
MEX	Mexico	Mexico
NAF	North Africa	Algeria, Egypt, Libya, Morocco, Tunisia
ROW	Rest of the world	Rest of the world
SA	South Asia	India, Bangladesh, Pakistan
SEA	South East Asia	Indonesia, Malaysia, the Philippines
SSA	Sub-Saharan Africa	All countries in sub-Saharan Africa
THA	Thailand	Thailand
USA	United States of America	United States of America

Table S2: Imported feedstuffs considered, origin and shares in total feed consumption. Q: agricultural markets with dairy quota in European Union; QR: agricultural markets without dairy quota in European Union; ARG: Argentina; BRA: Brazil; CAN: Canada; CIS: Former Soviet Union; E26: European Union minus France; FR: France; ROW: Rest of the world; SA: South Asia; SSA: Sub-Saharan Africa; USA: United States of America.

Scenario	Feedstuffs	% of total feed consumption					
		FR	Imported	Origin of imported feed (%)			
Q	Grain	Linseed	34	66	CAN (59)	E26 (41)	
		Rapeseed	80	20	CAN (65)	CIS (22)	ROW (13)
		Sunflower	80	20	CIS (52)	ROW (25)	E26 (23)
		Soybean	0	100	USA (68)	BRA (32)	
	Meal	Rapeseed	58	42	E26 (49)	CAN (36)	SA (15)
		Sunflower	54	46	CIS (73)	SSA (16)	ARG (11)
		Soybean	0	100	ARG (53)	BRA (31)	USA (16)
QR	Grain	Linseed	34	66	CAN (59)	E26 (41)	
		Rapeseed	80	20	CAN (65)	CIS (22)	ROW (13)
		Sunflower	80	20	CIS (52)	ROW (26)	E26 (22)
		Soybean	0	100	USA (68)	BRA (32)	
	Meal	Rapeseed	58	42	E26 (48)	CAN (36)	SA (16)
		Sunflower	54	46	CIS (74)	SSA (15)	ARG (11)
		Soybean	0	100	ARG (53)	BRA (31)	USA (16)

Table S3: Distances and transport means considered in our study. ARG: Argentina; BRA: Brazil; CAN: Canada; CIS: Former Soviet Union; E26: European Union minus France; FR: France; ROW: Rest of the world; SA: South Asia; SSA: Sub-Saharan Africa; USA: United-States of America.

MATSIM zones	Transport mode	Path	Distance (km)	Source
E26	Train	Germany to French border	800	Gac et al. (2010)
CAN	Train	Production zone to Quebec	2000	Google (2015)
	Ship	Quebec to Rouen	5619	Sea-Distances.org (2016)
CIS	Train	Production zone (Ukraine) to Odessa	330	Google (2015)
	Ship	Odessa to Marseille	3185	Sea-Distances.org (2016)
ROW	Train	Assumption (Paraguay) to Santos (BRA) [†]	1154	Google (2015)
	Ship	Santos to Rouen	11102	Sea-Distances.org (2016)
ARG	Train	Production zone to Buenos-Aires	465	Google (2015)
	Ship	Buenos-Aires to Rouen	11493	Sea-Distances.org (2016)
SA	Train	Production zone (India) to Mumbai	574	Google (2015)
	Ship	Mumbai to Marseille	8441	Sea-Distances.org (2016)
SSA	Train	Gaborone (Botswana) to Maputo (Mozambique) [‡]	687	Google (2015)
	Ship	Maputo to Marseille	10834	Sea-Distances.org (2016)
BRA	Train	Production zone to Rio de Janeiro	377	Google (2015)
	Ship	Rio de Janeiro to Rouen	9460	Sea-Distances.org (2016)
USA	Train	Production zone to Baltimore	377	Google (2015)
	Ship	Baltimore to Rouen	6580	Sea-Distances.org (2016)

[†]According to FAOSTAT (2015), Paraguay was the main exporter in ROW zone for the calibration year of MATSIM-LUCA (2009). Santos is the nearest harbour.

[‡]According to FAOSTAT (2015), Botswana was the main exporter in SSA zone for the calibration year of MATSIM-LUCA (2009). Maputo is the nearest harbour.

Section 2: Results

Table S4: Quantities of world agricultural products at the farm gate for the QR and GP scenarios and changes in these quantities when moving from one scenario to another. Mt: million ton; FPCM: fat and protein corrected milk; Q: agricultural markets in 2030 with dairy quotas; QR: agricultural markets in 2030 with dairy quotas removed; GP: agricultural markets in 2030 with dairy quotas removed, with grass primus and grassland yields increased by 20%; H: Highland; O: Organic; G: Grass; IG: Intensive Grass; M: Maize; IM: Intensive Maize; VIM: Very Intensive Maize; FR: France; ARG: Argentina; AUS: Australia; BRA: Brazil; CAN: Canada; CHN: China; CIS: Former Soviet Union; E26: European Union excluding France; EA: East Asia; MEX: Mexico; NAF: North Africa; ROW: Rest of the world; SA: South Asia; SEA: South East Asia; SSA: Sub-Saharan Africa; THA: Thailand; USA: United States of America.

Product	MATSIM -LUCA zone	Units	Production			Production changes		
			Q	QR	GP	Q to QR	QR to GP	
			Mt			%		
Livestock production	Broiler & egg	ARG	Mt	4.494	4.494	4.493	0	0
		AUS	Mt	1.204	1.203	1.2	-0.1	-0.2
		BRA	Mt	19.158	19.156	19.141	0	-0.1
		CAN	Mt	2.425	2.425	2.428	0	0.1
		CHN	Mt	70.963	70.963	70.992	0	0
		CIS	Mt	10.391	10.388	10.374	0	-0.1
		E26	Mt	16.487	16.479	16.454	0	-0.2
		EA	Mt	6.567	6.565	6.558	0	-0.1
		MEX	Mt	6.471	6.469	6.461	0	-0.1
		NAF	Mt	4.093	4.092	4.081	0	-0.3
		ROW	Mt	27.218	27.211	27.179	0	-0.1
		SA	Mt	15.723	15.719	15.708	0	-0.1
		SEA	Mt	7.988	7.987	7.983	0	0
		SSA	Mt	8.28	8.278	8.267	0	-0.1
THA	Mt	2.959	2.959	2.959	0	0		
USA	Mt	31.745	31.745	31.726	0	-0.1		
	Total world	Mt	238.882	238.848	238.716	0	-0.1	
Cow milk	ARG	Mt FPCM	19.71	19.613	19.613	-0.5	0	
	AUS	Mt FPCM	12.46	12.403	12.404	-0.5	0	
	BRA	Mt FPCM	38.899	38.708	38.695	-0.5	0	
	CAN	Mt FPCM	8.569	8.537	8.538	-0.4	0	
	CHN	Mt FPCM	61.174	60.903	60.983	-0.4	0.1	
	CIS	Mt FPCM	76.501	76.22	76.146	-0.4	-0.1	
	E26	Mt FPCM	127.728	132.814	132.941	4	0.1	
	EA	Mt FPCM	11.206	11.158	11.158	-0.4	0	
	MEX	Mt FPCM	13.89	13.827	13.821	-0.5	0	
	NAF	Mt FPCM	21.771	21.62	21.567	-0.7	-0.2	
	ROW	Mt FPCM	116.729	116.177	116.251	-0.5	0.1	
	SA	Mt FPCM	267.498	264.824	264.521	-1	-0.1	
	SEA	Mt FPCM	1.367	1.359	1.358	-0.5	-0.1	
SSA	Mt FPCM	40.103	39.917	40.087	-0.5	0.4		

	THA	Mt FPCM	1.045	1.04	1.04	-0.5	0
	USA	Mt FPCM	102.432	101.988	101.932	-0.4	-0.1
	Total world	Mt FPCM	944.385	945.111	945.105	0.1	0
Pig	ARG	Mt carcass weight equivalent	0.817	0.817	0.816	0	-0.1
	AUS	Mt carcass weight equivalent	0.451	0.451	0.451	0	-0.1
	BRA	Mt carcass weight equivalent	4.978	4.978	4.977	0	0
	CAN	Mt carcass weight equivalent	2.959	2.957	2.951	-0.1	-0.2
	CHN	Mt carcass weight equivalent	67.927	67.926	67.922	0	0
	CIS	Mt carcass weight equivalent	4.548	4.548	4.544	0	-0.1
	E26	Mt carcass weight equivalent	21.681	21.67	21.633	0	-0.2
	EA	Mt carcass weight equivalent	2.609	2.609	2.607	0	-0.1
	MEX	Mt carcass weight equivalent	1.903	1.903	1.902	0	-0.1
	NAF	Mt carcass weight equivalent	0.003	0.003	0.003	0	-0.3
	ROW	Mt carcass weight equivalent	11.057	11.056	11.048	0	-0.1
	SA	Mt carcass weight equivalent	0.654	0.654	0.654	0	0.1
	SEA	Mt carcass weight equivalent	4.167	4.168	4.171	0	0.1
	SSA	Mt carcass weight equivalent	2.29	2.29	2.294	0	0.2
	THA	Mt carcass weight equivalent	2.199	2.198	2.195	0	-0.2
	USA	Mt carcass weight equivalent	11.841	11.842	11.843	0	0
	Total world	Mt carcass weight equivalent	142.537	142.522	142.458	0	0
Sheep & goat	ARG	Mt carcass weight equivalent	0.083	0.083	0.079	0.1	-5
	AUS	Mt carcass weight equivalent	0.803	0.803	0.792	0	-1.3
	BRA	Mt carcass weight equivalent	0.128	0.128	0.126	0.1	-1.5
	CAN	Mt carcass weight equivalent	0.03	0.03	0.028	0	-4.1
	CHN	Mt carcass weight equivalent	6.449	6.45	6.205	0	-3.8
	CIS	Mt carcass weight equivalent	1.364	1.363	1.308	0	-4.1
	E26	Mt carcass weight equivalent	0.918	0.918	0.919	-0.1	0.1
	EA	Mt carcass weight equivalent	0.003	0.003	0.003	0	-4.1
	MEX	Mt carcass weight equivalent	0.121	0.121	0.12	0	-1.2
	NAF	Mt carcass weight equivalent	1.143	1.143	1.093	0	-4.4
	ROW	Mt carcass weight equivalent	3.151	3.15	4.033	0	28
	SA	Mt carcass weight equivalent	3.384	3.383	3.203	0	-5.3
	SEA	Mt carcass weight equivalent	0.323	0.323	0.311	0	-3.9
	SSA	Mt carcass weight equivalent	3.691	3.692	3.538	0	-4.2
	THA	Mt carcass weight equivalent	0.003	0.003	0.003	0	-3.9
	USA	Mt carcass weight equivalent	0.146	0.146	0.14	0	-4.1
	Total world	Mt carcass weight equivalent	21.882	21.881	22.043	0	0.7
Cows[‡]	ARG	Mt carcass weight equivalent	5.24	5.236	5.239	-0.1	0.1

		AUS	Mt carcass weight equivalent	3.23	3.223	3.22	-0.2	-0.1		
		BRA	Mt carcass weight equivalent	11.63	11.62	11.619	-0.1	0		
		CAN	Mt carcass weight equivalent	1.87	1.863	1.859	-0.4	-0.2		
		CHN	Mt carcass weight equivalent	9.472	9.461	9.522	-0.1	0.7		
		CIS	Mt carcass weight equivalent	4.318	4.311	4.31	-0.2	0		
		E26	Mt carcass weight equivalent	6.561	6.732	6.752	2.6	0.3		
		EA	Mt carcass weight equivalent	1.175	1.173	1.171	-0.2	-0.1		
		MEX	Mt carcass weight equivalent	2.536	2.532	2.531	-0.2	0		
		NAF	Mt carcass weight equivalent	1.85	1.844	1.844	-0.3	0		
		ROW	Mt carcass weight equivalent	8.925	8.913	8.71	-0.1	-2.3		
		SA	Mt carcass weight equivalent	7.171	7.141	7.182	-0.4	0.6		
		SEA	Mt carcass weight equivalent	1.148	1.145	1.146	-0.2	0		
		SSA	Mt carcass weight equivalent	7.524	7.522	7.582	0	0.8		
		THA	Mt carcass weight equivalent	0.38	0.379	0.378	-0.3	-0.1		
		USA	Mt carcass weight equivalent	15.023	14.982	14.972	-0.3	-0.1		
		Total world	Mt carcass weight equivalent	89.641	89.695	89.664	0.1	0		
Crop Production	Barley	ARG	Mt fresh matter [†]	1.38	1.382	1.39	0.2	0.6		
		AUS	Mt fresh matter [†]	8.13	8.139	8.174	0.1	0.4		
		BRA	Mt fresh matter [†]	0.283	0.284	0.284	0.2	0.3		
		CAN	Mt fresh matter [†]	11.155	11.17	11.233	0.1	0.6		
		CHN	Mt fresh matter [†]	2.008	2.012	2.029	0.2	0.9		
		CIS	Mt fresh matter [†]	43.111	43.189	43.564	0.2	0.9		
		E26	Mt fresh matter [†]	56.436	56.362	55.402	-0.1	-1.7		
		EA	Mt fresh matter [†]	0.262	0.262	0.264	0.2	0.7		
		MEX	Mt fresh matter [†]	0.589	0.59	0.593	0.2	0.5		
		NAF	Mt fresh matter [†]	12.666	12.684	12.768	0.1	0.7		
		ROW	Mt fresh matter [†]	23.195	23.233	23.257	0.2	0.1		
		SA	Mt fresh matter [†]	2.755	2.759	2.771	0.1	0.4		
		SSA	Mt fresh matter [†]	2.584	2.589	2.607	0.2	0.7		
		THA	Mt fresh matter [†]	0.066	0.066	0.067	0.2	0.8		
		USA	Mt fresh matter [†]	4.514	4.524	4.547	0.2	0.5		
			Total world	Mt fresh matter [†]	184.185	184.293	183.935	0.1	-0.2	
			Coprah	MEX	Mt fresh matter [†]	0.38	0.38	0.379	0	-0.1
				ROW	Mt fresh matter [†]	1.188	1.188	1.181	0	-0.6
		SA		Mt fresh matter [†]	0.637	0.637	0.636	-0.1	-0.1	
		SEA		Mt fresh matter [†]	9.283	9.284	9.295	0	0.1	
	SSA	Mt fresh matter [†]		0.362	0.362	0.386	0	6.5		
	THA	Mt fresh matter [†]		0.117	0.117	0.117	0	-0.1		
		Total world	Mt fresh matter [†]	11.967	11.968	11.994	0	0.2		
	Cotton	ARG	Mt fresh matter [†]	0.155	0.155	0.154	-0.1	-0.3		
		AUS	Mt fresh matter [†]	0.869	0.868	0.864	-0.1	-0.4		
		BRA	Mt fresh matter [†]	2.76	2.759	2.755	0	-0.2		

	CHN	Mt fresh matter [†]	15.048	15.042	15.041	0	0
	CIS	Mt fresh matter [†]	2.328	2.325	2.319	-0.1	-0.3
	E26	Mt fresh matter [†]	0.752	0.747	0.704	-0.7	-5.8
	MEX	Mt fresh matter [†]	0.236	0.236	0.235	-0.1	-0.3
	NAF	Mt fresh matter [†]	0.168	0.167	0.167	-0.1	-0.2
	ROW	Mt fresh matter [†]	2.485	2.484	2.469	0	-0.6
	SA	Mt fresh matter [†]	19.1	19.09	19.031	-0.1	-0.3
	SSA	Mt fresh matter [†]	2.826	2.825	2.82	0	-0.2
	THA	Mt fresh matter [†]	0.005	0.005	0.005	0	0.1
	USA	Mt fresh matter [†]	4.915	4.914	4.907	0	-0.1
	Total world	Mt fresh matter [†]	51.647	51.617	51.471	-0.1	-0.3
Grain maize	ARG	Mt fresh matter [†]	28.614	28.614	28.657	0	0.1
	AUS	Mt fresh matter [†]	0.544	0.544	0.544	-0.1	0
	BRA	Mt fresh matter [†]	83.059	83.075	83.243	0	0.2
	CAN	Mt fresh matter [†]	11.331	11.323	11.33	-0.1	0.1
	CHN	Mt fresh matter [†]	234.559	234.567	235.474	0	0.4
	CIS	Mt fresh matter [†]	43.142	43.117	43.288	-0.1	0.4
	E26	Mt fresh matter [†]	53.458	53.487	52.554	0.1	-1.7
	EA	Mt fresh matter [†]	0.103	0.103	0.103	0	-0.1
	MEX	Mt fresh matter [†]	26.171	26.171	26.163	0	0
	NAF	Mt fresh matter [†]	7.097	7.093	7.106	-0.1	0.2
	ROW	Mt fresh matter [†]	72.116	72.09	71.67	0	-0.6
	SA	Mt fresh matter [†]	30.172	30.164	30.203	0	0.1
	SEA	Mt fresh matter [†]	37.682	37.692	37.763	0	0.2
	SSA	Mt fresh matter [†]	71.843	71.841	71.897	0	0.1
	THA	Mt fresh matter [†]	6.216	6.217	6.229	0	0.2
	USA	Mt fresh matter [†]	391.654	391.741	392.341	0	0.2
	Total world	Mt fresh matter [†]	1,117.661	1,117.732	1,118.253	0	0
Grass	ARG	Mt fresh matter [†]	941.248	941.038	940.71	0	0
	AUS	Mt fresh matter [†]	663.973	663.941	663.855	0	0
	BRA	Mt fresh matter [†]	2,562.83	2,562.112	2,561.873	0	0
	CAN	Mt fresh matter [†]	129.745	129.684	129.627	0	0
	CHN	Mt fresh matter [†]	1,236.286	1,236.115	1,235.154	0	-0.1
	CIS	Mt fresh matter [†]	539.745	539.709	539.45	0	0
	E26	Mt fresh matter [†]	755.835	759.452	962.76	0.5	26.8
	EA	Mt fresh matter [†]	38.834	38.828	38.827	0	0
	MEX	Mt fresh matter [†]	638.556	638.498	638.49	0	0
	NAF	Mt fresh matter [†]	80.374	80.368	80.345	0	0
	ROW	Mt fresh matter [†]	2,154.282	2,154.138	2,157.336	0	0.1
	SA	Mt fresh matter [†]	385.416	385.214	384.591	-0.1	-0.2
	SEA	Mt fresh matter [†]	136.417	136.37	136.29	0	-0.1
	SSA	Mt fresh matter [†]	2,563.509	2,563.044	2,561.38	0	-0.1
	THA	Mt fresh matter [†]	23.656	23.65	23.648	0	0
	USA	Mt fresh matter [†]	944.333	943.986	943.711	0	0
	Total world	Mt fresh matter [†]	13,988.89	13,990.84	14,241.305	0	1.8

Groundnut	ARG	Mt fresh matter†	0.454	0.454	0.455	0	0.1
	AUS	Mt fresh matter†	0.017	0.017	0.017	-0.1	-0.2
	BRA	Mt fresh matter†	0.25	0.25	0.25	0	0.1
	CHN	Mt fresh matter†	11.526	11.526	11.564	0	0.3
	CIS	Mt fresh matter†	0.019	0.019	0.019	-0.1	-0.1
	E26	Mt fresh matter†	0.009	0.009	0.008	-0.8	-7.2
	EA	Mt fresh matter†	0.021	0.021	0.021	0	0
	MEX	Mt fresh matter†	0.08	0.08	0.08	0	-0.1
	NAF	Mt fresh matter†	0.292	0.292	0.292	-0.1	0.1
	ROW	Mt fresh matter†	2.471	2.471	2.46	0	-0.4
	SA	Mt fresh matter†	4.842	4.84	4.837	0	-0.1
	SEA	Mt fresh matter†	1.454	1.454	1.457	0	0.2
	SSA	Mt fresh matter†	10.81	10.808	10.813	0	0
	THA	Mt fresh matter†	0.036	0.036	0.036	0	0.1
	USA	Mt fresh matter†	1.488	1.488	1.49	0	0.1
	Total world	Mt fresh matter†	33.769	33.765	33.799	0	0.1
Other cereals	ARG	Mt fresh matter†	1.141	1.143	1.154	0.2	0.9
	AUS	Mt fresh matter†	6.118	6.128	6.185	0.2	0.9
	BRA	Mt fresh matter†	3.099	3.106	3.136	0.2	1
	CAN	Mt fresh matter†	4.384	4.39	4.425	0.1	0.8
	CHN	Mt fresh matter†	6.039	6.049	6.099	0.2	0.8
	CIS	Mt fresh matter†	23.854	23.898	24.221	0.2	1.4
	E26	Mt fresh matter†	38.052	37.822	35.606	-0.6	-5.9
	EA	Mt fresh matter†	0.019	0.019	0.019	0	-0.1
	MEX	Mt fresh matter†	7.046	7.06	7.124	0.2	0.9
	NAF	Mt fresh matter†	1.255	1.256	1.266	0.1	0.8
	ROW	Mt fresh matter†	8.696	8.712	8.742	0.2	0.3
	SA	Mt fresh matter†	26.044	26.06	26.137	0.1	0.3
	SSA	Mt fresh matter†	66.311	66.415	66.68	0.2	0.4
	THA	Mt fresh matter†	0.311	0.312	0.314	0.2	0.8
	USA	Mt fresh matter†	14.695	14.73	14.838	0.2	0.7
	Total world	Mt fresh matter†	211.355	211.379	210.14	0	-0.6
Palmbunch	BRA	Mt fresh matter†	5.701	5.702	5.718	0	0.3
	CHN	Mt fresh matter†	1.868	1.868	1.872	0	0.2
	MEX	Mt fresh matter†	0.582	0.582	0.583	0	0.1
	ROW	Mt fresh matter†	18.486	18.485	18.518	0	0.2
	SEA	Mt fresh matter†	294.785	294.795	294.799	0	0
	SSA	Mt fresh matter†	51.373	51.382	51.506	0	0.2
	THA	Mt fresh matter†	9.61	9.611	9.631	0	0.2
	Total world	Mt fresh matter†	382.405	382.425	382.627	0	0.1
Palmist grain	BRA	Mt fresh matter†	0.3	0.3	0.301	0	0.3
	CHN	Mt fresh matter†	0.098	0.098	0.099	0	0.2
	MEX	Mt fresh matter†	0.031	0.031	0.031	0	0.1
	ROW	Mt fresh matter†	0.973	0.973	0.975	0	0.2
	SEA	Mt fresh matter†	15.515	15.516	15.516	0	0

	SSA	Mt fresh matter†	2.704	2.704	2.711	0	0.2
	THA	Mt fresh matter†	0.506	0.506	0.507	0	0.2
	Total world	Mt fresh matter†	20.127	20.128	20.14	0	0.1
Pea	ARG	Mt fresh matter†	0.05	0.05	0.051	0.1	0.3
	AUS	Mt fresh matter†	0.468	0.468	0.481	0.1	2.7
	BRA	Mt fresh matter†	0.008	0.008	0.008	0.1	0.3
	CAN	Mt fresh matter†	4.002	4.004	4.009	0.1	0.1
	CHN	Mt fresh matter†	1.007	1.008	1.012	0.1	0.4
	CIS	Mt fresh matter†	2.517	2.518	2.526	0.1	0.3
	E26	Mt fresh matter†	1.07	1.063	0.997	-0.7	-6.2
	EA	Mt fresh matter†	0.001	0.001	0.001	0	0
	MEX	Mt fresh matter†	0.002	0.002	0.002	0	0
	NAF	Mt fresh matter†	0.054	0.054	0.054	0	0.1
	ROW	Mt fresh matter†	0.34	0.34	0.34	0.1	-0.1
	SA	Mt fresh matter†	0.776	0.776	0.777	0	0.1
	SSA	Mt fresh matter†	0.462	0.462	0.463	0.1	0.1
	USA	Mt fresh matter†	0.962	0.963	0.967	0.1	0.4
	Total world	Mt fresh matter†	12.448	12.444	12.406	0	-0.3
Rapeseed	ARG	Mt fresh matter†	0.074	0.074	0.074	0	0
	AUS	Mt fresh matter†	2.429	2.429	2.426	0	-0.1
	BRA	Mt fresh matter†	0.06	0.06	0.06	0.1	0.1
	CAN	Mt fresh matter†	16.878	16.881	16.879	0	0
	CHN	Mt fresh matter†	16.491	16.503	16.563	0.1	0.4
	CIS	Mt fresh matter†	4.788	4.788	4.789	0	0
	E26	Mt fresh matter†	18.726	18.715	18.637	-0.1	-0.4
	EA	Mt fresh matter†	0.004	0.004	0.004	0	0
	MEX	Mt fresh matter†	0.003	0.003	0.003	0.1	0
	NAF	Mt fresh matter†	0.063	0.063	0.063	0	0.2
	ROW	Mt fresh matter†	1.842	1.843	1.837	0	-0.3
	SA	Mt fresh matter†	9.357	9.361	9.366	0	0.1
	SSA	Mt fresh matter†	0.11	0.11	0.111	0.1	0.1
	USA	Mt fresh matter†	0.84	0.841	0.843	0.1	0.2
	Total world	Mt fresh matter†	78.257	78.255	78.159	0	-0.1
Rice	ARG	Mt fresh matter†	1.623	1.623	1.623	0	0
	AUS	Mt fresh matter†	0.041	0.041	0.041	-0.1	-0.2
	BRA	Mt fresh matter†	15.046	15.044	15.046	0	0
	CHN	Mt fresh matter†	149.286	149.297	149.33	0	0
	CIS	Mt fresh matter†	1.185	1.184	1.183	-0.1	-0.1
	E26	Mt fresh matter†	2.02	2.023	2.068	0.2	2.2
	EA	Mt fresh matter†	10.461	10.462	10.467	0	0.1
	MEX	Mt fresh matter†	0.216	0.216	0.215	0	-0.2
	NAF	Mt fresh matter†	4.227	4.225	4.221	0	-0.1
	ROW	Mt fresh matter†	89.786	89.785	89.712	0	-0.1
	SA	Mt fresh matter†	198.532	198.549	198.644	0	0
	SEA	Mt fresh matter†	67.556	67.558	67.57	0	0

	SSA	Mt fresh matter†	18.047	18.046	18.032	0	-0.1
	THA	Mt fresh matter†	32.779	32.78	32.783	0	0
	USA	Mt fresh matter†	7.68	7.678	7.677	0	0
	Total world	Mt fresh matter†	598.571	598.597	598.699	0	0
Silage maize	AUS	Mt fresh matter†	7.195	7.176	7.155	-0.3	-0.3
	CAN	Mt fresh matter†	20.821	20.759	20.708	-0.3	-0.2
	CIS	Mt fresh matter†	68.822	68.653	68.535	-0.2	-0.2
	E26	Mt fresh matter†	101.679	104.334	98.285	2.6	-5.8
	ROW	Mt fresh matter†	19.488	19.42	19.47	-0.3	0.3
	USA	Mt fresh matter†	59.408	59.282	59.228	-0.2	-0.1
	Total world	Mt fresh matter†	302.263	305.091	298.26	0.9	-2.2
Soybean	ARG	Mt fresh matter†	52.328	52.348	52.374	0	0.1
	AUS	Mt fresh matter†	0.092	0.092	0.091	0	-0.2
	BRA	Mt fresh matter†	73.817	73.854	73.902	0	0.1
	CAN	Mt fresh matter†	3.784	3.784	3.78	0	-0.1
	CHN	Mt fresh matter†	16.615	16.622	16.663	0	0.2
	CIS	Mt fresh matter†	4.229	4.227	4.222	0	-0.1
	E26	Mt fresh matter†	0.948	0.947	0.939	-0.1	-0.8
	EA	Mt fresh matter†	0.338	0.338	0.338	0	0
	MEX	Mt fresh matter†	0.178	0.178	0.178	0	0
	NAF	Mt fresh matter†	0.033	0.033	0.033	0	0.1
	ROW	Mt fresh matter†	13.121	13.123	13.061	0	-0.5
	SA	Mt fresh matter†	10.001	10.001	9.993	0	-0.1
	SEA	Mt fresh matter†	1.382	1.383	1.385	0	0.1
	SSA	Mt fresh matter†	2.341	2.341	2.341	0	0
	THA	Mt fresh matter†	0.205	0.206	0.206	0	0.1
	USA	Mt fresh matter†	112.169	112.204	112.3	0	0.1
	Total world	Mt fresh matter†	291.732	291.831	291.953	0	0
Sugar cane	ARG	Mt fresh matter†	30.63	30.62	30.621	0	0
	AUS	Mt fresh matter†	41.912	41.901	41.917	0	0
	BRA	Mt fresh matter†	1,088.098	1,088.255	1,089.017	0	0.1
	CHN	Mt fresh matter†	130.578	130.55	130.743	0	0.1
	E26	Mt fresh matter†	0.005	0.005	0.005	0	0
	EA	Mt fresh matter†	0.97	0.969	0.969	0	-0.1
	MEX	Mt fresh matter†	86.886	86.868	86.958	0	0.1
	NAF	Mt fresh matter†	19.359	19.352	19.359	0	0
	ROW	Mt fresh matter†	322.875	322.782	321.529	0	-0.4
	SA	Mt fresh matter†	703.859	703.511	702.843	0	-0.1
	SEA	Mt fresh matter†	73.473	73.473	73.475	0	0
	SSA	Mt fresh matter†	96.286	96.266	96.236	0	0
	THA	Mt fresh matter†	122.912	122.898	122.951	0	0
	USA	Mt fresh matter†	36.146	36.149	36.202	0	0.1
	Total world	Mt fresh matter†	2,757.344	2,756.95	2,756.162	0	0
Sugarbeet	CAN	Mt fresh matter†	0.814	0.816	0.818	0.2	0.2
	CHN	Mt fresh matter†	12.028	12.033	12.066	0	0.3

	CIS	Mt fresh matter†	73.15	73.227	73.396	0.1	0.2
	E26	Mt fresh matter†	94.455	94.551	94.74	0.1	0.2
	EA	Mt fresh matter†	3.839	3.84	3.842	0	0
	NAF	Mt fresh matter†	9.492	9.511	9.532	0.2	0.2
	ROW	Mt fresh matter†	50.705	50.787	50.766	0.2	0
	SA	Mt fresh matter†	0.077	0.077	0.077	0.1	0.1
	SSA	Mt fresh matter†	0.004	0.004	0.004	0	0
	USA	Mt fresh matter†	35.22	35.265	35.339	0.1	0.2
	Total world	Mt fresh matter†	321.984	322.362	322.874	0.1	0.2
Sunflower	ARG	Mt fresh matter†	4.679	4.682	4.691	0.1	0.2
	AUS	Mt fresh matter†	0.058	0.058	0.058	0	0
	BRA	Mt fresh matter†	0.125	0.125	0.126	0.1	0.2
	CAN	Mt fresh matter†	0.127	0.127	0.127	0	0
	CHN	Mt fresh matter†	1.908	1.909	1.918	0.1	0.5
	CIS	Mt fresh matter†	19.21	19.205	19.225	0	0.1
	E26	Mt fresh matter†	6.947	6.925	6.742	-0.3	-2.6
	NAF	Mt fresh matter†	0.141	0.141	0.142	0	0.3
	ROW	Mt fresh matter†	4.772	4.774	4.76	0	-0.3
	SA	Mt fresh matter†	1.595	1.595	1.596	0	0.1
	SSA	Mt fresh matter†	2.424	2.426	2.431	0	0.2
	THA	Mt fresh matter†	0.024	0.024	0.024	0.1	0.2
	USA	Mt fresh matter†	1.437	1.438	1.441	0.1	0.3
	Total world	Mt fresh matter†	45.736	45.71	45.511	-0.1	-0.4
Wheat	ARG	Mt fresh matter†	16.599	16.616	16.671	0.1	0.3
	AUS	Mt fresh matter†	24.433	24.439	24.479	0	0.2
	BRA	Mt fresh matter†	7.585	7.595	7.612	0.1	0.2
	CAN	Mt fresh matter†	31.188	31.199	31.223	0	0.1
	CHN	Mt fresh matter†	114.125	114.227	114.982	0.1	0.7
	CIS	Mt fresh matter†	160.061	160.103	160.567	0	0.3
	E26	Mt fresh matter†	108.143	107.819	104.863	-0.3	-2.7
	EA	Mt fresh matter†	1.17	1.171	1.171	0	0
	MEX	Mt fresh matter†	5.299	5.303	5.318	0.1	0.3
	NAF	Mt fresh matter†	20.866	20.868	20.908	0	0.2
	ROW	Mt fresh matter†	67.938	67.989	67.894	0.1	-0.1
	SA	Mt fresh matter†	140.462	140.585	141.236	0.1	0.5
	SSA	Mt fresh matter†	10.127	10.136	10.161	0.1	0.3
	THA	Mt fresh matter†	0.001	0.001	0.001	0	0
	USA	Mt fresh matter†	68.677	68.777	68.95	0.1	0.3
	Total world	Mt fresh matter†	817.047	817.138	815.944	0	-0.1

‡Cows: culled dairy cows plus beef cows.

†Dry matter content: Barley: 81.1%; Grain maize: 86.3%; Other cereals: 87.4%; Rice: 88%; Wheat: 87%; Grass: 16.6%; Silage maize: 35%; Rapeseed: 92.3%; Soybean: 88.8%; Sunflower: 92.8%; Pea: 86.5%; Sugar cane: 22.6%; Sugarbeet: 18.8%; Coprah: 91.5%; Cotton: 92.3%; Groundnut: 91%; Palmbunch: 91.8%.

Table S5: Yields per ha of crops for world regions for the Q, QR and GP scenarios and yield changes when moving from one scenario to another. Q: agricultural markets in 2030 with dairy quotas; QR: agricultural markets in 2030 with dairy quotas removed; GP: agricultural markets in 2030 with dairy quotas removed, with grass primus and grassland yields increased by 20%; H: Highland; O: Organic; G: Grass; IG: Intensive Grass; M: Maize; IM: Intensive Maize; VIM: Very Intensive Maize; FR: France; ARG: Argentina; AUS: Australia; BRA: Brazil; CAN: Canada; CHN: China; CIS: Former Soviet Union; E26: European Union excluding France; EA: East Asia; MEX: Mexico; NAF: North Africa; ROW: Rest of the world; SA: South Asia; SEA: South East Asia; SSA: Sub-Saharan Africa; THA: Thailand; USA: United States of America.

Crop Category	Crop	MATSIM production zone	Yield			Yield changes		
			Q	QR	GP	Q to QR	QR to GP	
			t fresh matter [†] /ha			%		
Cereals	Barley	ARG	3.255	3.254	3.259	0	0.2	
		AUS	1.968	1.969	1.973	0.1	0.2	
		BRA	3.581	3.581	3.579	0	-0.1	
		CAN	3.93	3.931	3.938	0	0.2	
		CHN	3.988	3.989	3.996	0	0.2	
		CIS	2.813	2.814	2.822	0	0.3	
		E26	4.708	4.727	4.897	0.4	3.6	
		EA	2.824	2.825	2.83	0	0.2	
		MEX	2.406	2.407	2.41	0	0.1	
		NAF	2.751	2.752	2.759	0	0.3	
		ROW	2.965	2.966	2.973	0	0.2	
		SA	3.47	3.472	3.479	0.1	0.2	
		SSA	2.296	2.297	2.304	0	0.3	
	THA	7.005	7.01	7.032	0.1	0.3		
	USA	4.151	4.15	4.154	0	0.1		
		Grain maize	ARG	10.433	10.428	10.435	0	0.1
			AUS	3.319	3.323	3.331	0.1	0.2
			BRA	5.482	5.48	5.486	0	0.1
			CAN	6.969	6.974	6.987	0.1	0.2
			CHN	7.499	7.496	7.504	0	0.1
			CIS	5.863	5.867	5.887	0.1	0.3
			E26	5.976	5.949	6.18	-0.5	3.9
			EA	6.072	6.072	6.074	0	0
			MEX	3.805	3.804	3.806	0	0.1
			NAF	6.901	6.9	6.91	0	0.1
			ROW	5.296	5.297	5.29	0	-0.1
			SA	3.233	3.233	3.238	0	0.2
			SEA	5.429	5.428	5.434	0	0.1
		SSA	2.373	2.372	2.376	0	0.2	
		THA	5.961	5.961	5.97	0	0.2	
		USA	11.799	11.795	11.804	0	0.1	
		Other cereals	ARG	2.66	2.66	2.667	0	0.3
			AUS	2.7	2.701	2.711	0	0.4
	BRA		2.899	2.899	2.907	0	0.3	
	CAN		3.296	3.296	3.303	0	0.2	
	CHN		2.499	2.499	2.502	0	0.1	
	CIS		2.484	2.485	2.496	0	0.4	
	E26		3.86	3.868	3.941	0.2	1.9	

	EA	0.411	0.411	0.411	0	0	
	MEX	3.797	3.797	3.809	0	0.3	
	NAF	3.8	3.801	3.811	0	0.3	
	ROW	2.686	2.687	2.694	0	0.3	
	SA	1.381	1.381	1.382	0	0.1	
	SSA	1.293	1.293	1.294	0	0.1	
	THA	1.939	1.94	1.944	0.1	0.2	
	USA	4.769	4.769	4.775	0	0.1	
Rice	ARG	7.325	7.322	7.324	0	0	
	AUS	5.18	5.176	5.167	-0.1	-0.2	
	BRA	4.698	4.697	4.697	0	0	
	CHN	5.072	5.072	5.072	0	0	
	CIS	2.968	2.966	2.963	-0.1	-0.1	
	E26	4.67	4.679	4.787	0.2	2.3	
	EA	4.117	4.117	4.119	0	0	
	MEX	3.917	3.915	3.91	-0.1	-0.1	
	NAF	7.342	7.339	7.332	0	-0.1	
	ROW	3.452	3.452	3.451	0	0	
	SA	3.511	3.511	3.512	0	0	
	SEA	3.806	3.806	3.807	0	0	
	SSA	1.886	1.886	1.885	0	-0.1	
	THA	2.891	2.891	2.891	0	0	
	USA	6.134	6.132	6.133	0	0	
Wheat	ARG	4.523	4.521	4.526	0	0.1	
	AUS	1.726	1.726	1.729	0	0.2	
	BRA	2.939	2.938	2.94	0	0.1	
	CAN	3.274	3.274	3.276	0	0.1	
	CHN	5.247	5.247	5.257	0	0.2	
	CIS	2.781	2.781	2.786	0	0.2	
	E26	5.146	5.164	5.332	0.3	3.3	
	EA	4.489	4.489	4.492	0	0.1	
	MEX	5.624	5.624	5.632	0	0.1	
	NAF	3.209	3.209	3.214	0	0.2	
	ROW	2.889	2.889	2.894	0	0.2	
	SA	3.732	3.734	3.744	0.1	0.3	
	SSA	3.009	3.009	3.014	0	0.2	
	THA	0.935	0.935	0.935	0	0	
	USA	3.456	3.456	3.458	0	0.1	
Forage	Grass	ARG	7.109	7.109	7.109	0	0
		AUS	1.788	1.788	1.788	0	0
		BRA	11.748	11.748	11.748	0	0
		CAN	8.461	8.461	8.461	0	0
		CHN	3.081	3.081	3.081	0	0
		CIS	1.471	1.471	1.471	0	0
		E26	11.306	11.306	13.567	0	20
		EA	20.833	20.833	20.833	0	0
		MEX	8.036	8.036	8.036	0	0
		NAF	1.104	1.104	1.104	0	0
		ROW	3.528	3.528	3.528	0	0

		SA	22.249	22.249	22.249	0	0
		SEA	10.799	10.799	10.799	0	0
		SSA	2.742	2.742	2.742	0	0
		THA	28.922	28.922	28.922	0	0
		USA	3.808	3.808	3.808	0	0
	Silage maize	AUS	77.969	77.969	77.969	0	0
		CAN	44.788	44.788	44.788	0	0
		CIS	27.291	27.291	27.291	0	0
		E26	49.658	49.658	49.658	0	0
		ROW	46.373	46.373	46.373	0	0
		USA	51.574	51.574	51.574	0	0
Oilseeds	Palm	BRA	52.675	52.677	52.792	0	0.2
		CHN	37.348	37.346	37.398	0	0.1
		MEX	20.461	20.459	20.478	0	0.1
		ROW	25.191	25.188	25.223	0	0.1
		SEA	30.46	30.461	30.456	0	0
		SSA	10.913	10.913	10.937	0	0.2
		THA	18.615	18.617	18.648	0	0.2
	Rapeseed	ARG	1.917	1.916	1.917	-0.1	0.1
		AUS	1.245	1.245	1.247	0	0.2
		BRA	1.731	1.731	1.732	0	0.1
		CAN	2.311	2.311	2.312	0	0
		CHN	2.242	2.242	2.244	0	0.1
		CIS	1.899	1.899	1.902	0	0.2
		E26	3.276	3.29	3.429	0.4	4.2
		EA	1.487	1.487	1.488	0	0.1
		MEX	1.373	1.372	1.373	-0.1	0.1
		NAF	2.58	2.581	2.585	0	0.2
		ROW	3.767	3.767	3.772	0	0.1
		SA	1.329	1.329	1.331	0	0.2
		SSA	1.316	1.316	1.318	0	0.2
		USA	2.29	2.289	2.291	0	0.1
	Soybean	ARG	2.775	2.773	2.774	-0.1	0
		AUS	1.997	1.997	1.999	0	0.1
		BRA	3.146	3.145	3.147	0	0.1
		CAN	2.647	2.647	2.648	0	0
		CHN	1.881	1.881	1.882	0	0.1
		CIS	2.082	2.082	2.083	0	0
		E26	3.148	3.161	3.29	0.4	4.1
		EA	1.603	1.603	1.604	0	0.1
		MEX	2.165	2.165	2.166	0	0
		NAF	3.676	3.676	3.68	0	0.1
		ROW	2.271	2.271	2.273	0	0.1
		SA	1.085	1.085	1.086	0	0.1
		SEA	1.792	1.792	1.794	0	0.1
		SSA	1.896	1.896	1.898	0	0.1
		THA	2.016	2.017	2.019	0	0.1
		USA	3.292	3.29	3.292	-0.1	0.1
	Sunflower	ARG	2.293	2.292	2.294	0	0.1

		AUS	1.122	1.122	1.124	0	0.2
		BRA	1.526	1.526	1.527	0	0.1
		CAN	1.918	1.918	1.92	0	0.1
		CHN	2.239	2.238	2.241	0	0.1
		CIS	1.591	1.591	1.593	0	0.1
		E26	1.962	1.969	2.034	0.4	3.3
		NAF	1.951	1.951	1.954	0	0.2
		ROW	1.761	1.761	1.763	0	0.1
		SA	0.91	0.911	0.912	0.1	0.1
		SSA	1.29	1.29	1.292	0	0.2
		THA	1.019	1.019	1.02	0	0.1
		USA	1.849	1.849	1.85	0	0.1
Other crops	Coprah	MEX	2.125	2.124	2.126	0	0.1
		ROW	0.885	0.885	0.885	0	0
		SA	0.508	0.508	0.509	0	0.2
		SEA	1.465	1.465	1.467	0	0.1
		SSA	0.328	0.328	0.342	0	4.3
		THA	0.605	0.605	0.605	0	0
		ARG	0.696	0.695	0.695	-0.1	0
		AUS	4.186	4.186	4.188	0	0
		BRA	3.109	3.107	3.107	-0.1	0
		CHN	3.227	3.226	3.226	0	0
		CIS	1.117	1.117	1.117	0	0
		E26	2.107	2.111	2.155	0.2	2.1
		MEX	2.705	2.703	2.703	-0.1	0
		NAF	1.451	1.451	1.452	0	0.1
		ROW	1.9	1.899	1.901	-0.1	0.1
		SA	1.225	1.225	1.226	0	0.1
		SSA	0.722	0.722	0.722	0	0
		THA	0.859	0.859	0.86	0	0.1
		USA	1.516	1.515	1.515	-0.1	0
	Groundnut	ARG	1.901	1.9	1.9	-0.1	0
		AUS	1.547	1.547	1.549	0	0.1
		BRA	2.426	2.425	2.426	0	0
		CHN	2.733	2.732	2.735	0	0.1
		CIS	1.915	1.915	1.917	0	0.1
		E26	0.764	0.765	0.776	0.1	1.4
		EA	1.766	1.766	1.766	0	0
		MEX	1.327	1.326	1.327	-0.1	0.1
		NAF	2.697	2.697	2.701	0	0.1
		ROW	1.7	1.7	1.702	0	0.1
		SA	0.864	0.864	0.865	0	0.1
		SEA	2.077	2.077	2.079	0	0.1
		SSA	0.845	0.845	0.846	0	0.1
		THA	1.199	1.199	1.201	0	0.2
		USA	3.092	3.09	3.092	-0.1	0.1
	Pea	ARG	1.253	1.253	1.254	0	0.1
		AUS	1.526	1.526	1.551	0	1.6
		BRA	2.781	2.781	2.785	0	0.1

	CAN	2.744	2.744	2.746	0	0.1
	CHN	1.325	1.325	1.326	0	0.1
	CIS	2.115	2.115	2.119	0	0.2
	E26	2.406	2.41	2.456	0.2	1.9
	EA	2	2	2	0	0
	MEX	0.806	0.806	0.806	0	0
	NAF	0.961	0.961	0.962	0	0.1
	ROW	1.796	1.796	1.8	0	0.2
	SA	1.065	1.065	1.066	0	0.1
	SSA	0.841	0.841	0.842	0	0.1
	USA	2.768	2.767	2.771	0	0.1
Sugar cane	ARG	78.606	78.554	78.577	-0.1	0
	AUS	87.544	87.547	87.689	0	0.2
	BRA	92.451	92.41	92.472	0	0.1
	CHN	75.944	75.914	75.953	0	0.1
	E26	79.365	79.365	79.365	0	0
	EA	51.328	51.324	51.343	0	0
	MEX	79.326	79.296	79.378	0	0.1
	NAF	114.306	114.297	114.419	0	0.1
	ROW	96.066	96.042	96.135	0	0.1
	SA	92.335	92.341	92.437	0	0.1
	SEA	68.99	68.984	69.011	0	0
	SSA	56.808	56.791	56.852	0	0.1
	THA	100.061	100.063	100.164	0	0.1
	USA	86.342	86.307	86.355	0	0.1
Sugarbeet	CAN	59.539	59.56	59.6	0	0.1
	CHN	57.538	57.526	57.574	0	0.1
	CIS	46.797	46.811	46.876	0	0.1
	E26	71.011	71.343	74.412	0.5	4.3
	EA	64.413	64.415	64.452	0	0.1
	NAF	51.037	51.066	51.113	0.1	0.1
	ROW	68.93	68.949	69.024	0	0.1
	SA	26.95	26.963	27.001	0	0.1
	SSA	14.545	14.545	14.545	0	0
	USA	70.722	70.71	70.744	0	0

[†]Dry matter content: Barley: 81.1%; Grain maize: 86.3%; Other cereals: 87.4%; Rice: 88%; Wheat: 87%; Grass: 16.6%; Silage maize: 35%; Rapeseed: 92.3%; Soybean: 88.8%; Sunflower: 92.8%; Pea: 86.5%; Sugar cane: 22.6%; Sugarbeet: 18.8%; Coprah: 91.5%; Cotton: 92.3%; Groundnut: 91%; Palmbunch: 91.8%.

Table S6: Impacts of French crop production and variation moving from QR to GP. QR: agricultural markets in 2030 with dairy quotas removed; GP: agricultural markets in 2030 with dairy quotas removed, with grass primus and grassland yields increased by 20%; GWP: Global Warming Potential; GWP-LUC: GWP including emissions from Land-Use Change; AC: Acidification; EU: Eutrophication; CED: Cumulative Energy Demand; EcoTox: Freshwater ecotoxicity; LC: Land Competition; EcoSyst: Ecosystems.

Type of crop	Crop	Scenario	Impacts per ha							Impacts per ton							
			GWP	GWP-LUC	AC	EU	CED	EcoTox	EcoSys	GWP	GWP-LUC	AC	EU	CED	EcoTox	LC	EcoSys
			kg CO2 eq	kg CO2 eq	kg SO2 eq	kg PO43- eq	MJ	CTUe	species.yr	kg CO2 eq	kg CO2 eq	kg SO2 eq	kg PO43- eq	MJ	CTUe	m2a	species.yr
Cereals	Barley	QR	2715	2715	32	29,3	17510	4412	3,57E-04	363	363	4,3	3,9	2341	597	1339	4,77E-05
		GP	2626	2626	32,3	28,1	17759	4236	3,55E-04	344	344	4,2	3,7	2327	563	1312	4,66E-05
		Variation (%)	-3,3	-3,3	0,9	-4,1	1,4	-4	-0,6	-5,2	-5,2	-2,3	-5,1	-0,6	-5,7	-2	-2,3
	Grain maize	QR	2439	2440	42,6	31,1	23256	10133	3,50E-04	317	317	5,5	4	3021	1316	1299	4,54E-05
		GP	2469	2469	43,5	29,1	23522	10132	3,50E-04	313	313	5,5	3,7	2982	1284	1268	4,44E-05
		Variation (%)	1,2	1,2	2,1	-6,4	1,1	0	0	-1,3	-1,3	0	-7,5	-1,3	-2,4	-2,4	-2,2
	Other cereals	QR	2527	2527	15	25,9	19565	8671	3,54E-04	453	454	2,7	4,6	3512	1556	1795	6,35E-05
		GP	2713	2713	16,2	25	20512	8670	3,56E-04	418	418	2,5	3,8	3159	1335	1540	5,48E-05
		Variation (%)	7,4	7,4	8	-3,5	4,8	0	0,6	-7,7	-7,9	-7,4	-17,4	-10,1	-14,2	-14,2	-13,7
Wheat	QR	2924	2924	35,2	30	17441	8005	3,62E-04	399	399	4,8	4,1	2382	1093	1366	4,95E-05	
	GP	2844	2844	35,9	29,3	17735	8005	3,62E-04	379	379	4,8	3,9	2367	1068	1334	4,83E-05	
	Variation (%)	-2,7	-2,7	2	-2,3	1,7	0	0	-5	-5	0	-4,9	-0,6	-2,3	-2,3	-2,4	
Forages	Baled grass	QR	805	805	10,2	12,5	6150	0,96	2,73E-04	112	112	1,3	1,9	802	0,12	1241	3,40E-05
		GP	880	880	11,8	10,3	6461	0,98	2,74E-04	102	102	1,3	1,4	695	0,11	1033	2,84E-05
		Variation (%)	9,3	9,3	15,7	-17,6	5,1	2,1	0,4	-8,9	-8,9	0	-26,3	-13,3	-8,3	-16,8	-16,5
	Grass silage	QR	823	823	9,2	16,6	6524	0,96	2,74E-04	90	90	1	1,8	687	0,1	1021	2,80E-05
		GP	887	887	10,4	15,3	6742	0,97	2,74E-04	81	81	0,9	1,4	590	0,08	850	2,34E-05
		Variation (%)	7,8	7,8	13	-7,8	3,3	1	0	-10	-10	-10	-22,2	-14,1	-20	-16,7	-16,4
	Grazed grass	QR	569	569	7,1	16,9	1830	0,45	2,71E-04	33	33	0,4	1	104	0,02	560	1,52E-05
		GP	640	640	8,5	15,8	1992	0,46	2,72E-04	30	30	0,4	0,7	94	0,02	467	1,27E-05
		Variation (%)	12,5	12,5	19,7	-6,5	8,9	2,2	0,4	-9,1	-9,1	0	-30	-9,6	0	-16,6	-16,4
Hay	QR	852	852	11,9	10,4	5446	0,67	2,74E-04	160	160	2	2,7	952	0,1	1781	4,90E-05	
	GP	967	967	14	10,1	5859	0,69	2,75E-04	148	148	2	2,1	831	0,09	1480	4,07E-05	

		Variation (%)	13,5	13,5	17,6	-2,9	7,6	3	0,4	-7,5	-7,5	0	-22,2	-12,7	-10	-16,9	-16,9
Oil seeds	Rapeseed	QR	3127	3127	35,6	30,8	18442	4996	3,96E-04	805	805	9,2	7,9	4748	1286	2575	1,02E-04
		GP	3182	3182	36,4	28,9	18790	4996	3,96E-04	795	795	9,1	7,2	4696	1249	2499	9,90E-05
		Variation (%)	1,8	1,8	2,2	-6,2	1,9	0	0	-1,2	-1,2	-1,1	-8,9	-1,1	-2,9	-3	-2,9
	Sunflower	QR	1302	1302	12,8	18,8	9315	9065	3,54E-04	467	467	4,6	6,7	3341	3251	3587	1,27E-04
		GP	1314	1314	13	15,3	9423	9065	3,54E-04	459	459	4,6	5,4	3295	3170	3497	1,24E-04
		Variation (%)	0,9	0,9	1,6	-18,6	1,2	0	0	-1,7	-1,7	0	-19,4	-1,4	-2,5	-2,5	-2,4
Other crops	Pea	QR	879	879	6,7	17,1	8411	83787	3,36E-04	179	179	1,4	3,5	1715	17139	2051	6,89E-05
		GP	794	794	6,9	17,1	8640	84047	3,36E-04	154	154	1,3	3,3	1671	16310	1945	6,53E-05
		Variation (%)	-9,7	-9,7	3	0	2,7	0,3	0	-14	-14	-7,1	-5,7	-2,6	-4,8	-5,2	-5,2
	Sugarbeet	QR	3041	3041	35,4	15,4	16480	7714	3,58E-04	33	33	0,4	0,2	178	84	108	3,87E-06
		GP	2655	2655	35,4	14	16434	7715	3,55E-04	28	28	0,4	0,1	172	81	104	3,71E-06
		Variation (%)	-12,7	-12,7	0	-9,1	-0,3	0	-0,8	-15,2	-15,2	0	-50	-3,4	-3,6	-3,7	-4,1

Table S7: CO₂ emissions from Land-Use Change (LUC) due to quota removal (Q → QR) and implementation of grass primus (QR → GP). Q: agricultural markets in 2030 with dairy quotas; QR: agricultural markets in 2030 with dairy quotas removed; GP: agricultural markets in 2030 with dairy quotas removed, with grass primus and grassland yields increased by 20%; FR: France; ARG: Argentina; AUS: Australia; BRA: Brazil; CAN: Canada; CHN: China; CIS: Former Soviet Union; E26: European Union excluding France; EA: East Asia; MEX: Mexico; NAF: North Africa; ROW: Rest of the world; SA: South Asia; SEA: South East Asia; SSA: Sub-Saharan Africa; THA: Thailand; USA: United States of America.

Scenario	World zone	Forest → Pasture	Pasture → Forest	Pasture → Cropland	Cropland → Pasture	Total emissions from LUC
x1000 t CO ₂						
Q → QR	ARG	0	-437.7	2,172.8	0	1,735.1
	AUS	0	-532.1	404.1	0	-128
	BRA	0	-3,102.6	5,186.9	0	2,084.3
	CAN	34.1	0	759.9	0	794
	CHN	0	-147.4	5,167.2	0	5,019.8
	CIS	32.3	0	2,393.5	0	2,425.7
	E26	A	487.5	0	0	-24,722.4
	EA		0.1	0	31.6	0
	FR	B	81.3	0	0	-5,066.9
	MEX		0	-62.5	753.8	0
	NAF		0	-4.2	127.9	0
	ROW		0	-970	3,124.5	0
	SA		0	-1.5	682.5	0
	SEA		14.7	0	515.1	0
	SSA		0	-2,319.5	8,642.1	0
	THA		3.7	0	24	0
	USA		0	-130.2	8,585.3	0
	Total world		653.5	-7,707.7	38,571.3	-29,789.4
	Total world excluding FR & E26	C	84.8	-7,707.7	38,571.3	0
	Total FR + E26	A + B	568.7	0	0	-29,789.4
	Total due to changes in FR	B + (C x 0.15‡)	94	-1,151.2	5,760.8	-5,066.9
	Total due to changes in E26	A + (C x 0.85‡)	559.6	-6,556.5	32,810.5	-24,722.4
	Emissions allocated† to FR		8.9	-109.6	548.6	-482.6
	Emissions allocated† to E26		53.3	-624.4	3,124.8	-2,354.5
QR → GP	ARG	0	-2,605.4	1,725.2	0	-880.2
	AUS	0	-1,743	818.4	0	-924.6
	BRA	0	-323.3	2,580.7	0	2,257.5
	CAN	0	-221.8	875.8	0	654
	CHN	0	-3,388.4	26,225.7	0	22,837.3
	CIS	0	-382.3	19,212.7	0	18,830.4
	E26	D	598.2	0	0	-314,031.9
	EA		0	-15.4	28.9	0
	FR	E	194	0	0	-52,919.1
	MEX		0	-617.6	654.3	0
	NAF		0	-42.9	646.7	0

ROW		69,318	0	0	-24,580.7	44,737.4
SA		0	-29.5	2,141.2	0	2,111.6
SEA		0	-319.9	1,113.8	0	793.9
SSA		0	-14,255.2	13,308.3	0	-946.9
THA		0	-83.9	84.9	0	0.9
USA		0	-3,241.3	9,322.4	0	6,081.1
Total world		70,110.3	-27,269.9	78,739	-391,531.6	-269,952.3
Total world excluding FR & E26	F	69,318	-27,269.9	78,739	-24,580.7	96,206.4
Total FR + E26	D + E	792.2	0	0	-366,951	-366,158.7
Total due to changes in FR	E + (F x 0.12#)	8,335.8	-3,203	9,248.3	-55,806.2	-41,425.2
Total due to changes in E26	D + (F x 0.88#)	61,774.5	-24,066.9	69,490.7	-335,725.4	-228,527.1
Emissions allocated[†] to FR		793.9	-305	880.8	-5,314.9	-3,945.3
Emissions allocated[†] to E26		5,883.3	-2,292.1	6,618.2	-31,973.8	-21,764.5

[†]: Allocation according JRC and IES (2010).

[‡]: Share of supplementary milk due to quota removal.

[#]: Share of supplementary hectare needed for ruminant production due to implementation of grass primus.

Table S8: Contribution of the processes includes in CLCAs. Q: agricultural markets in 2030 with dairy quotas; QR: agricultural markets in 2030 with dairy quotas removed; GP: agricultural markets in 2030 with dairy quotas removed, with grass primus and grassland yields increased by 20%; FU: Functional Unit; LUC: Land-Use Change; FPCM: Fat and Protein Corrected Milk; FR: France; ARG: Argentina; AUS: Australia; BRA: Brazil; CHN: China; CIS: Former Soviet Union; NAF: North Africa; ROW: Rest of the world; SA: South Asia; SSA: Sub-Saharan Africa; USA: United States of America; GWP: Global Warming Potential; GWP-LUC: GWP including emissions from Land-Use Change; AC: Acidification; EU: Eutrophication; CED: Cumulative Energy Demand; EcoTox: Freshwater ecotoxicity; LC: Land Competition; EcoSyst: Ecosystems.

		Type of producton	MATSIM zone	GWP	GWP- LUC	AC	EU	CED	EcoTox	LC	EcoSyst
				kg CO ₂ eq	kg SO ₂ eq	kg PO ₄ ³⁻ eq	MJ	CTUe	m ² a	species.yr	
QR - FU = ton of supplementary French FPCM											
Total				511	457	6.9	-8.1	-559	227	-3864	-2.82E-05
CO2 from LUC				0	-49	0	0	0	0	0	-3.92E-07
Milk	H	FR		284	284	2.7	1.7	748	46	738	2.22E-05
	O	FR		-2	-2	0	0	-7	0	-6	-1.82E-07
	G	FR		91	91	1	0.6	293	32	244	7.25E-06
	IG	FR		93	93	0.8	0.5	353	29	229	6.81E-06
	M	FR		313	314	3	1.6	1049	141	547	1.71E-05
	IM	FR		173	173	1.9	0.9	599	77	288	9.10E-06
	VIM	FR		45	45	0.5	0.2	175	23	61	2.00E-06
Livestock	Suckler	FR		251	252	2.7	2.8	1369	153	1396	4.06E-05
	Ovine	FR		-2.2	-2.2	-0.01	-0.01	-5.8	-0.1	-6.6	-1.92E-07
	Pig	FR		-6.1	-6.2	-0.1	-0.05	-33.1	-12	-9.8	-3.93E-07
	Broiler	FR		-2.5	-2.5	-0.04	-0.02	-23.4	-4.1	-5.4	-1.94E-07
	Egg	FR		-1.1	-1.1	-0.04	-0.02	-10.8	-2	-2.8	-1.03E-07
	Suckler	USA		-731	-737	-5.6	-16.3	-5093	-242	-7334	-1.32E-04
Crop	Wheat	FR		-0.7	-0.7	-0.01	-0.01	-4.2	-1.9	-1.8	-7.49E-08
	Maize	FR		0.1	0.1	0	0	0.5	0.3	0.4	1.24E-08
	Barley	FR		-0.2	-0.2	0	0	-1.5	-0.4	-0.5	-2.42E-08
	Oats	FR		-0.1	-0.1	0	0	-0.5	-0.3	-0.3	-1.03E-08
	Pea	FR		0	0	0	0	0	-0.2	0	-6.93E-10
	Rapeseed	FR		8.5	8.5	0.1	0.08	50.3	13.6	27	1.08E-06
	Sunflower	FR		-3.4	-3.4	-0.03	-0.05	-24.1	-23.5	-29	-9.87E-07
	Soybean	Outside EU27		0.6	0.6	0.01	0.01	7.9	0.01	2	4.43E-08
GP - FU = supplementary total ha for ruminant production											
Total				-2124	-11398	-27.8	-16.1	-15754	-9610	-1584	-2.15E-04
CO2 from LUC				0	-9274	0	0	0	0	0	-7.35E-05
Grassland	Baled Grass	FR		2	2	0	0	13	0	21	5.62E-07
	Hay	FR		92	92	1.3	1	556	0	948	2.61E-05
	Grazed Grass	FR		488	488	6.5	12.1	1519	0	7627	2.08E-04
	Grass silage	FR		101	101	1.2	1.7	772	0	1144	3.14E-05
	Silage maize	FR		-81	-81	-2.1	-1.3	-595	-383	-389	-1.35E-05
Cereals	Wheat	FR		-1192	-1192	-15.1	-12.3	-7433	-3355	-4191	-1.52E-04
	Grain maize	FR		-513	-513	-9	-6.1	-4885	-2104	-2077	-7.27E-05
	Barley	FR		-424	-424	-5.2	-4.5	-2866	-684	-1614	-5.74E-05

	Other cereals	FR	-190	-190	-1.1	-1.7	-1438	-608	-701	-2.49E-05
Oil seeds	Rapeseed	FR	-515	-515	-5.9	-4.7	-3039	-808	-1617	-6.41E-05
	Soybean	FR	-3	-3	0	-0.1	-40	0	-30	-6.23E-07
	Sunflower	FR	-118	-118	-1.2	-1.4	-850	-817	-902	-3.19E-05
Other crops	Sugarbeet	FR	-81	-81	-1.1	-0.4	-499	-234	-303	-1.08E-05
	Pea	FR	-10	-10	-0.1	-0.2	-110	-1073	-128	-4.28E-06
Grassland	Grass	USA	-5	-5	0	-0.5	-6	0	-253	-3.49E-06
		BRA	-2	-2	0	-0.1	-4	0	-71	-9.79E-07
		ARG	-3	-3	0	-0.3	-4	0	-161	-2.22E-06
		SA	-5	-5	-0.1	-0.1	-12	0	-98	-1.37E-06
		CHN	-25	-25	-0.1	-2.4	-24	0	-1088	-1.50E-05
		SSA	-34	-34	-0.1	-4.4	-15	0	-2116	-2.91E-05
		NAF	-1	-1	0	-0.2	-1	0	-73	-1.00E-06
		AUS	-3	-3	0	-0.4	-1	0	-169	-2.33E-06
		CIS	-10	-10	0	-1.3	-5	0	-615	-8.46E-06
		ROW	64	64	0.3	6.6	75	0	3162	4.36E-05
Cereals	Wheat	USA	19	19	0.3	0.3	134	31	137	2.93E-06
		SA	42	42	0.6	0.6	293	28	263	5.62E-06
		CHN	91	91	1.2	1.1	582	128	367	8.26E-06
		CIS	21	21	0.3	0.5	177	34	240	4.99E-06
		ROW	-32	-32	-0.4	-0.6	-237	-59	-270	-5.70E-06
	Grain maize	USA	27	27	0.5	0.3	394	87	93	2.09E-06
		CHN	87	87	1.5	1	1306	187	307	6.87E-06
		ROW	-35	-35	-0.6	-0.5	-557	-103	-214	-4.55E-06
	Barley	ROW	27	27	0.4	0.6	228	34	322	6.64E-06
	Other cereals	SSA	53	53	0.2	1	495	26	564	1.16E-05
		CIS	34	34	0.2	0.5	307	48	306	6.35E-06
Oil seeds	Rapeseed	CHN	17	17	0.2	0.2	100	13	71	1.65E-06
	Soybean	ROW	-7	-7	-0.1	-0.1	-87	0	-76	-1.56E-06

References

FAOSTAT (2015) <http://faostat3.fao.org/home/E>. <http://faostat3.fao.org/home/E>.

Gac A et al. (2010) GES'TIM : Guide méthodologique pour l'estimation des impacts des activités agricoles sur l'effet de serre, Version 1.2 edn.,

Google (2015) Google Earth version 7.1.5.1557.

JRC, IES (2010) International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: General guide for Life Cycle Assessment-Detailed guidance, First edition edn., Ed Joint Research Center, Ispra, Italy

Sea-Distances.org (2016) <http://www.sea-distances.org/>. <http://www.sea-distances.org/>.

Chapitre 5.

Synthèse générale, discussion et perspectives

L'objectif de cette thèse est double : contribuer au développement méthodologique de la méthodologie ACVC et mettre en œuvre des exemples d'application de la méthodologie proposée. Ce dernier chapitre synthétise et discute les travaux réalisés. Dans un premier temps, il s'intéresse aux avancées issues de cette thèse, puis en discute les limites. Enfin, à la lumière de ces dernières, une troisième partie vise à proposer des perspectives pour de futurs travaux de recherche.

1. Contributions de la thèse

1.1. Méthodologie ACV

1.1.1. Multifonctionnalité de l'élevage laitier et impacts environnementaux

Les systèmes de production agricole sont multifonctionnels. En effet, en plus d'assurer la production de biens alimentaires, ils produisent un ensemble d'autres services tels que : entretien des paysages, particulièrement dans le cas de l'élevage de ruminants, et préservation de la biodiversité (Swanepoel et al., 2010). L'ACV est une méthode permettant d'évaluer les impacts environnementaux d'un bien ou service en relation à une fonction particulière de ce dernier (Jolliet et al., 2010). On devine dès lors aisément la difficulté de traiter les systèmes agricoles dans leur globalité avec l'approche ACV.

1.1.1.1. Importance de l'unité fonctionnelle

L'unité fonctionnelle (UF), à laquelle sont rapportés les impacts environnementaux d'un système, doit refléter la fonction de ce système. Les unités fonctionnelles les plus usitées en agriculture sont massiques ou surfaciques (Notarnicola et al., 2017; Repar et al., 2017). Si on s'intéresse à la production laitière, on constate qu'à quelques exceptions près, la plupart des études n'a recours qu'à une seule UF pour exprimer les impacts environnementaux des systèmes : la tonne de lait. Le Chapitre 2, traitant des effets de l'intensification de la production laitière, démontre que les conclusions d'une étude de ce type diffèrent radicalement en fonction de l'UF retenue. L'unité surfacique met clairement en évidence les meilleures performances environnementales des systèmes les plus extensifs et en agriculture biologique, du fait de la plus faible consommation d'intrants par unité de surface que présentent ces systèmes, alors que pour l'unité massique, les résultats sont plus contrastés et dépendent de la catégorie d'impact considérée. Ainsi, les systèmes les plus intensifs présentent les plus faibles impacts par kg de produit pour les catégories eutrophisation et occupation des terres, alors que pour les autres catégories, il n'y a pas de tendance claire. Certains auteurs ont suggéré qu'une UF massique était peu souhaitable pour les systèmes de production alimentaire, puisque favorisant les systèmes intensifs à haut niveau d'intrants (Errante and Saddier, 2013). Le mécanisme soutenant cette affirmation est que, du fait de la meilleure efficacité de ces systèmes, moins d'impacts sont potentiellement associés à chaque unité de produit, mais que dans l'absolu, par

unité de surface occupée, leurs impacts sont généralement plus importants, conduisant à des conclusions erronées (Notarnicola et al., 2017).

1.1.1.2. Evaluation des impacts environnementaux des objets multifonctionnels

Dans une perspective d'évaluation des performances environnementales, le recours à une UF massique ou surfacique ne représente que partiellement les fonctions des systèmes agricoles (Notarnicola et al., 2017) et ne fournit donc qu'une analyse partielle (Chapitre 2). En conséquence, le recours à plusieurs UF est recommandé pour l'évaluation des systèmes agricoles. Plusieurs travaux ont récemment avancé l'idée d'utiliser une UF économique (Notarnicola et al., 2015; van der Werf and Salou, 2015) ou nutritionnelle (Errante and Saddier, 2013; Heller et al., 2013), arguant qu'une telle UF représenterait mieux la fonction principale des systèmes agricoles. Toutefois, ces propositions ne sont pas totalement satisfaisantes, les autres fonctions de l'agriculture (entretien des paysages, préservation de la biodiversité par exemple) qui ne sont pas valorisées sur un marché, n'y sont pas prises en compte (Notarnicola et al., 2017). Repar et al. (2017) argumentent que pour mesurer la performance environnementale des systèmes agricoles, il est nécessaire de se focaliser sur les fonctions premières de l'agriculture d'un point de vue biophysique, i.e. production de biens et occupation d'espace. L'utilisation conjointe des UF massique et surfacique doit donc être recommandée pour l'évaluation des performances environnementales des systèmes de production agricole (Chapitre 2).

1.1.2. Couplage ACV – MATSIM-LUCA

Il existe de nombreux travaux proposant une évaluation des impacts environnementaux de changements d'instruments de politique publique. Trois approches peuvent être identifiées : i) le couplage entre modèles économiques et modules biophysiques (Gocht et al., 2016; JRC and IPTS, 2009; Kempen et al., 2011; OECD, 2010), ii) l'ACVC basée sur les approches de modélisation économique (Bento and Klotz, 2014; Dandres et al., 2012; Earles et al., 2013; Igos et al., 2015) et iii) l'ACVC basée sur les approches multi-agent (Marvuglia et al., 2017; Querini and Benetto, 2015). En outre, deux cadres méthodologiques d'ACVC ont été décrits dans la littérature : l'approche simplifiée (Weidema et al., 1999; Weidema, 2003; Weidema et al., 2009) et le recours aux modèles économiques d'équilibre partiel (Earles et al., 2013; Vazquez-Rowe et al., 2014; Vázquez-Rowe et al., 2013) ou général (Dandres et al., 2011, 2012; Kløverpris et al., 2010; Kløverpris et al., 2008).

1.1.2.1. Intérêt du couplage

Dans le cadre de cette thèse un couplage entre l'approche ACV et le modèle d'équilibre partiel MATSIM-LUCA, a été réalisé pour évaluer les impacts environnementaux de changements d'instruments de politique publique (Chapitre 4). Le couplage réalisé s'inscrit dans une démarche de « soft coupling ». Les sorties du modèle économique, c'est-à-dire les variations des quantités produites, des surfaces et des rendements des cultures, ont été utilisées pour alimenter le modèle ACVC et calculer les impacts environnementaux potentiels de changements d'instruments de politiques publiques. L'intérêt de ce couplage réside en trois points : i) identification des processus

affectés pour l'ACVC, ii) mise en œuvre d'une évaluation multicritère et iii) évaluation des impacts environnementaux et non des flux de substances.

L'ACVC propose deux cadres méthodologiques distincts. L'approche simplifiée décrite par Weidema (2003) propose une démarche relativement simple pour l'identification des processus affectés par le changement et a été mise en œuvre avec succès dans plusieurs études (Dalgaard et al., 2008; Reinhard and Zah, 2011; Schmidt, 2010; Schmidt and Weidema, 2008). Cependant, cette méthode, basée sur des dires d'experts, suppose que la perturbation initiale n'entraîne que de faibles modifications, i.e. qu'elle se propage difficilement à d'autres marchés. Dans ce cas, les modifications sont à la marge et les processus affectés par le changement font déjà partie du système dans la situation de départ (SCORELCA, 2013). Les dires d'experts peuvent alors suffire pour identifier les marchés affectés. Cette méthode est dès lors légitime pour étudier des changements de faible magnitude (Marvuglia et al., 2013). Lorsque les marchés sont fortement interconnectés, les effets de la perturbation initiale peuvent alors se propager à d'autres secteurs. L'identification des marchés affectés à dires d'experts devient alors plus délicate et l'utilisation d'un modèle se révèle utile. Lors d'un changement d'instrument de politique publique dans le secteur des productions animales, il est raisonnable de penser que les conséquences se feront sentir sur les marchés des autres biens agricoles. En effet, le marché des productions animales est interconnecté avec les autres marchés agricoles, cultures et biocarburants, via l'alimentation animale notamment. Dans ce cas, l'utilisation d'un modèle de marché s'avère utile, car seul ce type de modèle est en mesure de prendre en compte la complexité des relations économiques, des interactions entre les différents acteurs et les différents marchés via les effets prix (Bouman et al., 2000). D'une manière générale, le recours à un modèle économique de marché permet de définir la magnitude du changement, quelle qu'elle soit, afin de choisir par la suite quel type de modélisation ACVC est préférable, ainsi que les marchés affectés à considérer.

Le couplage ACV-modèle économique réalisé dans cette thèse permet d'aller plus loin que les précédents travaux d'évaluation de l'impact environnemental des instruments de politique publique dans le secteur des productions animales. En effet, les seules études traitant du sujet ont été réalisées par couplage d'un modèle économique avec un module biophysique. Ces études ne se sont intéressées qu'à un nombre limité de flux environnementaux, les émissions de gaz à effet de serre majoritairement et les CAS (Colman et al., 2002; Gocht et al., 2016; JRC and IPTS, 2009; Kempen et al., 2011). L'ACV, couvrant une large gamme d'impacts potentiels, permet une évaluation plus complète des effets des politiques publiques sur l'environnement. Il est ainsi plus aisé d'identifier d'éventuels transferts d'impacts, potentiellement préjudiciables. Dans le secteur de l'élevage par exemple, compte-tenu des problématiques liées à l'azote dans certains territoires, il n'est pas recommandable de focaliser les évaluations environnementales des politiques publiques uniquement sur les émissions de gaz à effet de serre sans considérer les autres impacts associés aux flux d'azote.

Les couplages modèles économiques et modules biophysiques sont intéressants, car ils permettent d'accéder à une évaluation (exhaustive ou non) des variations de flux environnementaux.

L'ACV permet d'aller plus loin en proposant des indicateurs d'impacts. Ainsi, en permettant d'évaluer les effets des politiques publiques en termes d'impacts potentiels sur l'environnement, et non plus en termes de variations de flux, le couplage modèle économique-ACV permet d'accéder à une autre dimension dans l'évaluation. Les flux sont convertis en impacts mid-point ou end-point, plus compréhensibles pour les décideurs publics, et couvrant une plus large gamme de problèmes environnementaux.

1.1.2.2. Choix du modèle économique

Pour les évaluations de changements d'instruments de politique publique réalisées dans le cadre de cette thèse (Chapitre 4), l'ACVC par couplage avec MATSIM-LUCA a été retenue. Cette section discute du choix de ce modèle dans la gamme étendue de modèles économiques disponibles dans la littérature.

Nous avons préféré un PEM à un CGEM pour plusieurs raisons. En effet, nos questions de recherche étant centrées sur le domaine agricole, recourir à un modèle représentant de façon détaillée les secteurs et les marchés agricoles est apparu comme primordial. Ce choix fait implicitement l'hypothèse que les effets des instruments de politique agricole testés peuvent se propager dans le reste de l'économie, mais qu'il n'y a pas d'effet en retour du reste de l'économie sur les secteurs et marchés agricoles. Cette hypothèse est largement admise pour les pays développés, elle est nettement plus restrictive dans les pays en développement où l'agriculture compte pour une part bien plus importante de l'économie. En outre, même dans les pays développés, l'agriculture interagit à présent beaucoup plus intensément avec le secteur de l'énergie, notamment via la production de biocarburants. Ces interactions ne sont pas considérées dans un PEM centré sur les secteurs et marchés agricoles, ce qui peut paraître restrictif quand on s'intéresse à l'élevage puisque ce dernier est en concurrence directe avec le secteur des biocarburants pour la ressource en matières premières à destination de l'alimentation animale. Cette concurrence était forte lorsque les biocarburants étaient de première génération. Elle est plus faible et plus indirecte (via la concurrence pour la terre) avec les biocarburants de deuxième génération. La réalisation d'un screening préalable avec un CGEM aurait pu permettre de mesurer dans quelles proportions les effets de retour sur l'agriculture dus aux interactions entre les secteurs et marchés agricoles et le reste de l'économie sont importants et devraient être considérés ou bien peuvent être négligés. Enfin, les CGEM fournissent des informations sur les interactions entre les agents économiques en valeur et non en flux physiques (Valin et al., 2013). Le couplage avec un modèle ACV aurait donc nécessité la mise en place d'hypothèses pour la conversion des flux en valeurs en flux physiques et aurait donc introduit une incertitude supplémentaire dans les résultats ACVC.

Par rapport à d'autres PEM, MATSIM-LUCA a été retenu en raison de sa couverture géographique et en termes de produits, ainsi que pour sa représentation explicite des technologies et des marchés des facteurs et intrants de production, notamment la terre. Tout d'abord, MATSIM-LUCA a une couverture mondiale et sépare la France du reste de l'Union Européenne (EU). La France

et l'Europe sont des acteurs majeurs sur les marchés mondiaux agricoles (notamment pour le blé, les produits laitiers et les protéines à destination de l'alimentation animale). Il était donc raisonnable d'envisager qu'une modification du contexte de production européen ait des répercussions sur les marchés mondiaux. Le modèle retenu devait donc pouvoir capturer les effets de changements d'instruments de politique publique implémentés en Europe sur les marchés hors Europe, afin d'assurer la complétude des évaluations réalisées. En second lieu, MATSIM-LUCA était intéressant en termes de couverture produit, puisqu'il couvre les principaux secteurs de production végétale et animale, le secteur des biocarburants et les secteurs de la trituration et de la transformation du sucre.

MATSIM-LUCA a également été retenu en raison de la spécification intéressante des technologies de production et de la représentation explicite des marchés des facteurs et intrants de production qu'il propose. De nombreux PEM, tels que le modèle du FAPRI (FAPRI, 2004) ou AGLINK-COSIMO (OECD and FAO, 2015) par exemple, spécifient l'offre agricole sous forme réduite, c'est-à-dire que la technologie sous-jacente n'est pas représentée explicitement mais est résumée au travers des élasticités-prix. Dans ce type d'approche, la relation technique entre quantités de facteurs et d'intrants utilisées et quantités d'outputs produites n'est pas spécifiée, ce qui rend plus difficile le couplage avec une approche ACV.¹¹ De même, dans de nombreux PEM, les marchés des facteurs et intrants de production ne sont pas représentés, ce qui implique que l'évaluation des impacts des changements d'instruments de politique se fait à prix des facteurs et intrants constants. Il y a donc une partie des ajustements potentiels induits par les changements d'instruments simulés qui n'est pas considérée (par exemple, l'ajustement induit du prix de la terre agricole, susceptible de modifier l'effet d'expansion ou de réduction de la surface agricole d'une région, et par suite les impacts environnementaux induits par le changement d'affectation des sols).

Enfin, un certain nombre de produits, importants quand on s'intéresse à l'élevage, ne sont pas considérés dans de nombreux PEM : typiquement les fourrages pour l'alimentation animale manquent. Dans le cas de MATSIM-LUCA, les technologies de production agricole sont spécifiées pour la majorité des produits ainsi que certaines technologies de transformation des produits agricoles (biocarburants, trituration et sucre) (Chapitre 3). De plus, les facteurs et intrants de production sont supposés présenter des qualités différentes, ce qui les rend plus ou moins mobiles entre les différentes productions. Cette différenciation de la qualité des facteurs et intrants est représentée au travers de fonctions à élasticité de transformation constante (CET), le niveau de l'élasticité traduisant leur plus ou moins grande mobilité entre productions. MATSIM-LUCA étant un modèle des secteurs et marchés agricoles spécifiquement développé pour analyser les changements d'affectation des sols, une

¹¹ Soulignons ici le développement de MATSIM-LUCA réalisé spécifiquement pour cette thèse qui a consisté à remplacer, pour le secteur laitier français, les deux systèmes « mixte » et « pastoral » spécifiés pour toutes les régions du modèle, par sept technologies de production représentant mieux la diversité des systèmes de production laitière en France (Chapitre 2). Cette représentation détaillée de l'offre laitière française a été facilitée par le fait que MATSIM-LUCA repose sur des technologies de production agricole explicitement spécifiées plutôt que sur une représentation de l'offre agricole sous forme réduite.

attention particulière a été portée à la représentation du degré de mobilité des terres de différentes qualités entre les différentes productions. Ainsi un arbre détaillé des différents usages agricoles des terres, imbriqués en nids, a été spécifié permettant de différencier le degré de mobilité de la terre selon les usages. Cette spécification permet une représentation bien plus fine de la dynamique des terres que ce que proposent de nombreux PEM. En résumé, les spécifications de MATSIM-LUCA sont donc bien plus proches de celles des CGEM ou des PEM de type GCAM (Kim et al., 2006), sans pour autant atteindre le niveau de détail du côté de l'offre agricole, en particulier le niveau de désagrégation spatiale de la terre agricole, de modèles tels que MAGPIE (PIK Landuse Group, 2011) ou GLOBIOM (Havlík et al., 2011) par exemple.

1.1.2.3. Modalités du couplage ACV – MATSIM-LUCA

Le couplage entre ACV et MATSIM-LUCA se fait via les résultats de simulations de MATSIM-LUCA qui fournissent les données nécessaires à la réalisation des ACVC : variation des quantités produites et échangées entre régions, variation des rendements et des surfaces des productions végétales, variations de la composition des rations animales. Ces données ont servi d'information de base à la constitution des ICV. Un certain nombre d'hypothèses a toutefois dû être posé pour compléter les données d'inventaire. Elles concernent essentiellement les intrants, à la fois pour les productions végétales et animales. En effet, dans MATSIM-LUCA les technologies de production agricole combinent deux facteurs et intrants de production : la terre et un agrégat des autres facteurs et intrants de production (capital, travail, énergie, engrais, produits phytosanitaires, etc.) pour les productions végétales ; l'alimentation et un agrégat des autres facteurs et intrants de production (capital, cheptel, travail, énergie, produits vétérinaires, etc.) pour les productions animales. Bien que le modèle fournisse les variations du prix et de la valeur de ces agrégats de facteurs et intrants, pour la production animale et végétale, cette sortie du modèle n'est pas directement utilisable en termes d'ACV. Pour les productions végétales, il a donc été décidé de recourir aux ICV de la base de données française AGRIBALYSE v1.2 (Koch and Salou, 2015) et de les adapter pour assurer la correspondance géographique et technologique avec MATSIM-LUCA. Pour assurer cette correspondance, les rendements ont été corrigés, et la fertilisation NPK a été adaptée sur la base des nouveaux rendements (COMIFER, 2009, 2011). En revanche, il a été décidé de ne pas adapter les quantités de produits phytosanitaires et d'irrigation utilisées. Dans le cas des produits phytosanitaires, les incertitudes sur les matières actives et les doses homologuées en 2030 (notre horizon de simulation, voir Chapitres 3 et 4) ont été jugées si élevées qu'une modification se justifiait difficilement. Concernant les productions animales, les hypothèses posées portent sur : les bâtiments, les consommations d'énergie directes des élevages, le type de déjections produites, ainsi que sur la composante « RESIDUS » des rations animales dans MATSIM-LUCA, qui correspond à un ensemble d'ingrédients utilisés en alimentation animale mais qui ne sont pas couverts par le modèle, comme les fruits et légumes et les co-produits de leur transformation, ou bien les racines et tubercules (voir Chapitre 3). Les données d'AGRIBALYSE ont à nouveau été mobilisées. Elles ont permis de recalculer

les consommations d'énergie et de bâtiments, ainsi que de désagréger les quantités de la variable « RESIDUS » issues des simulations de MATSIM-LUCA.

Les travaux réalisés portent sur l'évaluation des effets de changements d'instruments de politique publique européenne sur les impacts environnementaux des productions françaises. MATSIM-LUCA permet d'identifier les marchés français affectés tout en évaluant l'ampleur des effets induits sur chacun, pris en compte dans les ACVC. Les marchés affectés hors France ont été identifiés grâce aux variations des échanges. Pour toute variation des importations/exportations par la zone France, les conséquences dans les autres zones ont été prises en compte. Cependant, MATSIM-LUCA ne permettant pas d'identifier les relations bilatérales entre deux zones, des hypothèses ont donc dû être posées pour identifier les marchés affectés. Tout d'abord, les acteurs majeurs sur les marchés des différents produits ont été identifiés, puis, par produit, celui dont la variation des échanges entre deux scénarios est la plus forte a été considéré comme le marché affecté et donc inclus dans les données d'ICVC. Cette démarche simplifie la constitution de l'ICVC en n'y intégrant qu'un seul marché étranger affecté. Cette hypothèse est vraisemblablement simplificatrice, plusieurs zones de production d'une même commodité pouvant être simultanément affectées.

1.1.2.4. Données d'inventaire et variabilité

Le praticien ACV est fréquemment confronté au problème de disponibilité des données pour mener à bien ses travaux. Dans le cadre de l'ACVC, ce problème est renforcé par le fait que les processus affectés par les modifications introduites dans le système étudié, qui doivent être inclus dans l'ICVC, peuvent être localisés dans des secteurs d'activité et des régions autres que ceux initialement concernés, et pour lesquels le praticien ne dispose pas de données. La constitution de la base de données d'ICVC devient alors difficile, consommatrice en temps et incertaine. Pour les productions agricoles, plusieurs initiatives visent à fournir des bases de données couvrant de larges gammes de produits et zones géographiques (Blonk Consultants, 2015; Nemecek et al., 2014). Il a toutefois été décidé de ne pas recourir à ces bases de données pour les travaux de cette thèse, la couverture géographique ne correspondant pas avec celle de MATSIM-LUCA et l'adaptation des données de ces bases (rendements et niveaux d'intrants par exemple) aux sorties de MATSIM-LUCA restant tout de même à réaliser.

Milà i Canals et al. (2011) identifient quatre possibilités pour surmonter ce manque de données disponibles : i) les proxies calibrés, ii) les proxies directs, iii) les proxies moyens, iv) l'extrapolation de données. Cette dernière méthode a été retenue pour nos travaux car il a été estimé : i) qu'elle fournissait le meilleur compromis entre ressources nécessaires et incertitudes générées et ii) permettait de générer des ICV correspondant à la couverture géographique de MATSIM-LUCA. La méthode d'extrapolation des données d'inventaire proposée par Roches and Nemecek (2009) et Roches et al. (2010) a été mise en œuvre. Cette méthode fournissant des indices pour l'extrapolation de différents postes des ICV (mécanisation, fertilisation, irrigation) par pays, ces indices ont été recalculés pour correspondre à chacune des zones du modèle. Le recours à cette approche a permis de générer, à

moindre coût, les bases de données d'ICV nécessaires à la réalisation des différentes ACV de cette thèse, tout en assurant une cohérence méthodologique entre les données d'inventaire. Cette approche pourrait cependant être améliorée au niveau du calcul des émissions directes. En effet, les modèles et le paramétrage d'AGRIBALYSE (Koch and Salou, 2015) ont été utilisés pour tous les ICV de cultures générés par extrapolation, ce qui constitue une faiblesse évidente de l'approche, les modèles d'émissions utilisés n'étant pas forcément les plus adaptés ou les mieux paramétrés pour toutes les régions du monde. Cependant, compte-tenu du niveau d'agrégation géographique de MATSIM-LUCA, il n'est pas possible de rendre compte de la diversité spatiale à un niveau plus fin. Le choix de l'approche retenue dans nos travaux se justifie donc pleinement, car bien qu'il manque de précision, il permet d'assurer une cohérence méthodologique sur l'ensemble des bases de données d'ICV mobilisées.

1.2. Appui aux décideurs publics

Les décideurs publics sont en attente d'informations compréhensibles leur permettant d'évaluer les impacts économiques et/ou environnementaux des instruments de politique publique (OECD, 2004, 2010). La recherche et le développement peuvent venir en appui aux décideurs publics en développant des outils permettant de fournir ces informations. En ce qui concerne l'agriculture, étant donné les enjeux actuels relatifs à la sécurité alimentaire en lien avec la durabilité des productions et la gestion des ressources naturelles, ces outils doivent fournir simultanément les informations nécessaires à l'évaluation économique et à l'évaluation environnementale. Cette exigence constitue un véritable défi pour la recherche et le développement, défi qui est à la base des nombreuses tentatives de couplage entre approches et outils issus de différentes disciplines.

Les Chapitres 3 et 4 de cette thèse développent une approche permettant d'apporter des éléments d'aide à la décision pour les décideurs. Sur le plan économique (Chapitre 3), MATSIM-LUCA permet de fournir des éléments assez aisément interprétables de l'effet de changements d'instruments de politique publique sur les marchés et les secteurs agricoles. Le modèle permet également de réaliser des analyses de sensibilité des résultats à différentes hypothèses, comme par exemple l'évolution tendancielle de la demande mondiale de produits agricoles au cours de la prochaine décennie. Pour le volet environnemental (Chapitre 4), l'approche proposée apporte certains éléments de réponse supplémentaires par rapport aux approches classiquement usitées pour ce type d'évaluation (combinaison modèle économique et module biotechnique). En effet, le recours à l'ACVC permet une évaluation multicritère des effets sur l'environnement et non plus uniquement focalisée sur un ou deux flux de polluants. L'ACVC permet également de raisonner en termes d'impacts potentiels sur l'environnement et non plus seulement en termes de flux de substances. Cependant, compte tenu des limites de la méthodologie, discutées ci-après, la méthode proposée doit être considérée comme une première approche de la quantification des impacts potentiels et non pas comme une réponse « définitive » aux questions posées. Pour une évaluation plus robuste,

l'amélioration de la démarche proposée est recommandée au niveau de la définition des limites du système, de la réalisation des ICV des processus affectés et de la quantification des émissions directes notamment. L'aspect durabilité, dans le sens d'une durabilité environnementale, économique et sociale, des politiques publiques n'est, en revanche, pas considéré dans l'approche proposée ; les dimensions sociales et économiques n'ayant pas ou partiellement été prises en compte dans les travaux présentés dans les Chapitres 3 et 4.

En conclusion, l'approche ACVC ici proposée permet de répondre aux attentes des décideurs en termes d'outils permettant de fournir des informations utiles pour évaluer les impacts économiques et/ou environnementaux des instruments de politique publique.

2. Limites du travail réalisé

2.1. Limites du cadre conceptuel ACVC proposé

La démarche d'ACVC ici présentée propose un couplage partiel entre l'ACV et MATSIM-LUCA. En effet, MATSIM-LUCA est utilisé pour identifier et mesurer les modifications sur les marchés, induites par les changements d'instruments de politique publique. Une partie des sorties du modèle est utilisée pour la réalisation des ICV. La démarche adoptée pour l'ACVC est consommatrice en ressources, données et temps. Pour la France, l'ensemble des marchés agricoles affectés a été considéré. En revanche, pour les conséquences induites à l'extérieur de la France, des règles de décision ont été établies pour inclure ou non les processus affectés. En effet, MATSIM-LUCA est un PEM, ce qui implique que la moindre perturbation induite provoque un nouvel état d'équilibre. L'ensemble des marchés dans l'ensemble des zones couvertes par le modèle est donc susceptible d'être affecté. Des règles ont donc été mises en œuvre pour identifier les principaux marchés affectés. Il en résulte une prise en compte non exhaustive des conséquences sur les marchés des changements d'instruments de politique publique.

2.1.1. Traduction des sorties du modèle en ICV

Bien que MATSIM-LUCA fournisse des éléments importants sur les variations des différentes technologies de production, la traduction des sorties de MATSIM-LUCA en termes d'ICV pour les bases de données ACV ne s'est pas révélée aisée. En effet, les fonctions de production du modèle utilisent deux types d'intrants : la terre et un agrégat des autres facteurs et intrants de production pour les cultures ; l'alimentation animale et un agrégat des autres facteurs et intrants de production pour les animaux. Le couplage entre MATSIM-LUCA et l'ACV n'a pu être que partiel, notamment en raison du niveau d'agrégation de ce facteur des autres facteurs et intrants de production, dénoté « X » dans le modèle. L'idée initiale était d'utiliser les variations de cet agrégat pour déterminer les niveaux de certains intrants dans les ICV des productions végétales et animales. Cependant, du fait que ce « X »

représente de façon agrégée des facteurs et intrants de production aussi divers que les fertilisants, les produits phytosanitaires, la mécanisation, l'énergie, le capital, le travail, le cheptel, l'a rendu inutilisable. Diverses hypothèses ont donc été réalisées pour constituer les ICV, ce qui n'a pas manqué d'introduire de l'incertitude dans la modélisation des ACV.

Pour les productions végétales, l'effet des variations des rendements a été partiellement pris en compte, via la modification de la fertilisation. Cependant, cette adaptation est restée limitée, d'autres postes d'intrants, tels que la protection phytosanitaire, l'irrigation, n'ayant pas été considérés. En ce qui concerne la mécanisation, il a été assumé qu'une augmentation des rendements n'affectait pas ce poste. Cette hypothèse n'est pas neutre, notamment sur les consommations de carburant. La protection phytosanitaire n'a été modifiée ni en termes de produits ni en termes de doses en raison de l'incertitude sur les molécules et doses homologuées en 2030 d'une part, et parce qu'aucun modèle ne permettait de savoir dans quelles mesures les doses d'application seraient susceptibles d'évoluer avec le rendement, d'autre part. Cette hypothèse affecte notamment les résultats d'écotoxicité. Pour ce qui est de l'irrigation, nous ne sommes pas parvenus à identifier une méthode satisfaisante pour adapter cet intrant, compte tenu de l'échelle à laquelle les travaux ont été réalisés et des ressources disponibles pour la mettre en œuvre. Des travaux complémentaires doivent être menés pour éclaircir les effets de l'intensification observés dans le Chapitre 4. En effet, il n'est à ce stade pas aisé de déterminer si la diminution des impacts par unité de produit résulte des choix de modélisation des ICV ou effectivement de l'intensification.

En ce qui concerne les productions animales, la principale difficulté rencontrée a été de déterminer les cheptels. Ce dernier étant agrégé dans l'agrégat des autres facteurs et intrants de production, il n'est pas directement accessible. Ceci ne constitue pas un problème tant que le rapport intrants/sortants des technologies de production ne varie pas, la base de données du modèle fournissant le poids équivalent-carcasse des animaux et le cheptel correspondant. En revanche, dès que ce rapport est modifié, des hypothèses doivent être faites, influençant les émissions directes des activités d'élevage.

2.1.2. Changements d'Affectation des Sols

L'estimation des impacts liés au CAS telle que mise en œuvre dans le cadre de cette thèse (Chapitre 4) présente un certain nombre de limites. Celles-ci portent sur l'identification des CAS ainsi que sur la quantification des émissions de CO₂ associées.

MATSIM-LUCA estime les variations de surface des différents types d'usage des terres représentés dans le modèle (terres agricoles totales, terres arables, prairies). Cependant, il ne renseigne en rien sur les types de CAS, directs ou indirects, qui se produisent lors d'un changement d'instrument de politique publique. Des hypothèses fortes ont donc dû être posées et une matrice des CAS possibles a été retenue afin de les quantifier (Chapitre 4). Les CAS identifiés et quantifiés dans cette étude ne constituent donc qu'une estimation grossière de la réalité.

Les émissions de CO₂ associées aux CAS ont été quantifiées en utilisant les recommandations de la Commission Européenne (European Commission, 2010), qui correspondent à la méthodologie IPCC tier 1 (IPCC, 2006). Il s'agit de la méthode d'estimation des émissions présentant le plus faible niveau de finesse des calculs. En conséquence, les calculs réalisés ici ne sont qu'une première estimation des impacts potentiels et doivent être considérés comme tels. Il est clair qu'un travail supplémentaire pour améliorer l'identification des CAS et l'évaluation des émissions liées est nécessaire. Il passe probablement par une désagrégation géographique plus fine de MATSIM-LUCA, voire une spatialisation de la production agricole, comme dans les modèles de type GLOBIOM (Havlík et al., 2011; Valin et al., 2013). Dans l'état actuel du modèle, nous sommes convaincus que le recours à une méthode d'estimation plus précise que le tier 1 n'aurait pas été pertinent et que la méthodologie que nous avons adoptée était la plus appropriée.

2.2. Limites liées à MATSIM-LUCA

Les travaux réalisés dans le cadre de cette thèse ont permis de mettre en évidence un certain nombre de faiblesses liées à la fois au modèle et aux choix méthodologiques réalisés.

2.2.1. Marché de la terre

Comme indiqué au paragraphe 1.1.2.2., la représentation explicite du marché des terres agricoles permet une meilleure prise en compte des mécanismes économiques sous-jacents aux changements d'usage des terres, ce qui constitue un atout pour les études centrées sur l'évaluation des CAS. Toutefois, bien que cette caractéristique de MATSIM-LUCA constitue une avancée par rapport à bon nombre de PEM, cette représentation du marché de la terre reste à un niveau trop agrégé et demeure incomplète. Dans l'état actuel du modèle, il n'est pas possible d'identifier pour chaque hectare son usage initial et son usage final. Nous disposons simplement, dans la base de données initiale et en sortie de MATSIM-LUCA, du nombre total d'hectares dévolus aux cultures, du nombre total d'hectares dévolus aux prairies et de la somme des deux, qui constitue notre surface agricole, pour chaque région du modèle. En comparant données initiales et résultats de simulations, il est possible de déduire le nombre total d'hectares entrés ou sortis du secteur agricole, le nombre total d'hectares entrés ou sortis de l'usage arable et le nombre total d'hectares entrés ou sortis de l'usage prairies, pour chaque région du modèle. En aucun cas nous ne connaissons l'usage initial des hectares qui ont changé d'usage en cours de simulation. Des hypothèses fortes, introduisant nécessairement une incertitude supplémentaire, sont dès lors nécessaires pour identifier et quantifier les CAS. L'introduction, à minima, d'un secteur forestier et de sa demande dérivée en terre permettrait de réduire l'incertitude sur l'usage initial/final des hectares qui entrent ou sortent du secteur agricole. Mais seule une spatialisation fine de la production agricole permettrait de réduire significativement l'incertitude sur l'identification des CAS.

2.2.2. Spécification des technologies de production

2.2.2.1. Rigidité du secteur laitier français

Le Chapitre 3 a mis en évidence une certaine rigidité de la structuration de la production laitière française face aux différents contextes de demande, i.e. les redistributions des autres facteurs et intrants de production entre les différents systèmes sont modestes. Il est légitime de s'interroger sur l'impact des choix effectués pour la modélisation des fonctions de production, notamment le fait d'intégrer le cheptel dans le facteur « X » en ce qui concerne les productions animales. Sortir le cheptel du « X » pour le représenter comme un facteur de production à part aurait potentiellement permis une réponse plus différenciée des systèmes en fonction de leurs rapports lait/viande de réforme. De plus, ce choix rend les résultats de nos simulations extrêmement sensibles aux valeurs des paramètres du modèle (élasticités d'expansion et de transformation), qui ont été déterminées empiriquement.

En première intention, la thèse devait porter uniquement sur l'impact des instruments de politique publique sur le secteur laitier français. Une attention toute particulière a donc été portée à ces technologies de production. Celles-ci ont d'abord été identifiées (Chapitre 2), puis implémentées dans MATSIM-LUCA en remplacement de la technologie « mixte » du modèle standard (Chapitre 3). Pour faciliter le couplage entre MATSIM-LUCA et l'approche ACV lors de la réalisation des ACVC, il a été décidé de figer la composition des rations alimentaires des sept technologies laitières françaises, contrairement à l'hypothèse adoptée dans la version standard du modèle et qui reste en vigueur ici pour toutes les autres régions du modèle. En d'autres termes, dans les régions du modèle hors France, le secteur laitier (comme tous les secteurs de l'élevage d'ailleurs) peut ajuster, à la fois, la composition des rations des deux technologies de production en présence, mixte et pastoral, et la distribution de l'agrégat des autres facteurs et intrants de production, entre les technologies laitières et avec les autres secteurs en concurrence pour cet agrégat (le secteur allaitant par exemple) pour répondre à un changement des prix relatifs. En France seul le levier de la redistribution de l'agrégat des autres facteurs et intrants entre les technologies laitières et avec les secteurs en concurrence sur cet agrégat est mobilisable. Il est à noter cependant que le levier de la redistribution de l'agrégat des autres facteurs et intrants de production entre les sept technologies de production laitière française, fortement différenciées sur leurs rations alimentaires, conduit implicitement à changer la ration alimentaire moyenne du secteur laitier français. Mais ce choix implique que toute modification de la production laitière française ne peut se faire que par redistribution de la production nationale entre différentes technologies via la mobilité de l'agrégat des autres facteurs et intrants de production entre les sept technologies laitières d'une part, entre le secteur laitier et les autres utilisateurs de ce même agrégat d'autre part. Bien que ce choix ait été fort utile pour mener à bien l'analyse de l'impact de la suppression des quotas laitiers en Europe dans différents contextes de demande mondiale (Chapitre 3), il est rétrospectivement légitime de s'interroger sur sa pertinence. En effet, comme le montre le Chapitre 4, l'implémentation de la prime à l'herbe conduit à une modification significative de la

composition des rations alimentaires dans tous les élevages de ruminants de l'UE, sauf chez les vaches laitières françaises. En effet, la prime à l'herbe modifiant significativement les rapports de prix entre les concentrés et l'herbe, la part de l'herbe augmente notablement dans les rations des secteurs de ruminants européens, là où l'ajustement de la composition des rations est possible. Dans le secteur laitier français, on assiste bien à une redistribution de la production domestique entre technologies, au profit des technologies principalement basées sur l'herbe, mais cette redistribution est de très faible ampleur. Cette relative rigidité de la structuration de la production laitière française transparait également dans les résultats du Chapitre 3. Elle est susceptible d'avoir influencé nos résultats d'ACVC.

2.2.2.2. Représentation de la technologie de production biologique

Dans la version actuelle, MATSIM-LUCA ne considère qu'un seul marché du lait et des produits laitiers. Or, parmi les sept technologies de production laitière retenues pour la France, il existe une technologie relevant de l'agriculture biologique (AB). Or, le lait et les produits laitiers AB sont différenciés du lait et des produits laitiers conventionnels et leurs marchés respectifs sont fortement déconnectés. Il a toutefois été décidé d'implémenter une technologie de production AB dans le modèle compte tenu du développement important de ce mode de production en France. Pour représenter les spécificités de cette technologie par rapport aux autres, sans pouvoir différencier ses produits et ses intrants, nous avons choisi d'attribuer à cette technologie une meilleure valorisation de son lait, via une prime appliquée au prix du lait conventionnel, d'une part, d'augmenter artificiellement ses coûts alimentaires pour rendre compte des écarts de rendement entre les cultures biologiques et conventionnelles (de Ponti et al., 2012; Seufert et al., 2012), d'autre part. Pour ce faire, les consommations d'aliments de la technologie AB ont été artificiellement augmentées à la hauteur des différentiels de rendements lors de la phase de calibration (Chapitre 3, Supplementary material). Ces choix de modélisation ne constituent cependant qu'une représentation grossière de la production de lait et de produits laitiers AB, et les résultats obtenus pour cette technologie dans le Chapitre 3 doivent être considérés avec précaution. Ils ne constituent en effet qu'une approximation incertaine de la réponse de cette technologie dans différents contextes de demande mondiale.

2.2.2.3. Représentation des technologies de production de l'herbe et du maïs ensilage

L'herbe et le maïs ensilage n'ont pas de technologies de production explicitement spécifiées dans la version actuelle de MATSIM-LUCA. Pour ces deux composants de l'alimentation animale, l'offre est simplement spécifiée comme le produit d'une surface et d'un rendement exogène au modèle. C'est clairement une faiblesse du modèle, faiblesse importante eu égard à notre analyse qui concerne tout particulièrement l'élevage bovin, faiblesse à laquelle nous avons essayé très imparfaitement de pallier en intégrant dans notre scénario d'implémentation d'une prime à l'herbe du Chapitre 4 un ajustement exogène du rendement à l'hectare de l'herbe (cf. ci-après). Il est clair que MATSIM-LUCA doit être amélioré sur ce point en introduisant une spécification explicite des technologies de production de l'herbe et du maïs ensilage, qui devra être calibrée pour toutes les

régions du monde. Ce calibrage n'est pas évident du tout notamment pour l'herbe, et nécessitera un examen approfondi des différentes techniques de production et de gestion de l'herbe ainsi que le recours à l'expertise adéquate.

2.2.3. Modélisation des instruments de politique publique

Les Chapitres 3 et 4 discutent des effets économiques et environnementaux de différents instruments de politique publique dans le secteur de l'élevage. Les effets économiques de ces instruments ont été simulés à l'aide de MATSIM-LUCA et les choix que nous avons fait pour implémenter ces instruments dans le modèle peuvent générer de l'incertitude.

2.2.3.1. Quotas laitiers

Nous avons choisi de représenter les quotas laitiers européens, non pas comme une contrainte quantitative sur l'output produit en France et dans le reste de l'UE, mais comme une rente de quotas. L'introduction de cette rente, comme un écart entre le prix de marché et un prix virtuel du lait, permet de déterminer le niveau de ce prix virtuel, qui, à son tour, détermine alors le niveau de production. Il est clair alors que les effets de la suppression des quotas laitiers, telle que simulée dans les Chapitres 3 et 4, dépendent directement du niveau initial retenu pour les rentes de quotas en France et dans le reste de l'UE. Comme l'indiquent Jongeneel and Tonini (2009), le niveau d'une rente de quota peut être déterminée selon trois approches : i) micro-économétrique, ii) via un marché des quotas, iii) sur la base de jugements d'experts. Nous avons retenu la dernière option, parce qu'elle était la plus simple et la plus rapide à mettre en œuvre. Elle consiste en effet en une revue de la littérature sur le sujet. Cette méthode, comme les autres, introduit de l'incertitude dans l'analyse. En effet, les rentes de quotas évoluent au cours du temps en fonction de la taille du quota d'une part et des technologies de production d'autre part. Or, notre revue de la littérature a montré que la plupart des études portent sur des données déjà anciennes (fin des années 1990 et début des années 2000 (Jongeneel and Tonini, 2009; Kempen et al., 2011; Réquillart et al., 2008)) correspondant à la situation pré-soft-landing. Or, la base de données initiale de MATSIM-LUCA couvre l'année 2009, année où le soft-landing avait déjà démarré et où les technologies de production avaient sans doute évolué depuis la fin des années 1990 début des années 2000. Il est donc fort probable que les niveaux de rentes de quotas que nous avons implémentés dans le modèle soient biaisés par rapport à leurs niveaux réels en 2009.

2.2.3.2. Prime à l'herbe

Le Chapitre 4 étudie les effets de l'introduction d'une prime à l'herbe au niveau de l'UE. Le secteur de l'herbe étant spécifié dans MATSIM-LUCA sous la forme d'une équation réduite et non d'une technologie de production, son rendement ne peut s'ajuster de façon endogène en réponse à l'introduction de la prime. Il a donc été décidé d'inclure au scénario testé une augmentation exogène des rendements des prairies, le raisonnement soutenant cette décision étant que l'introduction de la prime à l'herbe entraînerait potentiellement des changements d'affectation des terres des cultures vers les prairies. Les nouvelles terres converties en prairies seraient alors potentiellement plus productives d'où un rendement supérieur de ces prairies additionnelles. Le Chapitre 4 considère actuellement un

scénario dans lequel l'augmentation du rendement moyen des prairies est de 20%. Cette augmentation étant très forte, une analyse de sensibilité à cette hypothèse-a été réalisée et sera intégrée ultérieurement à l'article qui sera issu du Chapitre 4. Le scénario alternatif considère les mêmes hypothèses que celui du Chapitre 4 (marchés agricoles projetés en 2030, pas de quotas laitiers, même niveau de prime à l'herbe), mais sans augmentation du rendement des prairies (Tableau 1). Le scénario QR, représentant les marchés agricoles projetés en 2030 sans les quotas laitiers, a servi de référence. Cette section présente les résultats de cette analyse de sensibilité sur les quantités, les rendements et les CAS.

Tableau 1 : Description des scénarios de l'analyse de sensibilité.

Scénario	Description
QR	Marchés agricoles projetés en 2030, sans quotas laitiers
GP0	Marchés agricoles projetés en 2030, sans quotas laitiers, prime à l'herbe = 60% du prix de l'herbe, rendements des prairies identique à QR
GP	Marchés agricoles projetés en 2030, sans quotas laitiers, prime à l'herbe = 60% du prix de l'herbe, rendements des prairies augmenté de 20% en Union Européenne par rapport à QR

2.2.3.2.1. Quantités produites

Du point de vue des productions animales, l'impact de l'hypothèse retenue concernant le rendement des prairies sur les quantités produites est faible en France et dans le reste de l'UE (Annexe 1, Tableau S1). Le seul point remarquable est que le maintien d'un rendement des prairies inchangé entraîne une légère diminution des productions, contrairement à ce qui se passe lorsque le rendement des prairies est augmenté de 20%. Dans le reste du monde, les variations des quantités produites des productions animales restent similaires à celles décrites dans le Chapitre 4.

Au niveau des productions végétales, les effets sont plus marqués. Ainsi la production totale de fourrages (herbe et maïs ensilage) en France et en UE n'augmente que de 5,9% lorsque les rendements en herbe restent inchangés, alors qu'elles augmentaient de 21,7% et 22,8% respectivement pour le scénario GP. Dans les deux scénarios, la substitution du maïs ensilage par l'herbe entraîne une augmentation de la production de cette dernière concomitante avec une diminution de la production de maïs ensilage. Cependant, pour le scénario GP0, l'augmentation de la production d'herbe est limitée à 7% et 7,6% pour la France et le reste de l'UE respectivement, contre 25 et 26,7% dans le scénario GP. La diminution de la production de maïs ensilage observée est du même ordre grandeur dans les deux scénarios. Le niveau du rendement de l'herbe en Europe n'influence pas la production de fourrages dans le reste du monde (Annexe 1, Tableau S1). Les effets sur les autres productions végétales, que ce soit en France, en UE ou dans le reste du monde, sont contrastés, mais similaires pour une même production dans les deux scénarios, avec un effet toutefois plus prononcé pour le scénario GP0.

2.2.3.2.2. Surfaces – *Changement d'affectation* des terres

Les évolutions des surfaces suivent les mêmes tendances dans GP0 et GP. La surface agricole totale reste globalement inchangée dans toutes les zones du modèle, les surfaces en prairie en France et

en UE augmentent au détriment de celles en cultures. Toutefois, les rendements inchangés des prairies dans le GP0 ne permettent pas de modérer l'effet d'expansion de la prairie. Cette expansion est donc bien plus importante dans GP0 que dans GP. Dans GP0, on observe une expansion des prairies de 0,89Mha en France, contre 0,52Mha dans GP, et de 5,12Mha dans le reste de l'UE, contre 3,79Mha dans GP.

Le scénario GP0 entraîne davantage de CAS des cultures vers les prairies que le scénario GP, en France et dans le reste de l'UE (Annexe 1, Figure S1). De façon concomitante, le stockage de carbone lié à ces CAS est plus important dans le scénario GP0 que dans le scénario GP. On peut également remarquer que le niveau du rendement des prairies en France et dans le reste de l'UE affecte peu les CAS dans le reste du monde. Bien que l'UE compense en partie son déficit de productions végétales par une augmentation de ses importations (résultats non présentés), l'ajustement à la hausse des rendements végétaux européens, qui est plus prononcé pour GP0 que pour GP, permet de limiter le déplacement des productions végétales dans le reste du monde.

2.2.3.2.3. Rendements

Tout comme mis en évidence dans le Chapitre 4, les effets sur les rendements des cultures de la mise en place de la prime à l'herbe ne se propagent que modestement hors de l'UE. Quel que soit le niveau de rendement des prairies européennes considéré, les effets sur les rendements dans le reste du monde sont faibles (Annexe 1, Tableau S2).

En France et dans le reste de l'UE, l'augmentation de la demande en herbe des systèmes ruminants conduit à une augmentation des surfaces en prairies et donc à une concurrence accrue avec les cultures pour la ressource en terre. Une augmentation des rendements est observée pour l'ensemble des cultures dans les deux scénarios. Elle est cependant plus forte pour GP0 que pour GP. En effet, lorsque l'on augmente le rendement des prairies, la pression sur la ressource en terre diminue, moins d'hectares étant nécessaires pour produire une même quantité d'herbe. Les rendements des cultures obtenus dans le scénario GP0 sont 1% à 2,4% supérieurs à ceux obtenus dans le Chapitre 4.

2.2.3.2.4. Conclusions

Les hypothèses retenues pour le scénario d'implémentation d'une prime à l'herbe ont donc un impact sur les résultats, notamment en termes de CAS et de rendements des cultures en France et dans le reste de l'UE. Ces effets auront des conséquences : la quantification des impacts environnementaux induits par cet instrument de politique publique et les résultats des ACVC s'en trouveront impactés.

Cette analyse de sensibilité démontre l'importance de recourir à différents scénarios pour couvrir l'ensemble des effets possibles et pour évaluer les incertitudes liées aux choix de modélisation. Elle permet également de démontrer l'importance de la prise en compte des effets de l'intensification (ici notamment des cultures annuelles) dans les ACV.

2.3. Incertitudes

Le Chapitre 3 a révélé d'une part, une certaine rigidité du secteur laitier français et, d'autre part, une augmentation simultanée des cheptels bovins lait et bovins viande à la suite de la suppression des quotas. Ce dernier résultat inattendu a provoqué un questionnement sur les hypothèses retenues pour la modélisation des secteurs bovins français. Une analyse de sensibilité des résultats de simulation à ces hypothèses a été réalisée. En effet, dans MATSIM-LUCA, la modélisation des secteurs de l'élevage bovin en France diffère sensiblement de celle adoptée dans les autres régions : le secteur laitier couvre sept technologies (deux dans les autres régions), dont la composition des rations est supposée fixe (ajustable en fonction de l'évolution des prix relatifs des différents ingrédients dans les autres régions).

Initialement, la spécification à deux technologies de production (mixte et pastorale) à composition de ration ajustable avait été appliquée à toutes les régions, y compris la France, et le calibrage initial du modèle a été réalisé avec cette spécification. Les sept technologies françaises à composition de ration fixe ont été intégrées dans le modèle dans un second temps, et nous suspectons que le re-calibrage du modèle à ce stade n'a pas pris suffisamment en compte le fait que la composition des rations des différentes technologies était devenue fixe. En d'autres termes, nous pensons que pour compenser cette nouvelle rigidité, nous aurions peut-être dû « jouer » sur le degré de mobilité de l'agrégat des autres facteurs et intrants de production, dont le cheptel (Chapitre 3), entre les secteurs bovins lait et bovins viande et, à l'intérieur de chaque secteur, entre les différentes technologies, pour la France. La répartition de cet agrégat entre secteurs, puis entre technologies, se fait en fonction de leurs rentabilités relatives respectives, via une fonction de transformation à élasticité constante à deux « nids ». L'élasticité de transformation présidant à la répartition de l'agrégat des autres facteurs et intrants de production entre les secteurs lait et viande a initialement été calibrée à 0,1. Dans notre analyse de sensibilité, nous avons successivement donné à cette élasticité une valeur plus faible : 0,05, et une valeur beaucoup plus forte : 0,25, pour la France. Cette analyse a été réalisée sur le scénario QR (marchés agricoles projetés en 2030, sans quotas laitiers).

Les résultats des simulations sont impactés par la valeur de ce paramètre. Ainsi, la production laitière française augmente fortement lorsque l'on accroît la valeur de l'élasticité. (Annexe 2, Tableau S1). Les secteurs laitier et viande étant étroitement connectés, notamment au travers de la production de viande issue des vaches laitières de réforme, la production de viande bovine en France augmente également lorsque l'élasticité augmente. Cependant, l'amplitude de la variation est moindre. Les chocs se propageant facilement sur les marchés dans MATSIM-LUCA, via les échanges. La production laitière est également affectée à la baisse dans le reste du monde, dans des proportions moindres néanmoins. Cette baisse résulte du surcroît d'offre de lait et de produits laitiers de la France, qui fait face à une demande mondiale inchangée. L'impact dans le reste du monde sur la production de viande bovine reste faible. Au niveau des technologies de production laitières françaises, l'accroissement de la production nationale, consécutive à l'augmentation de la valeur de l'élasticité de transformation, se traduit par un effet d'expansion de la production de chaque technologie sans effet de substitution

significatif entre les technologies. En d'autres termes, il n'y a pas d'effet de redistribution de la production domestique entre les différentes technologies, ce qui n'est pas étonnant, puisque la variation de l'élasticité de transformation au niveau de l'arbitrage entre bovins-lait et bovins-viande, accroît la quantité d'autres facteurs et intrants disponible dans le secteur laitier, mais ne modifie pas la distribution de cette quantité entre les sept technologies, pour une large part parce que la composition des rations est fixe. L'impact sur les surfaces est plus modeste et ne concerne que la France (résultats non présentés). Les surfaces en maïs ensilage sont particulièrement affectées (moyenne = 0,96Mha ; CV = 95%).

Les résultats de simulation de MATSIM-LUCA sont donc très dépendants de la valeur de certains paramètres choisies au moment du calibrage du modèle. Cette conclusion dépasse largement MATSIM-LUCA et s'applique à tous les modèles. C'est pourquoi, il est recommandé de procéder à de telles analyses de sensibilité pour détecter les paramètres auxquels les résultats de simulations sont les plus sensibles, afin de travailler à améliorer leurs fondements empiriques. Dans le cas présent, la valeur de l'élasticité de transformation des autres facteurs et intrants de production entre les secteurs bovins lait et bovins viande influe sur la valeur des élasticités-prix de l'offre de lait et de l'offre de viande du secteur bovin-viande. D'autres PEM ont calibré ces élasticités-prix (souvent sur la base d'une revue des travaux d'estimation économétrique de ces paramètres). Dans MATSIM-LUCA, les élasticités de substitution des technologies de production CES et les élasticités de transformation des fonctions de transformation CET ont été choisies pour aboutir à des valeurs des élasticités-prix d'offre des différents produits proches de celles utilisées par d'autres modèles. Ce faisant, nous n'avons probablement pas pris suffisamment en compte, lors de l'intégration dans MATSIM-LUCA des sept technologies de production laitière française, que la composition des rations laitières devenait dans le même temps fixe et introduisait une rigidité nouvelle dont les effets demandaient à être investigués plus avant. Notre analyse de sensibilité indique clairement qu'un travail supplémentaire sur le calibrage des élasticités de transformation de l'agrégat des autres facteurs et intrants de production dans les secteurs bovins français est nécessaire.

3. Perspectives

Les travaux réalisés dans le cadre de cette thèse ont permis d'avancer sur certains fronts de recherche. Ils ont également permis d'identifier des pistes de recherche et d'amélioration des outils et méthodes utilisées.

3.1. Méthodologie ACV

3.1.1. Unité fonctionnelle

Le Chapitre 2 propose, sans y apporter de réponse définitive, une option pour l'évaluation des impacts environnementaux des systèmes multifonctionnels, tels que les systèmes de production agricole, par ACVA. Le recours à plusieurs unités fonctionnelles est une première approche permettant une évaluation plus complète de ces systèmes, mais qui ne peut être totalement satisfaisante. En effet, si une unité fonctionnelle massique permet de rendre compte de la fonction de production des systèmes agricoles, une unité surfacique, bien que permettant d'accéder à des informations supplémentaires sur la performance de ces systèmes n'est pas totalement satisfaisante. Implicitement, une unité fonctionnelle de ce type résume la fonction des systèmes agricoles à une occupation d'espace. Cette option simplificatrice ne rend pas bien compte de la complexité des fonctions des systèmes agricoles et de leurs fonctions de support (maintien de la biodiversité, cycle des nutriments, etc.), de régulation (stockage de carbone, pollinisation, prévention de l'érosion, etc.) et culturels (Zhang et al., 2007). Les développements méthodologiques sur cette question fondamentale en ACV doivent être poursuivis.

3.1.2. ACV Conséquentielle

La méthodologie appliquée dans le cadre de cette thèse présente les mêmes défis que de nombreuses ACVC, notamment dans la définition des limites des systèmes étudiés et en ce qui concerne l'accès aux données nécessaires à la constitution des ICVC. Du côté de l'accès aux données, le recours à l'extrapolation d'ICV préexistants avec la méthode MEXALCA a permis de proposer une approche pour pallier au manque de données. Cependant cette méthode serait améliorable, notamment via l'adaptation des modèles de calcul des émissions directes pour les différentes zones du modèle. Une amélioration de la prise en compte des effets de l'intensification est également nécessaire. Une première tentative est ici proposée, cependant elle ne prend en considération que l'adaptation de la fertilisation et ne peut donc être considérée comme aboutie. En effet, d'autres éléments de l'itinéraire technique des cultures, l'irrigation, la protection phytosanitaire, pourraient avoir des effets significatifs sur plusieurs catégories d'impacts d'importance (écotoxicité, consommation d'énergie). Une amélioration en ce sens de la prise en compte des effets de l'intensification est nécessaire. L'utilisation de MATSIM-LUCA permet à la fois l'identification des marchés affectés et l'estimation de la magnitude du changement. Cependant, comme indiqué ci-avant, une hypothèse sur les marchés affectés à inclure dans les ICVC a été faite et un seul d'entre-eux a été considéré par commodité.

Celle-ci n'est vraisemblablement pas neutre par rapport aux résultats. A minima, une analyse de sensibilité serait nécessaire.

3.2. Spécification et paramétrage de MATSIM-LUCA

3.2.1. Marchés des terres

La représentation explicite d'un marché des terres agricoles est une des forces évidentes de MATSIM-LUCA. Cependant, deux points sont à améliorer dans le modèle pour permettre des analyses plus fine des CAS. Tout d'abord, il est évident que la représentation actuelle de la demande de terre pour la prairie et le maïs ensilage n'est pas satisfaisante et doit être améliorée. Les équations actuelles qui relient la demande dérivée d'herbe et de maïs ensilage des différents secteurs d'élevage de ruminants aux surfaces correspondantes via des rendements à l'hectare fixes doivent être remplacées par des technologies de production d'herbe et de maïs ensilage, afin d'endogénéiser leurs rendements à l'hectare, comme c'est le cas dans tous les autres secteurs de culture.

MATSIM-LUCA représente le fonctionnement des marchés des terres agricoles, mais pas celui des marchés des terres allouées à d'autres usages (forêt, artificialisation, etc.). Ces derniers ne sont néanmoins pas totalement absents du modèle, puisque leur fonctionnement et leurs interactions avec les marchés des terres agricoles sont « résumés » par la fonction d'offre de terre à l'agriculture. Cette dernière n'est cependant pas suffisante, notamment lorsqu'il s'agit d'estimer finement les CAS. L'introduction dans le modèle de la forêt et des marchés des terres associées permettrait d'améliorer significativement, ou du moins de rationaliser, les estimations des CAS.

3.2.2. Autres facteurs et intrants de production

Une des limites identifiées pour le couplage ACV/MATSIM-LUCA est l'agrégat des autres facteurs et intrants de production. Cette sortie du modèle, potentiellement intéressante, s'est avérée inutilisable au niveau de l'ACV. La désagrégation de cet agrégat permettrait une meilleure prise en compte au niveau ACV des évolutions des technologies de production. Il serait important, au moins dans un premier temps, de distinguer les fertilisants et les produits phytosanitaires pour les productions végétales, le cheptel pour les productions animales. Cette désagrégation permettrait d'améliorer le couplage entre les deux outils.

3.2.3. Représentation du secteur laitier

Comme discuté ci-avant, la représentation du secteur laitier n'est pas optimale et pourrait faire l'objet d'améliorations significatives. Tout d'abord, le modèle agrège l'ensemble des produits laitiers et considère les demandes et les offres globales en équivalent lait. Cependant, il existe une large gamme de produits laitiers (poudre de lait, beurre, lait liquide, etc.). Chacun de ces produits possède des caractéristiques propres, en termes de demande, de capacité à être échangé sur les marchés par exemple. La représentation de l'implémentation et des effets de l'introduction d'instruments de politique publique dans le secteur laitier serait grandement améliorée si les marchés des différents produits laitiers étaient désagrégés dans le modèle.

MATSIM-LUCA modélise les marchés pour des produits homogènes, en particulier non différenciés par leur mode de production. En d'autres termes, le modèle ne permet pas de prendre en compte différents niveaux de qualité des produits. Lorsque l'on se penche sur le cas du secteur laitier français, on s'aperçoit qu'une part significative du lait est produite sous un label de qualité, dont les marchés sont différenciés de ceux des productions standard. Il en est de même pour les modes de production alternatifs tels que les productions AB. Une amélioration du modèle dans le sens d'une meilleure prise en compte de la différenciation des produits et de leurs marchés serait une piste intéressante dans l'optique d'une poursuite des travaux de cette thèse. La représentation d'un secteur de production et d'un marché du lait et des produits laitiers de l'agriculture biologique constituerait une avancée à cet égard. On peut toutefois s'attendre à un problème de disponibilité des données pour de nombreuses régions du modèle, rendant difficile la représentation d'un tel marché au niveau mondial.

Enfin, MATSIM-LUCA a été initialement conçu pour l'étude des effets induits par les politiques de développement des biocarburants. Cette origine se ressent dans son découpage géographique. En effet, la Nouvelle-Zélande par exemple, acteur majeur sur les marchés laitiers mondiaux, est agrégée avec la zone ROW. Pour l'étude des politiques laitières, ceci constitue clairement une limite. Pour de futures études sur le secteur laitier, il serait vivement recommandable d'extraire ce pays, afin d'améliorer la représentation du marché mondial du lait et des produits laitiers.

Références

- Bento, A.M., Klotz, R., 2014. Climate policy decisions require policy-based lifecycle analysis. *Environ Sci Technol* 48, 5379-5387.
- Blonk Consultants, 2015. Agri-footprint 2.0 - Part 1: Methodology and basic principles, Blonk Consultants, Gouda, Netherlands, p. 49.
- Bouman, M., Heijungs, R., van der Voet, E., van den Berg, C.J.M., Huppes, G., 2000. Material flows and economic models: An analytical comparison of SFA, LCA and partial equilibrium models. *Ecological Economics* 32, 195-216.
- Colman, D., Harvey, D., Bailey, A., Rapsomanikis, G., Olivier, E., Requillart, V., Bouamra-Mechemache, Z., Banse, M., Noëlle, F., 2002. Phasing out milk quotas in the EU, The University of Manchester, Manchester, United-Kingdom, p. 234.
- COMIFER, 2009. Teneurs en P, K et Mg des organes végétaux récoltés, COMIFER, Paris, France, p. 6.
- COMIFER, 2011. Calcul de la fertilisation azotée - Guide méthodologique pour l'établissement des prescriptions locales, COMIFER, Paris La Défense, France, p. 89.
- Dalgaard, R., Schmidt, J., Halberg, N., Christensen, P., Thrane, M., Pengue, W.A., 2008. LCA of soybean meal. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13, 240-254.
- Dandres, T., Gaudreault, C., Tirado-Seco, P., Samson, R., 2011. Assessing non-marginal variations with consequential LCA: Application to European energy sector. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 15, 3121-3132.
- Dandres, T., Gaudreault, C., Tirado-Seco, P., Samson, R., 2012. Macroanalysis of the economic and environmental impacts of a 2005–2025 European Union bioenergy policy using the GTAP model and life cycle assessment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 16, 1180-1192.
- de Ponti, T., Rijk, B., van Ittersum, M.K., 2012. The crop yield gap between organic and conventional agriculture. *Agricultural Systems* 108, 1-9.
- Earles, J.M., Halog, A., Ince, P., Skog, K., 2013. Integrated Economic Equilibrium and Life Cycle Assessment Modeling for Policy-based Consequential LCA. *Journal of Industrial Ecology* 17, 375-384.
- Errante, S., Saddier, M., 2013. Rapport d'information sur l'affichage environnemental. Rapport n°1562, Assemblée Nationale, Paris, France, p. 122.
- European Commission, 2010. Guidelines for the calculation of land carbon stocks for the purpose of Annex V to Directive 2009/28/EC, Official Journal of the European Union, Luxembourg, Luxembourg, p. 23.
- FAPRI, 2004. Documentation of the FAPRI modeling system - FAPRI-UMC report n°12-04, Food and Agricultural Policy Research Institute, Columbia, United-States of America.

- Gocht, A., Espinosa, M., Leip, A., Lugato, E., Schroeder, L.A., Van Doorslaer, B., Paloma, S.G.y., 2016. A grassland strategy for farming systems in Europe to mitigate GHG emissions—An integrated spatially differentiated modelling approach. *Land Use Policy* 58, 318-334.
- 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.
- Heller, M.C., Keoleian, G.A., Willett, W.C., 2013. Toward a life cycle-based, diet-level framework for food environmental impact and nutritional quality assessment: a critical review. *Environ Sci Technol* 47, 12632-12647.
- Igos, E., Rugani, B., Rege, S., Benetto, E., Drouet, L., Zachary, D.S., 2015. Combination of equilibrium models and hybrid life cycle-input–output analysis to predict the environmental impacts of energy policy scenarios. *Applied Energy* 145, 234-245.
- IPCC, 2006. Guidelines for national greenhouse gas inventories. Vol No 4 : Agriculture, forestry and other land use (AFOLU). Ed Eggleston S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. et Tanabe K., IGES, Kanagawa, Japan, p. 761.
- Jolliet, O., Saadé, M., Crettaz, P., Shaked, S., 2010. Analyse du cycle de vie : Comprendre et réaliser un écobilan, Deuxième édition ed, Ed Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne, Suisse.
- Jongeneel, R., Tonini, A., 2009. The impact of quota rent and supply elasticity estimates for EU dairy policy evaluation: a comparative analysis. *Agrarwirtschaft* 58, 269-278.
- JRC, IPTS, 2009. Economic impact of the abolition of the milk quota regime - Regional analysis of the milk production in EU, JRC-IPTS, Seville, Spain, p. 110.
- Kempen, M., Witzke, P., Pérez Domínguez, I., Jansson, T., Sckokai, P., 2011. Economic and environmental impacts of milk quota reform in Europe. *Journal of Policy Modeling* 33, 29-52.
- Kim, S.H., Edmonds, J., Lurs, J., Smith, J., Wise, M., 2006. The ObjECTS framework for integrated assessment: Hybrid modeling of transportation. *Energy Journal*, 51-80.
- Kløverpris, J., Baltzer, K., Nielsen, P.H., 2010. Life cycle inventory modelling of land use induced by crop consumption - Part 2: Example of wheat consumption in Brazil, China, Denmark and the USA. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 15, 90-103.
- Kløverpris, J., Wenzel, H., Nielsen, P.H., 2008. Life cycle inventory modelling of land use induced by crop consumption - Part 1: Conceptual analysis and methodological proposal. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13, 13-21.
- Koch, P., Salou, T., 2015. AGRIBALYSE: Methodology - Version 1.2, ADEME, Angers, France, p. 385.

- Marvuglia, A., Rege, S., Gutiérrez, T.N., Vanni, L., Stilmant, D., Benetto, E., 2017. A return on experience from the application of agent-based simulations coupled with life cycle assessment to model agricultural processes. *Journal of Cleaner Production* 142, 1539-1551.
- Marvuglia, A., Benetto, E., Rege, S., Jury, C., 2013. Modelling approaches for consequential life-cycle assessment (C-LCA) of bioenergy: Critical review and proposed framework for biogas production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 25, 768-781.
- Milà i Canals, L., Azapagic, A., Doka, G., Jefferies, D., King, H., Mutel, C., Nemecek, T., Roches, A., Sim, S., Stichnothe, H., Thoma, G., Williams, A., 2011. Approaches for Addressing Life Cycle Assessment Data Gaps for Bio-based Products. *Journal of Industrial Ecology* 15, 707-725.
- Nemecek, T., Bengoa, X., Lansche, J., Mouron, P., Rossi, V., Humbert, S., 2014. Methodological guidelines for the Life Cycle Inventory of agricultural products - Version 2.0 - World Food LCA Database (WFLDB), Quantis and Agroscope, Lausanne and Zurich, Switzerland, p. 79.
- Notarnicola, B., Sala, S., Anton, A., McLaren, S.J., Saouter, E., Sonesson, U., 2017. The role of life cycle assessment in supporting sustainable agri-food systems: A review of the challenges. *Journal of Cleaner Production* 140, 399-409.
- Notarnicola, B., Tassielli, G., Renzulli, P.A., Lo Giudice, A., 2015. Life Cycle Assessment in the agri-food sector: an overview of its key aspects, international initiatives, certification, labelling schemes and methodological issues, in: Notarnicola, B., Salomone, R., Petti, L., Renzulli, P.A., Roma, R., Cerutti, A.K. (Eds.), *Life Cycle Assessment in the agri-food sector*, Springer International Publishing, Switzerland.
- OECD, 2004. *Agriculture and the environment: Lessons learned from a decade of OECD work*, OECD, Paris, France, p. 36.
- OECD, 2010. *Linkages between agricultural policies and environmental effects: Using the stylised agri-environmental policy impact model*, OECD Publishing, Paris, France, p. 176.
- OECD, FAO, 2015. *Aglink-Cosimo model documentation - A partial equilibrium model of world agricultural markets*, OECD, Paris, France, p. 42.
- PIK Landuse Group, 2011. *MAGPIE mathematical description*, PIK Landuse Group, Potsdam, Germany, p. 7.
- Querini, F., Benetto, F., 2015. Combining agent-based modeling and life cycle assessment for the evaluation of mobility policies. *Environmental Science and Technology* 49, 1744-1751.
- Reinhard, J., Zah, R., 2011. Consequential life cycle assessment of the environmental impacts of an increased rapemethylester (RME) production in Switzerland. *Biomass and Bioenergy* 35, 2361-2373.
- Repar, N., Jan, P., Dux, D., Nemecek, T., Doluschitz, R., 2017. Implementing farm-level environmental sustainability in environmental performance indicators: A combined global-local approach. *Journal of Cleaner Production* 140, 692-704.

- Réquillart, V., Bouamra-Mechemache, Z., Jongeneel, R., Penel, C., 2008. Economic analysis of the effects of the expiry of the EU milk quota system - Report prepared for the European Commission, IDEI, Toulouse, France, p. 98.
- Roches, A., Nemecek, T., 2009. Unilever-ART project n° CH-2008-0779 on variability of bio-based materials: Final report, Agroscope Reckenholz-Tänikon research station, Reckenholz-Tänikon, Switzerland, p. 108.
- Roches, A., Nemecek, T., Gaillard, G., Plassmann, K., Sim, S., King, H., Milà i Canals, L., 2010. MEXALCA: a modular method for the extrapolation of crop LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 15, 842-854.
- Schmidt, J.H., 2010. Comparative life cycle assessment of rapeseed oil and palm oil. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 15, 183-197.
- Schmidt, J.H., Weidema, B.P., 2008. Shift in the marginal supply of vegetable oil. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13, 235-239.
- SCORELCA, 2013. Analyse du Cycle de Vie Conséquentielle : Identification des conditions de mise en oeuvre et des bonnes pratiques, SCORELCA, Villeurbanne, France, p. 109.
- Seufert, V., Ramankutty, N., Foley, J.A., 2012. Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature* 485, 229-232.
- Swanepoel, F., Stroebel, A., Moyo, S., 2010. The role of livestock in the developing communities: Enhancing multifunctionality, The Technical Center for Agricultural and Rural Cooperation (CTA), Bloemfontein, South Africa, p. 226.
- Valin, H., Havlik, P., Forsell, N., Frank, S., Mosnier, A., Peters, D., Hamelinck, C., Spöttle, M., van den Berg, C.J.M., 2013. Description of the GLOBIOM (IIASA) model and comparison with the MIRAGE-BioF (IFPRI) model, IIASA, Vienna, Austria, p. 39.
- van der Werf, H.M.G., Salou, T., 2015. Economic value as a functional unit for environmental labelling of food and other consumer products. *Journal of Cleaner Production* 94, 394-397.
- Vazquez-Rowe, I., Marvuglia, A., Rege, S., Benetto, E., 2014. Applying consequential LCA to support energy policy: land use change effects of bioenergy production. *The Science of the total environment* 472, 78-89.
- Vázquez-Rowe, I., Rege, S., Marvuglia, A., Thénie, J., Haurie, A., Benetto, E., 2013. Application of three independent consequential LCA approaches to the agricultural sector in Luxembourg. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18, 1593-1604.
- Weidema, B., Frees, N., Nielsen, A., 1999. Marginal production technologies for Life Cycle Inventories. *International Journal of LCA* 4, 48-56.
- Weidema, B.P., 2003. Market information in Life Cycle Assessment, Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, Denmark, p. 147.
- Weidema, B.P., Ekvall, T., Heijungs, R., 2009. Guidelines for application of deepened and broadened LCA. Technical report of CALCAS project, p. 49.

Zhang, W., Ricketts, T.H., Kremen, C., Carney, K., Swinton, S.M., 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics* 64, 253-260.

Annexes

Annexe 1.

**Analyse de sensibilité des résultats du scénario
d'introduction d'une prime à l'herbe à l'hypothèse
d'ajustement exogène du rendement des prairies dans
l'Union Européenne**

Tableau S1 : Evolution des quantités produites dans les différents scénarios.

QR : marchés agricoles projetés en 2030, sans quotas laitiers ; GP0 : marchés agricoles projetés en 2030, sans quotas laitier, prime à l'herbe = 60% du prix de l'herbe, rendements des prairies identique à QR ; GP : marchés agricoles projetés en 2030, sans quotas laitier, prime à l'herbe = 60% du prix de l'herbe, rendements des prairies augmenté de 20% en Union Européenne par rapport à QR.

Lait, Volaille et œuf : Mt ; Vaches laitières de réforme, Vaches allaitantes, Porc : Mt équivalent carcasse ; Production végétales : Mt de matière fraîche.

FR : France ; ARG : Argentine ; AUS : Australie ; BRA : Brésil ; CAN : Canada ; CHN : Chine ; CIS : Ex-Union Soviétique ; E26 : Union Européenne sans la France ; EA : Asie de l'Est ; MEX : Mexique ; NAF : Afrique du Nord ; ROW : Reste du monde ; SA : Asie du Sud ; SEA : Asie du Sud-Est ; SSA : Afrique Sub-Saharienne ; THA : Thaïlande ; USA : Etats-Unis d'Amérique.

Produit	Zone de production MATSIM- LUCA	Type de système	Production			Variation		Ecart GP0 & GP
			Mt			%		%
			QR	GP0	GP	QR à GP0	QR à GP	
Lait	FR	H	5,258	5,240	5,275	-0,34	0,32	0,67
		O	0,258	0,261	0,261	1,20	1,16	-0,04
		G	2,586	2,573	2,594	-0,50	0,31	0,81
		IG	2,065	2,057	2,071	-0,37	0,29	0,67
		M	9,380	9,345	9,411	-0,38	0,33	0,71
		IM	3,814	3,776	3,805	-1,00	-0,24	0,77
		VIM	0,642	0,625	0,634	-2,63	-1,25	1,43
		FR-All	24,003	23,877	24,050	-0,53	0,20	0,73
Vaches laitières de réforme	FR	H	0,088	0,088	0,088	-0,30	0,00	0,30
		O	0,004	0,004	0,004	-6,94	0,00	7,46
		G	0,050	0,050	0,051	0,37	2,00	1,63
		IG	0,027	0,026	0,027	-2,08	0,00	2,12
		M	0,135	0,134	0,135	-0,72	0,00	0,73
		IM	0,051	0,051	0,051	-0,18	0,00	0,18
		VIM	0,008	0,008	0,008	1,74	0,00	-1,71
		FR-All	0,363	0,361	0,364	-0,51	0,28	0,79
Vaches allaitantes	FR	1,618	1,613	1,627	-0,33	0,56	0,89	
Volaille et œuf	FR	2,715	2,709	2,712	-0,21	-0,11	0,10	
Porc	FR	2,452	2,445	2,447	-0,28	-0,20	0,07	
Ovin & caprin	FR	0,142	0,142	0,142	-0,31	0,00	0,31	
Orge	FR	15,048	14,920	14,985	-0,85	-0,42	0,44	
Maïs grain	FR	19,893	19,558	19,688	-1,68	-1,03	0,67	
Herbe	FR	194,700	208,452	243,258	7,06	24,94	16,70	
Autres céréales	FR	4,279	4,123	4,194	-3,66	-1,99	1,73	
Pois	FR	0,727	0,711	0,718	-2,13	-1,24	0,91	
Colza	FR	6,580	6,449	6,504	-1,99	-1,16	0,85	
Riz	FR	0,086	0,087	0,087	1,61	1,16	-0,44	
Maïs ensilage	FR	25,467	24,715	24,879	-2,95	-2,31	0,66	
Soja	FR	0,150	0,144	0,147	-4,02	-2,00	2,10	
Canne à sucre	FR	3,351	3,324	3,337	-0,80	-0,42	0,39	
Betterave sucrière	FR	42,251	42,341	42,294	0,21	0,10	-0,11	
Tournesol	FR	2,281	2,191	2,230	-3,94	-2,24	1,77	
Blé	FR	40,310	39,564	39,908	-1,85	-1,00	0,87	

Volaille et œuf	ARG	4,494	4,495	4,493	0,02	-0,02	-0,04
	AUS	1,203	1,199	1,200	-0,33	-0,25	0,08
	BRA	19,156	19,135	19,141	-0,11	-0,08	0,03
	CAN	2,425	2,433	2,428	0,31	0,12	-0,19
	CHN	70,963	71,034	70,992	0,10	0,04	-0,06
	CIS	10,388	10,370	10,374	-0,18	-0,13	0,04
	E26	16,479	16,438	16,454	-0,25	-0,15	0,10
	EA	6,565	6,552	6,558	-0,20	-0,11	0,09
	MEX	6,469	6,457	6,461	-0,19	-0,12	0,07
	NAF	4,092	4,075	4,081	-0,42	-0,27	0,15
	ROW	27,211	27,168	27,179	-0,16	-0,12	0,04
	SA	15,719	15,703	15,708	-0,10	-0,07	0,03
	SEA	7,987	7,982	7,983	-0,06	-0,05	0,01
	SSA	8,278	8,262	8,267	-0,19	-0,13	0,06
	THA	2,959	2,959	2,959	-0,01	0,00	0,01
	USA	31,745	31,713	31,726	-0,10	-0,06	0,04
	Total world	238,848	238,683	238,716	-0,07	-0,06	0,01
Lait	ARG	19,613	19,627	19,613	0,07	0,00	-0,07
	AUS	12,403	12,413	12,404	0,08	0,01	-0,07
	BRA	38,708	38,714	38,695	0,02	-0,03	-0,05
	CAN	8,537	8,543	8,538	0,07	0,01	-0,06
	CHN	60,903	61,014	60,983	0,18	0,13	-0,05
	CIS	76,220	76,134	76,146	-0,11	-0,10	0,02
	E26	132,814	132,457	132,941	-0,27	0,10	0,37
	EA	11,158	11,164	11,158	0,05	0,00	-0,05
	MEX	13,827	13,827	13,821	0,00	-0,04	-0,04
	NAF	21,620	21,545	21,567	-0,35	-0,25	0,10
	ROW	116,177	116,291	116,251	0,10	0,06	-0,03
	SA	264,824	264,932	264,521	0,04	-0,11	-0,16
	SEA	1,359	1,359	1,358	0,00	-0,07	-0,07
	SSA	39,917	40,095	40,087	0,45	0,43	-0,02
	THA	1,040	1,041	1,040	0,05	0,00	-0,05
	USA	101,988	101,952	101,932	-0,04	-0,05	-0,02
	Total world	945,111	944,985	945,105	-0,01	0,00	0,01
Porc	ARG	0,817	0,817	0,816	-0,06	-0,12	-0,07
	AUS	0,451	0,450	0,451	-0,12	0,00	0,12
	BRA	4,978	4,977	4,977	-0,03	-0,02	0,01
	CAN	2,957	2,948	2,951	-0,29	-0,20	0,09
	CHN	67,926	67,927	67,922	0,00	-0,01	-0,01
	CIS	4,548	4,544	4,544	-0,09	-0,09	0,01
	E26	21,670	21,610	21,633	-0,28	-0,17	0,11
	EA	2,609	2,606	2,607	-0,12	-0,08	0,04
	MEX	1,903	1,902	1,902	-0,06	-0,05	0,00
	NAF	0,003	0,003	0,003	-9,43	0,00	10,41
	ROW	11,056	11,051	11,048	-0,05	-0,07	-0,02

	SA	0,654	0,655	0,654	0,10	0,00	-0,10
	SEA	4,168	4,175	4,171	0,16	0,07	-0,09
	SSA	2,290	2,294	2,294	0,18	0,17	-0,01
	THA	2,198	2,193	2,195	-0,21	-0,14	0,07
	USA	11,842	11,845	11,843	0,03	0,01	-0,02
	Total world	142,522	142,442	142,458	-0,06	-0,04	0,01
Ovin & caprin	ARG	0,083	0,079	0,079	-4,65	-4,82	-0,18
	AUS	0,803	0,792	0,792	-1,37	-1,37	0,00
	BRA	0,128	0,126	0,126	-1,41	-1,56	-0,16
	CAN	0,030	0,028	0,028	-5,49	-6,67	-1,24
	CHN	6,450	6,206	6,205	-3,78	-3,80	-0,02
	CIS	1,363	1,308	1,308	-4,03	-4,04	0,00
	E26	0,918	0,917	0,919	-0,12	0,11	0,23
	EA	0,003	0,003	0,003	4,45	0,00	-4,26
	MEX	0,121	0,120	0,120	-1,16	-0,83	0,34
	NAF	1,143	1,093	1,093	-4,34	-4,37	-0,04
	ROW	3,150	4,033	4,033	28,03	28,03	0,00
	SA	3,383	3,204	3,203	-5,29	-5,32	-0,03
	SEA	0,323	0,311	0,311	-3,81	-3,72	0,10
	SSA	3,692	3,539	3,538	-4,14	-4,17	-0,03
	THA	0,003	0,003	0,003	-8,71	0,00	9,54
	USA	0,146	0,140	0,140	-3,97	-4,11	-0,14
	Total world	21,881	22,044	22,043	0,75	0,74	-0,01
Viande bovine	ARG	5,236	5,240	5,239	0,07	0,06	-0,01
	AUS	3,223	3,220	3,220	-0,09	-0,09	0,00
	BRA	11,620	11,623	11,619	0,03	-0,01	-0,04
	CAN	1,863	1,859	1,859	-0,22	-0,21	0,00
	CHN	9,461	9,526	9,522	0,69	0,64	-0,04
	CIS	4,311	4,312	4,310	0,03	-0,02	-0,06
	E26	6,732	6,722	6,752	-0,15	0,30	0,45
	EA	1,173	1,171	1,171	-0,15	-0,17	-0,03
	MEX	2,532	2,533	2,531	0,03	-0,04	-0,07
	NAF	1,844	1,844	1,844	-0,01	0,00	0,01
	ROW	8,913	8,709	8,710	-2,29	-2,28	0,01
	SA	7,141	7,190	7,182	0,69	0,57	-0,11
	SEA	1,145	1,146	1,146	0,09	0,09	0,00
	SSA	7,522	7,583	7,582	0,81	0,80	-0,01
	THA	0,379	0,378	0,378	-0,22	-0,26	-0,05
	USA	14,982	14,978	14,972	-0,03	-0,07	-0,04
	Total world	90,058	90,008	90,028	-0,06	-0,03	0,02
Orge	ARG	1,382	1,394	1,390	0,90	0,58	-0,32
	AUS	8,139	8,195	8,174	0,69	0,43	-0,25
	BRA	0,284	0,285	0,284	0,52	0,00	-0,52
	CAN	11,170	11,269	11,233	0,88	0,56	-0,32
	CHN	2,012	2,036	2,029	1,17	0,84	-0,33

	CIS	43,189	43,759	43,564	1,32	0,87	-0,45
	E26	56,362	55,067	55,402	-2,30	-1,70	0,61
	EA	0,262	0,265	0,264	1,19	0,76	-0,42
	MEX	0,590	0,594	0,593	0,73	0,51	-0,22
	NAF	12,684	12,810	12,768	0,99	0,66	-0,33
	ROW	23,233	23,332	23,257	0,43	0,10	-0,32
	SA	2,759	2,779	2,771	0,71	0,43	-0,27
	SSA	2,589	2,618	2,607	1,11	0,70	-0,41
	THA	0,066	0,067	0,067	1,31	1,52	0,20
	USA	4,524	4,558	4,547	0,74	0,51	-0,23
	Total world	184,293	183,948	183,935	-0,19	-0,19	-0,01
Coprah	MEX	0,380	0,379	0,379	-0,22	-0,26	-0,04
	ROW	1,188	1,180	1,181	-0,71	-0,59	0,12
	SA	0,637	0,636	0,636	-0,19	-0,16	0,03
	SEA	9,284	9,299	9,295	0,17	0,12	-0,05
	SSA	0,362	0,385	0,386	6,46	6,63	0,16
	THA	0,117	0,117	0,117	-0,37	0,00	0,37
	Total world	11,968	11,996	11,994	0,23	0,22	-0,02
Coton	ARG	0,155	0,154	0,154	-0,65	-0,65	0,00
	AUS	0,868	0,862	0,864	-0,70	-0,46	0,24
	BRA	2,759	2,751	2,755	-0,30	-0,14	0,16
	CHN	15,042	15,012	15,041	-0,20	-0,01	0,19
	CIS	2,325	2,313	2,319	-0,54	-0,26	0,28
	E26	0,747	0,689	0,704	-7,75	-5,76	2,16
	MEX	0,236	0,235	0,235	-0,54	-0,42	0,11
	NAF	0,167	0,167	0,167	-0,06	0,00	0,06
	ROW	2,484	2,466	2,469	-0,74	-0,60	0,13
	SA	19,090	18,994	19,031	-0,50	-0,31	0,20
	SSA	2,825	2,817	2,820	-0,30	-0,18	0,12
	THA	0,005	0,005	0,005	4,36	0,00	-4,18
	USA	4,914	4,900	4,907	-0,29	-0,14	0,15
	Total world	51,617	51,363	51,471	-0,49	-0,28	0,21
Maïs grain	ARG	28,614	28,677	28,657	0,22	0,15	-0,07
	AUS	0,544	0,544	0,544	-0,01	0,00	0,01
	BRA	83,075	83,333	83,243	0,31	0,20	-0,11
	CAN	11,323	11,339	11,330	0,14	0,06	-0,08
	CHN	234,567	235,709	235,474	0,49	0,39	-0,10
	CIS	43,117	43,393	43,288	0,64	0,40	-0,24
	E26	53,487	52,269	52,554	-2,28	-1,74	0,55
	EA	0,103	0,102	0,103	-0,53	0,00	0,53
	MEX	26,171	26,160	26,163	-0,04	-0,03	0,01
	NAF	7,093	7,113	7,106	0,28	0,18	-0,09
	ROW	72,090	71,725	71,670	-0,51	-0,58	-0,08
	SA	30,164	30,249	30,203	0,28	0,13	-0,15
	SEA	37,692	37,812	37,763	0,32	0,19	-0,13

	SSA	71,841	71,968	71,897	0,18	0,08	-0,10
	THA	6,217	6,240	6,229	0,38	0,19	-0,18
	USA	391,741	392,607	392,341	0,22	0,15	-0,07
	Total world	1117,732	1118,797	1118,253	0,10	0,05	-0,05
Herbe	ARG	941,038	940,767	940,710	-0,03	-0,03	-0,01
	AUS	663,941	663,901	663,855	-0,01	-0,01	-0,01
	BRA	2562,112	2562,244	2561,873	0,01	-0,01	-0,01
	CAN	129,684	129,625	129,627	-0,05	-0,04	0,00
	CHN	1236,115	1235,190	1235,154	-0,07	-0,08	0,00
	CIS	539,709	539,482	539,450	-0,04	-0,05	-0,01
	E26	759,452	817,288	962,760	7,62	26,77	17,80
	EA	38,828	38,830	38,827	0,01	0,00	-0,01
	MEX	638,498	638,547	638,490	0,01	0,00	-0,01
	NAF	80,368	80,349	80,345	-0,02	-0,03	-0,01
	ROW	2154,138	2157,380	2157,336	0,15	0,15	0,00
	SA	385,214	384,687	384,591	-0,14	-0,16	-0,02
	SEA	136,370	136,309	136,290	-0,04	-0,06	-0,01
	SSA	2563,044	2561,554	2561,380	-0,06	-0,06	-0,01
	THA	23,650	23,649	23,648	0,00	-0,01	-0,01
	USA	943,986	943,730	943,711	-0,03	-0,03	0,00
	Total world	13990,847	14061,985	14241,305	0,51	1,79	1,28
Arachide	ARG	0,454	0,455	0,455	0,12	0,22	0,10
	AUS	0,017	0,017	0,017	-2,30	0,00	2,36
	BRA	0,250	0,250	0,250	0,13	0,00	-0,13
	CHN	11,526	11,568	11,564	0,36	0,33	-0,03
	CIS	0,019	0,019	0,019	0,12	0,00	-0,12
	E26	0,009	0,008	0,008	-11,14	-11,11	0,03
	EA	0,021	0,021	0,021	2,22	0,00	-2,17
	MEX	0,080	0,080	0,080	0,46	0,00	-0,46
	NAF	0,292	0,293	0,292	0,19	0,00	-0,19
	ROW	2,471	2,460	2,460	-0,43	-0,45	-0,02
	SA	4,840	4,836	4,837	-0,09	-0,06	0,02
	SEA	1,454	1,460	1,457	0,38	0,21	-0,17
	SSA	10,808	10,819	10,813	0,10	0,05	-0,05
	THA	0,036	0,036	0,036	0,27	0,00	-0,27
	USA	1,488	1,490	1,490	0,16	0,13	-0,02
	Total world	33,765	33,811	33,799	0,14	0,10	-0,04
Autres céréales	ARG	1,143	1,159	1,154	1,38	0,96	-0,41
	AUS	6,128	6,218	6,185	1,47	0,93	-0,53
	BRA	3,106	3,151	3,136	1,44	0,97	-0,47
	CAN	4,390	4,444	4,425	1,22	0,80	-0,42
	CHN	6,049	6,114	6,099	1,08	0,83	-0,25
	CIS	23,898	24,355	24,221	1,91	1,35	-0,55
	E26	37,822	34,835	35,606	-7,90	-5,86	2,21
	EA	0,019	0,019	0,019	-1,52	0,00	1,55

	MEX	7,060	7,158	7,124	1,39	0,91	-0,47
	NAF	1,256	1,270	1,266	1,10	0,80	-0,30
	ROW	8,712	8,779	8,742	0,77	0,34	-0,42
	SA	26,060	26,172	26,137	0,43	0,30	-0,13
	SSA	66,415	66,810	66,680	0,60	0,40	-0,20
	THA	0,312	0,316	0,314	1,18	0,64	-0,53
	USA	14,730	14,884	14,838	1,05	0,73	-0,31
	Total world	211,379	209,807	210,140	-0,74	-0,59	0,16
Palmbunch	BRA	5,702	5,725	5,718	0,40	0,28	-0,12
	CHN	1,868	1,873	1,872	0,25	0,21	-0,03
	MEX	0,582	0,583	0,583	0,16	0,17	0,01
	ROW	18,485	18,526	18,518	0,22	0,18	-0,04
	SEA	294,795	294,871	294,799	0,03	0,00	-0,02
	SSA	51,382	51,567	51,506	0,36	0,24	-0,12
	THA	9,611	9,638	9,631	0,28	0,21	-0,07
	Total world	382,425	382,782	382,627	0,09	0,05	-0,04
Graine de palmiste	BRA	0,300	0,301	0,301	0,44	0,33	-0,10
	CHN	0,098	0,099	0,099	0,57	1,02	0,45
	MEX	0,031	0,031	0,031	-1,03	0,00	1,04
	ROW	0,973	0,975	0,975	0,21	0,21	0,00
	SEA	15,516	15,520	15,516	0,02	0,00	-0,02
	SSA	2,704	2,714	2,711	0,37	0,26	-0,11
	THA	0,506	0,507	0,507	0,25	0,20	-0,05
	Total world	20,128	20,146	20,140	0,09	0,06	-0,03
Pois	ARG	0,050	0,051	0,051	1,27	2,00	0,72
	AUS	0,468	0,482	0,481	3,04	2,78	-0,25
	BRA	0,008	0,008	0,008	2,94	0,00	-2,85
	CAN	4,004	4,015	4,009	0,27	0,12	-0,15
	CHN	1,008	1,014	1,012	0,55	0,40	-0,15
	CIS	2,518	2,532	2,526	0,57	0,32	-0,25
	E26	1,063	0,974	0,997	-8,34	-6,21	2,32
	EA	0,001	0,001	0,001	0,00	0,00	0,00
	MEX	0,002	0,002	0,002	0,00	0,00	0,00
	NAF	0,054	0,054	0,054	0,30	0,00	-0,30
	ROW	0,340	0,341	0,340	0,30	0,00	-0,30
	SA	0,776	0,778	0,777	0,24	0,13	-0,11
	SSA	0,462	0,464	0,463	0,37	0,22	-0,16
	USA	0,963	0,970	0,967	0,76	0,42	-0,34
	Total world	12,444	12,398	12,406	-0,37	-0,31	0,07
Colza	ARG	0,074	0,074	0,074	0,05	0,00	-0,05
	AUS	2,429	2,426	2,426	-0,14	-0,12	0,02
	BRA	0,060	0,060	0,060	0,34	0,00	-0,34
	CAN	16,881	16,881	16,879	0,00	-0,01	-0,01
	CHN	16,503	16,576	16,563	0,44	0,36	-0,08
	CIS	4,788	4,789	4,789	0,02	0,02	0,01

	E26	18,715	18,609	18,637	-0,57	-0,42	0,15
	EA	0,004	0,004	0,004	-2,95	0,00	3,04
	MEX	0,003	0,003	0,003	14,47	0,00	-12,64
	NAF	0,063	0,063	0,063	0,27	0,00	-0,27
	ROW	1,843	1,840	1,837	-0,18	-0,33	-0,14
	SA	9,361	9,375	9,366	0,15	0,05	-0,10
	SSA	0,110	0,111	0,111	0,69	0,91	0,22
	USA	0,841	0,844	0,843	0,30	0,24	-0,06
	Total world	78,255	78,104	78,159	-0,19	-0,12	0,07
Riz	ARG	1,623	1,623	1,623	0,02	0,00	-0,02
	AUS	0,041	0,041	0,041	0,43	0,00	-0,43
	BRA	15,044	15,045	15,046	0,01	0,01	0,00
	CHN	149,297	149,308	149,330	0,01	0,02	0,01
	CIS	1,184	1,182	1,183	-0,19	-0,08	0,10
	E26	2,023	2,085	2,068	3,05	2,22	-0,80
	EA	10,462	10,471	10,467	0,08	0,05	-0,04
	MEX	0,216	0,215	0,215	-0,40	-0,46	-0,06
	NAF	4,225	4,218	4,221	-0,16	-0,09	0,06
	ROW	89,785	89,697	89,712	-0,10	-0,08	0,02
	SA	198,549	198,677	198,644	0,06	0,05	-0,02
	SEA	67,558	67,577	67,570	0,03	0,02	-0,01
	SSA	18,046	18,027	18,032	-0,11	-0,08	0,03
	THA	32,780	32,785	32,783	0,02	0,01	-0,01
	USA	7,678	7,676	7,677	-0,02	-0,01	0,01
	Total world	598,597	598,715	598,699	0,02	0,02	0,00
Maïs ensilage	AUS	7,176	7,151	7,155	-0,35	-0,29	0,06
	CAN	20,759	20,694	20,708	-0,31	-0,25	0,07
	CIS	68,653	68,454	68,535	-0,29	-0,17	0,12
	E26	104,334	97,303	98,285	-6,74	-5,80	1,01
	ROW	19,420	19,464	19,470	0,23	0,26	0,03
	USA	59,282	59,212	59,228	-0,12	-0,09	0,03
	Total world	305,091	296,993	298,260	-2,65	-2,24	0,43
Soja	ARG	52,348	52,404	52,374	0,11	0,05	-0,06
	AUS	0,092	0,091	0,091	-0,71	-1,09	-0,38
	BRA	73,854	73,972	73,902	0,16	0,06	-0,09
	CAN	3,784	3,781	3,780	-0,09	-0,11	-0,01
	CHN	16,622	16,670	16,663	0,29	0,25	-0,04
	CIS	4,227	4,220	4,222	-0,18	-0,12	0,06
	E26	0,947	0,936	0,939	-1,15	-0,84	0,31
	EA	0,338	0,338	0,338	-0,09	0,00	0,09
	MEX	0,178	0,178	0,178	0,19	0,00	-0,19
	NAF	0,033	0,033	0,033	0,05	0,00	-0,05
	ROW	13,123	13,072	13,061	-0,39	-0,47	-0,08
	SA	10,001	10,000	9,993	-0,01	-0,08	-0,07
	SEA	1,383	1,388	1,385	0,33	0,14	-0,19

	SSA	2,341	2,344	2,341	0,15	0,00	-0,15
	THA	0,206	0,206	0,206	0,04	0,00	-0,04
	USA	112,204	112,412	112,300	0,19	0,09	-0,10
	Total world	291,831	292,188	291,953	0,12	0,04	-0,08
Canne à sucre		30,620	30,599	30,621	-0,07	0,00	0,07
	ARG	41,901	41,925	41,917	0,06	0,04	-0,02
	AUS	1088,255	1089,027	1089,017	0,07	0,07	0,00
	BRA	130,550	130,635	130,743	0,07	0,15	0,08
	CHN	0,005	0,005	0,005	0,00	0,00	0,00
	E26	0,969	0,968	0,969	-0,11	0,00	0,11
	EA	86,868	86,992	86,958	0,14	0,10	-0,04
	MEX	19,352	19,350	19,359	-0,01	0,04	0,05
	NAF	322,782	321,412	321,529	-0,42	-0,39	0,04
	ROW	703,511	702,247	702,843	-0,18	-0,09	0,08
	SA	73,473	73,428	73,475	-0,06	0,00	0,06
	SEA	96,266	96,200	96,236	-0,07	-0,03	0,04
	SSA	122,898	122,964	122,951	0,05	0,04	-0,01
	THA	36,149	36,224	36,202	0,21	0,15	-0,06
	USA	2756,950	2755,299	2756,162	-0,06	-0,03	0,03
	Total world						
Betterave sucrière		0,816	0,819	0,818	0,32	0,25	-0,08
	CAN	12,033	12,071	12,066	0,31	0,27	-0,04
	CHN	73,227	73,468	73,396	0,33	0,23	-0,10
	CIS	94,551	94,924	94,740	0,39	0,20	-0,19
	E26	3,840	3,842	3,842	0,06	0,05	-0,01
	EA	9,511	9,544	9,532	0,35	0,22	-0,13
	NAF	50,787	50,844	50,766	0,11	-0,04	-0,15
	ROW	0,077	0,077	0,077	0,22	0,00	-0,22
	SA	0,004	0,004	0,004	0,00	0,00	0,00
	SSA	35,265	35,397	35,339	0,37	0,21	-0,16
	USA	322,362	323,331	322,874	0,30	0,16	-0,14
	Total world						
Tournesol		4,682	4,692	4,691	0,21	0,19	-0,02
	ARG	0,058	0,058	0,058	-0,08	0,00	0,08
	AUS	0,125	0,126	0,126	0,48	0,80	0,32
	BRA	0,127	0,127	0,127	-0,09	0,00	0,09
	CAN	1,909	1,919	1,918	0,53	0,47	-0,06
	CHN	19,205	19,213	19,225	0,04	0,10	0,06
	CIS	6,925	6,670	6,742	-3,69	-2,64	1,09
	E26	0,141	0,142	0,142	0,45	0,71	0,26
	NAF	4,774	4,763	4,760	-0,23	-0,29	-0,06
	ROW	1,595	1,597	1,596	0,10	0,06	-0,04
	SA	2,426	2,434	2,431	0,32	0,21	-0,11
	SSA	0,024	0,024	0,024	-0,86	0,00	0,87
	THA	1,438	1,442	1,441	0,30	0,21	-0,09
	USA	45,710	45,397	45,511	-0,69	-0,44	0,25
	Total world						
Blé		16,616	16,692	16,671	0,46	0,33	-0,12
	ARG						

AUS	24,439	24,505	24,479	0,27	0,16	-0,11
BRA	7,595	7,617	7,612	0,28	0,22	-0,06
CAN	31,199	31,227	31,223	0,09	0,08	-0,01
CHN	114,227	115,232	114,982	0,88	0,66	-0,22
CIS	160,103	160,706	160,567	0,38	0,29	-0,09
E26	107,819	103,758	104,863	-3,77	-2,74	1,07
EA	1,171	1,170	1,171	-0,05	0,00	0,05
MEX	5,303	5,325	5,318	0,42	0,28	-0,13
NAF	20,868	20,914	20,908	0,22	0,19	-0,03
ROW	67,989	68,008	67,894	0,03	-0,14	-0,17
SA	140,585	141,639	141,236	0,75	0,46	-0,28
SSA	10,136	10,176	10,161	0,39	0,25	-0,15
THA	0,001	0,001	0,001	0,00	0,00	0,00
USA	68,777	68,990	68,950	0,31	0,25	-0,06
Total world	817,138	815,524	815,944	-0,20	-0,10	

Tableau S2 : Evolution des rendements dans les différents scénarios.

QR : marchés agricoles projetés en 2030, sans quotas laitiers ; GP0 : marchés agricoles projetés en 2030, sans quotas laitier, prime à l'herbe = 60% du prix de l'herbe, rendements des prairies identique à QR ; GP : marchés agricoles projetés en 2030, sans quotas laitier, prime à l'herbe = 60% du prix de l'herbe, rendements des prairies augmenté de 20% en Union Européenne par rapport à QR.

FR : France ; ARG : Argentine ; AUS : Australie ; BRA : Brésil ; CAN : Canada ; CHN : Chine ; CIS : Ex-Union Soviétique ; E26 : Union Européenne sans la France ; EA : Asie de l'Est ; MEX : Mexique ; NAF : Afrique du Nord ; ROW : Reste du monde ; SA : Asie du Sud ; SEA : Asie du Sud-Est ; SSA : Afrique Sub-Saharienne ; THA : Thaïlande ; USA : Etats-Unis d'Amérique.

			Rendement			Variation		Ecart GP0 & GP
			t matière fraîche/ha			%		%
			QR	GP0	GP	QR à GP0	QR à GP	
Céréales	Orge	FR	7,937	8,382	8,191	5,6	3,2	-2,3
	Maïs grain	FR	7,791	8,104	7,984	4	2,5	-1,5
	Autres céréales	FR	6,352	6,631	6,514	4,4	2,6	-1,8
	Riz	FR	3,472	3,553	3,517	2,3	1,3	-1
	Blé	FR	7,583	7,888	7,759	4	2,3	-1,6
Fourrages	Herbe	FR	15,526	15,526	18,631	0	20	20
	Maïs ensilage	FR	36,085	36,085	36,085	0	0	0
Oléagineux	Colza	FR	3,905	4,112	4,023	5,3	3	-2,2
	Soja	FR	2,899	3,029	2,973	4,5	2,6	-1,8
	Tournesol	FR	2,805	2,932	2,878	4,5	2,6	-1,8
Autres cultures	Pois	FR	5,795	6,093	5,966	5,1	3	-2,1
	Canne à sucre	FR	71,524	75,361	73,721	5,4	3,1	-2,2
	Betterave sucrière	FR	103,18	109,22	106,613	5,9	3,3	-2,4
Céréales	Orge	ARG	3,254	3,263	3,259	0,3	0,2	-0,1
		AUS	1,969	1,976	1,973	0,4	0,2	-0,2
		BRA	3,581	3,585	3,579	0,1	-0,1	-0,2
		CAN	3,931	3,943	3,938	0,3	0,2	-0,1
		CHN	3,989	4,003	3,996	0,3	0,2	-0,2
		CIS	2,814	2,828	2,822	0,5	0,3	-0,2
		E26	4,727	4,961	4,897	5	3,6	-1,3
		EA	2,825	2,835	2,83	0,3	0,2	-0,2
		MEX	2,407	2,414	2,41	0,3	0,1	-0,2
		NAF	2,752	2,764	2,759	0,4	0,3	-0,2
		ROW	2,966	2,978	2,973	0,4	0,2	-0,2
		SA	3,472	3,485	3,479	0,4	0,2	-0,2
		SSA	2,297	2,309	2,304	0,5	0,3	-0,2
		THA	7,01	7,048	7,032	0,5	0,3	-0,2
USA	4,15	4,157	4,154	0,2	0,1	-0,1		
	Maïs grain	ARG	10,428	10,442	10,435	0,1	0,1	-0,1
		AUS	3,323	3,334	3,331	0,3	0,2	-0,1
		BRA	5,48	5,492	5,486	0,2	0,1	-0,1
		CAN	6,974	6,994	6,987	0,3	0,2	-0,1
		CHN	7,496	7,512	7,504	0,2	0,1	-0,1

	CIS	5,867	5,901	5,887	0,6	0,3	-0,2
	E26	5,949	6,248	6,18	5	3,9	-1,1
	EA	6,072	6,076	6,074	0,1	0	0
	MEX	3,804	3,809	3,806	0,1	0,1	-0,1
	NAF	6,9	6,919	6,91	0,3	0,1	-0,1
	ROW	5,297	5,295	5,29	0	-0,1	-0,1
	SA	3,233	3,242	3,238	0,3	0,2	-0,1
	SEA	5,428	5,439	5,434	0,2	0,1	-0,1
	SSA	2,372	2,378	2,376	0,3	0,2	-0,1
	THA	5,961	5,977	5,97	0,3	0,2	-0,1
	USA	11,795	11,812	11,804	0,1	0,1	-0,1
Autres céréales	ARG	2,66	2,671	2,667	0,4	0,3	-0,1
	AUS	2,701	2,717	2,711	0,6	0,4	-0,2
	BRA	2,899	2,913	2,907	0,5	0,3	-0,2
	CAN	3,296	3,308	3,303	0,4	0,2	-0,1
	CHN	2,499	2,503	2,502	0,2	0,1	-0,1
	CIS	2,485	2,501	2,496	0,6	0,4	-0,2
	E26	3,868	3,968	3,941	2,6	1,9	-0,7
	EA	0,411	0,411	0,411	-0,1	0	0,1
	MEX	3,797	3,817	3,809	0,5	0,3	-0,2
	NAF	3,801	3,817	3,811	0,4	0,3	-0,2
	ROW	2,687	2,699	2,694	0,4	0,3	-0,2
	SA	1,381	1,383	1,382	0,1	0,1	0
	SSA	1,293	1,295	1,294	0,1	0,1	0
	THA	1,94	1,946	1,944	0,3	0,2	-0,1
USA	4,769	4,778	4,775	0,2	0,1	-0,1	
Riz	ARG	7,322	7,325	7,324	0	0	0
	AUS	5,176	5,162	5,167	-0,3	-0,2	0,1
	BRA	4,697	4,697	4,697	0	0	0
	CHN	5,072	5,072	5,072	0	0	0
	CIS	2,966	2,962	2,963	-0,1	-0,1	0
	E26	4,679	4,828	4,787	3,2	2,3	-0,9
	EA	4,117	4,120	4,119	0,1	0	0
	MEX	3,915	3,907	3,91	-0,2	-0,1	0,1
	NAF	7,339	7,328	7,332	-0,1	-0,1	0,1
	ROW	3,452	3,451	3,451	0	0	0
	SA	3,511	3,512	3,512	0	0	0
	SEA	3,806	3,807	3,807	0	0	0
	SSA	1,886	1,885	1,885	-0,1	-0,1	0
	THA	2,891	2,891	2,891	0	0	0
USA	6,132	6,133	6,133	0	0	0	
Blé	ARG	4,521	4,530	4,526	0,2	0,1	-0,1
	AUS	1,726	1,732	1,729	0,3	0,2	-0,2
	BRA	2,938	2,942	2,94	0,1	0,1	-0,1
	CAN	3,274	3,278	3,276	0,1	0,1	-0,1
	CHN	5,247	5,264	5,257	0,3	0,2	-0,1

		CIS	2,781	2,789	2,786	0,3	0,2	-0,1
		E26	5,164	5,395	5,332	4,5	3,3	-1,2
		EA	4,489	4,494	4,492	0,1	0,1	0
		MEX	5,624	5,639	5,632	0,3	0,1	-0,1
		NAF	3,209	3,217	3,214	0,3	0,2	-0,1
		ROW	2,889	2,898	2,894	0,3	0,2	-0,1
		SA	3,734	3,750	3,744	0,4	0,3	-0,2
		SSA	3,009	3,017	3,014	0,3	0,2	-0,1
		THA	0,935	0,935	0,935	0	0	0
		USA	3,456	3,459	3,458	0,1	0,1	0
Fourrages	Herbe	ARG	7,109	7,109	7,109	0	0	0
		AUS	1,788	1,788	1,788	0	0	0
		BRA	11,748	11,748	11,748	0	0	0
		CAN	8,461	8,461	8,461	0	0	0
		CHN	3,081	3,081	3,081	0	0	0
		CIS	1,471	1,471	1,471	0	0	0
		E26	11,306	11,306	13,567	0	20	20
		EA	20,833	20,833	20,833	0	0	0
		MEX	8,036	8,036	8,036	0	0	0
		NAF	1,104	1,104	1,104	0	0	0
		ROW	3,528	3,528	3,528	0	0	0
		SA	22,249	22,249	22,249	0	0	0
		SEA	10,799	10,799	10,799	0	0	0
		SSA	2,742	2,742	2,742	0	0	0
		THA	28,922	28,922	28,922	0	0	0
		USA	3,808	3,808	3,808	0	0	0
			Maïs ensilage	AUS	77,969	77,969	77,969	0
CAN	44,788			44,788	44,788	0	0	0
CIS	27,291			27,291	27,291	0	0	0
E26	49,658			49,658	49,658	0	0	0
ROW	46,373			46,373	46,373	0	0	0
USA	51,574			51,574	51,574	0	0	0
Oléagineux	Palmier			BRA	52,677	52,851	52,792	0,3
		CHN	37,346	37,415	37,398	0,2	0,1	0
		MEX	20,459	20,482	20,478	0,1	0,1	0
		ROW	25,188	25,233	25,223	0,2	0,1	0
		SEA	30,461	30,464	30,456	0	0	0
		SSA	10,913	10,948	10,937	0,3	0,2	-0,1
		THA	18,617	18,660	18,648	0,2	0,2	-0,1
			Colza	ARG	1,916	1,918	1,917	0,1
AUS	1,245			1,248	1,247	0,2	0,2	-0,1
BRA	1,731			1,733	1,732	0,1	0,1	-0,1
CAN	2,311			2,314	2,312	0,1	0	-0,1
CHN	2,242			2,246	2,244	0,2	0,1	-0,1
CIS	1,899			1,904	1,902	0,2	0,2	-0,1
E26	3,29			3,482	3,429	5,8	4,2	-1,5

		EA	1,487	1,488	1,488	0,1	0,1	0
		MEX	1,372	1,375	1,373	0,2	0,1	-0,1
		NAF	2,581	2,588	2,585	0,3	0,2	-0,1
		ROW	3,767	3,777	3,772	0,3	0,1	-0,1
		SA	1,329	1,333	1,331	0,3	0,2	-0,1
		SSA	1,316	1,320	1,318	0,3	0,2	-0,1
		USA	2,289	2,293	2,291	0,2	0,1	-0,1
	Soja	ARG	2,773	2,776	2,774	0,1	0	-0,1
		AUS	1,997	2,002	1,999	0,2	0,1	-0,1
		BRA	3,145	3,150	3,147	0,2	0,1	-0,1
		CAN	2,647	2,650	2,648	0,1	0	-0,1
		CHN	1,881	1,884	1,882	0,1	0,1	-0,1
		CIS	2,082	2,085	2,083	0,2	0	-0,1
		E26	3,161	3,339	3,29	5,6	4,1	-1,5
		EA	1,603	1,605	1,604	0,1	0,1	0
		MEX	2,165	2,169	2,166	0,2	0	-0,1
		NAF	3,676	3,685	3,68	0,2	0,1	-0,1
		ROW	2,271	2,275	2,273	0,2	0,1	-0,1
		SA	1,085	1,087	1,086	0,2	0,1	-0,1
		SEA	1,792	1,796	1,794	0,2	0,1	-0,1
		SSA	1,896	1,901	1,898	0,2	0,1	-0,1
		THA	2,017	2,021	2,019	0,2	0,1	-0,1
		USA	3,29	3,294	3,292	0,1	0,1	-0,1
	Tournesol	ARG	2,292	2,295	2,294	0,1	0,1	0
		AUS	1,122	1,125	1,124	0,2	0,2	0
		BRA	1,526	1,528	1,527	0,1	0,1	0
		CAN	1,918	1,921	1,92	0,1	0,1	0
		CHN	2,238	2,243	2,241	0,2	0,1	-0,1
		CIS	1,591	1,594	1,593	0,2	0,1	-0,1
		E26	1,969	2,058	2,034	4,5	3,3	-1,2
		NAF	1,951	1,956	1,954	0,3	0,2	-0,1
		ROW	1,761	1,765	1,763	0,2	0,1	-0,1
		SA	0,911	0,913	0,912	0,2	0,1	-0,1
		SSA	1,29	1,294	1,292	0,3	0,2	-0,1
		THA	1,019	1,021	1,02	0,2	0,1	-0,1
		USA	1,849	1,852	1,85	0,1	0,1	-0,1
Autres cultures	Coprah	MEX	2,124	2,127	2,126	0,1	0,1	0
		ROW	0,885	0,886	0,885	0,1	0	-0,1
		SA	0,508	0,509	0,509	0,2	0,2	0
		SEA	1,465	1,468	1,467	0,2	0,1	0
		SSA	0,328	0,342	0,342	4,4	4,3	-0,1
		THA	0,605	0,605	0,605	0	0	0
	Coton	ARG	0,695	0,695	0,695	0	0	0
		AUS	4,186	4,190	4,188	0,1	0	-0,1
		BRA	3,107	3,108	3,107	0	0	0
		CHN	3,226	3,226	3,226	0	0	0

	CIS	1,117	1,118	1,117	0,1	0	-0,1
	E26	2,111	2,171	2,155	2,8	2,1	-0,7
	MEX	2,703	2,703	2,703	0	0	0
	NAF	1,451	1,452	1,452	0,1	0,1	0
	ROW	1,899	1,902	1,901	0,1	0,1	0
	SA	1,225	1,226	1,226	0,1	0,1	0
	SSA	0,722	0,723	0,722	0,1	0	-0,1
	THA	0,859	0,861	0,86	0,2	0,1	-0,1
	USA	1,515	1,516	1,515	0	0	0
Arachide	ARG	1,9	1,901	1,9	0,1	0	-0,1
	AUS	1,547	1,550	1,549	0,2	0,1	-0,1
	BRA	2,425	2,428	2,426	0,1	0	-0,1
	CHN	2,732	2,737	2,735	0,2	0,1	-0,1
	CIS	1,915	1,919	1,917	0,2	0,1	-0,1
	E26	0,765	0,780	0,776	2	1,4	-0,6
	EA	1,766	1,767	1,766	0,1	0	-0,1
	MEX	1,326	1,328	1,327	0,1	0,1	0
	NAF	2,697	2,704	2,701	0,2	0,1	-0,1
	ROW	1,7	1,703	1,702	0,2	0,1	-0,1
	SA	0,864	0,866	0,865	0,2	0,1	-0,1
	SEA	2,077	2,082	2,079	0,2	0,1	-0,1
	SSA	0,845	0,847	0,846	0,2	0,1	-0,1
	THA	1,199	1,202	1,201	0,2	0,2	-0,1
	USA	3,09	3,094	3,092	0,1	0,1	-0,1
Pois	ARG	1,253	1,255	1,254	0,2	0,1	-0,1
	AUS	1,526	1,554	1,551	1,8	1,6	-0,2
	BRA	2,781	2,788	2,785	0,2	0,1	-0,1
	CAN	2,744	2,748	2,746	0,2	0,1	-0,1
	CHN	1,325	1,327	1,326	0,1	0,1	0
	CIS	2,115	2,123	2,119	0,4	0,2	-0,2
	E26	2,41	2,473	2,456	2,6	1,9	-0,7
	EA	2	2,000	2	0	0	0
	MEX	0,806	0,806	0,806	0	0	0
	NAF	0,961	0,962	0,962	0,1	0,1	0
	ROW	1,796	1,803	1,8	0,4	0,2	-0,1
	SA	1,065	1,067	1,066	0,2	0,1	-0,1
	SSA	0,841	0,842	0,842	0,1	0,1	0
	USA	2,767	2,774	2,771	0,3	0,1	-0,1
Canne à sucre	ARG	78,554	78,604	78,577	0,1	0	0
	AUS	87,547	87,788	87,689	0,3	0,2	-0,1
	BRA	92,41	92,531	92,472	0,1	0,1	-0,1
	CHN	75,914	75,996	75,953	0,1	0,1	-0,1
	E26	79,365	79,365	79,365	0	0	0
	EA	51,324	51,361	51,343	0,1	0	0
	MEX	79,296	79,451	79,378	0,2	0,1	-0,1
	NAF	114,29	114,51	114,419	0,2	0,1	-0,1

	ROW	96,042	96,205	96,135	0,2	0,1	-0,1
	SA	92,341	92,499	92,437	0,2	0,1	-0,1
	SEA	68,984	69,038	69,011	0,1	0	0
	SSA	56,791	56,893	56,852	0,2	0,1	-0,1
	THA	100,06	100,23	100,164	0,2	0,1	-0,1
		3	6				
	USA	86,307	86,400	86,355	0,1	0,1	-0,1
Betterave sucrière	CAN	59,56	59,648	59,6	0,1	0,1	-0,1
	CHN	57,526	57,626	57,574	0,2	0,1	-0,1
	CIS	46,811	46,932	46,876	0,3	0,1	-0,1
	E26	71,343	75,604	74,412	6	4,3	-1,6
	EA	64,415	64,489	64,452	0,1	0,1	-0,1
	NAF	51,066	51,174	51,113	0,2	0,1	-0,1
	ROW	68,949	69,106	69,024	0,2	0,1	-0,1
	SA	26,963	27,026	27,001	0,2	0,1	-0,1
	SSA	14,545	14,545	14,545	0	0	0
	USA	70,71	70,786	70,744	0,1	0	-0,1

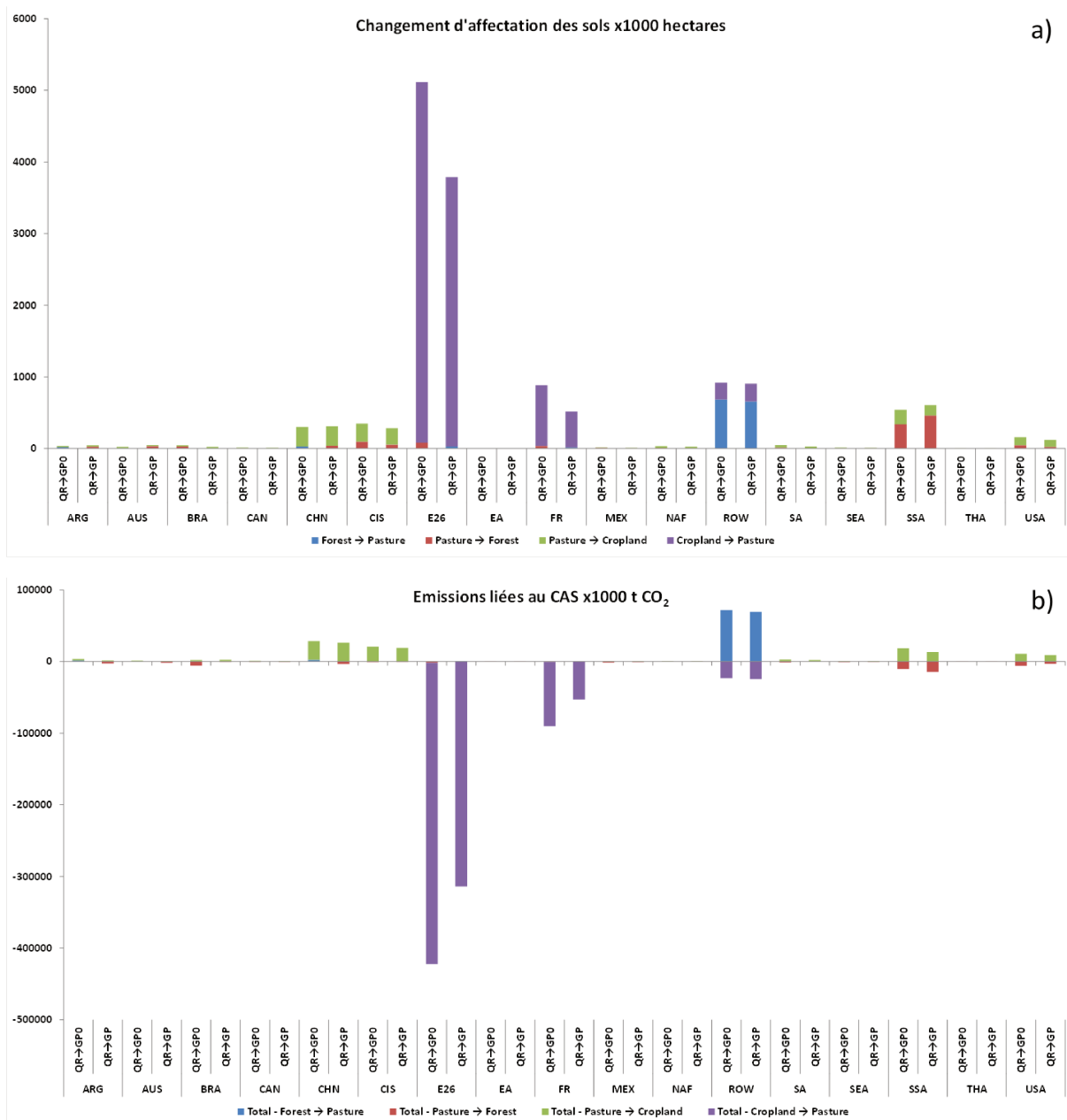


Figure S1 : Changement d'affectation des sols (a) et émissions de CO₂ associées (b).

QR : marchés agricoles projetés en 2030, sans quotas laitiers ; GP0 : marchés agricoles projetés en 2030, sans quotas laitier, prime à l'herbe = 60% du prix de l'herbe, rendements des prairies identique à QR ; GP : marchés agricoles projetés en 2030, sans quotas laitier, prime à l'herbe = 60% du prix de l'herbe, rendements des prairies augmenté de 20% en Union Européenne par rapport à QR.

FR : France ; ARG : Argentine ; AUS : Australie ; BRA : Brésil ; CAN : Canada ; CHN : Chine ; CIS : Ex-Union Soviétique ; E26 : Union Européenne sans la France ; EA : Asie de l'Est ; MEX : Mexique ; NAF : Afrique du Nord ; ROW : Reste du monde ; SA : Asie du Sud ; SEA : Asie du Sud-Est ; SSA : Afrique Sub-Saharienne ; THA : Thaïlande ; USA : Etats-Unis d'Amérique.

Annexe 2.

Analyse de sensibilité des résultats de simulation à la valeur de l'élasticité de transformation de l'agrégat des autres facteurs et intrants de production entre les secteurs bovins lait et viande en France

Tableau S1 : Evolution des quantités produites (millions de tonnes de lait et millions de tonnes équivalent carcasse) pour les différentes valeurs prises par l'élasticité de transformation de la fonction CET dans les secteurs bovins français (la valeur initiale est de 0,1). Simulations réalisées sur le scénario QR : marchés agricoles projetés en 2030, sans quotas laitiers. FR : France ; ARG : Argentine ; AUS : Australie ; BRA : Brésil ; CAN : Canada ; CHN : Chine ; CIS : Ex-Union Soviétique ; E26 : Union Européenne sans la France ; EA : Asie de l'Est ; MEX : Mexique ; NAF : Afrique du Nord ; ROW : Reste du monde ; SA : Asie du Sud ; SEA : Asie du Sud-Est ; SSA : Afrique Sub-Saharienne ; THA : Thaïlande ; USA : Etats-Unis d'Amérique.

Produit	Zone MATSIM- LUCA	Type de système	Valeur de l'élasticité de transformation			Moyenne	CV (%)
			0,05	0,1	0,25		
Lait	FR	H	4,803	5,257	5,077	4,866	8,3
	FR	O	0,132	0,258	1,873	0,582	148,4
	FR	G	1,386	2,586	10,549	3,813	119,4
	FR	IG	1,106	2,065	8,867	3,156	122,2
	FR	M	4,999	9,374	40,94	14,485	123,3
	FR	IM	2,06	3,818	14,817	5,449	116,5
	FR	VIM	0,337	0,642	1,478	0,654	89,3
	FR	FR-Total	14,823	24,001	83,599	33,005	103,8
Viande bovine	FR	FR-Total	1,413	1,618	2,455	1,692	31,1
Lait	USA		102,663	101,989	97,533	101,308	2,5
	CAN		8,587	8,536	8,186	8,481	2,4
	BRA		39,191	38,896	36,929	38,593	2,9
	ARG		19,776	19,632	18,698	19,491	2,8
	SEA		1,767	1,755	1,676	1,743	2,6
	SA		275,935	272,096	247,765	268,482	5,2
	CHN		63,276	62,861	60,082	62,433	2,5
	SSA		48,194	47,882	45,706	47,537	2,6
	EA		11,238	11,165	10,675	11,089	2,5
	NAF		22,673	22,455	20,982	22,227	3,8
	THA		1,049	1,041	0,982	1,031	3,2
	AUS		12,48	12,39	11,777	12,294	2,8
	MEX		14,088	13,991	13,34	13,89	2,7
	CIS		77,394	76,978	74,208	76,553	2,1
	E26		137,389	136,701	132,367	136,061	1,8
ROW		120,599	119,786	114,41	118,964	2,6	
Viande bovine	USA		15,019	14,979	14,792	14,958	0,8
	CAN		1,869	1,863	1,839	1,861	0,8
	BRA		11,626	11,619	11,607	11,621	0,1
	ARG		5,242	5,24	5,231	5,239	0,1
	SEA		1,149	1,146	1,133	1,144	0,7
	SA		7,21	7,183	7,085	7,176	0,9
	CHN		9,531	9,524	9,513	9,526	0,1
	SSA		7,58	7,584	7,643	7,596	0,4
	EA		1,174	1,172	1,166	1,172	0,4
	NAF		1,852	1,845	1,806	1,839	1,3
	THA		0,379	0,378	0,374	0,378	0,7
	AUS		3,229	3,223	3,206	3,222	0,4

MEX	2,534	2,531	2,526	2,532	0,2
CIS	4,315	4,311	4,305	4,312	0,1
E26	6,762	6,732	6,548	6,705	1,6
ROW	8,727	8,716	8,675	8,713	0,3

RÉSUMÉ

ABSTRACT

Combiner Analyse du Cycle de Vie et modèles économiques pour l'évaluation ex-ante d'instruments de politiques publiques – Application au secteur laitier français.

L'Analyse du Cycle de Vie (ACV) est une méthode d'évaluation multicritère des impacts environnementaux des biens et services. A ces débuts, l'ACV, dite Attributionnelle (ACVA), s'est attachée à analyser les impacts environnementaux dans des situations statiques pour la réalisation d'études comparatives, la communication environnementale et le développement de produits. De récents développements méthodologiques ont vu l'émergence de l'ACV Conséquentielle (ACVC) qui vise à quantifier les impacts directs et indirects de changements, via les mécanismes de marchés, permettant ainsi l'évaluation de politiques publiques. Cette thèse vise à proposer un cadre méthodologique pour l'évaluation d'instruments de politiques publiques dans le secteur de l'élevage laitier en combinant ACV et modèles économiques. Elle s'articule autour de trois axes : i) identification et caractérisation des performances environnementales de technologies de production laitières par ACVA ; ii) adaptation du modèle économique MATSIM-LUCA pour les besoins de la thèse ; iii) évaluation par ACVC des impacts environnementaux de la suppression des quotas laitiers et de l'introduction d'une prime à l'herbe en Europe. Les travaux réalisés fournissent : i) une première proposition méthodologique pour l'évaluation d'instruments de politiques publiques par ACVC dans le secteur de l'élevage et ii) plusieurs pistes d'amélioration nécessaires pour rendre la méthode opérationnelle pour les décideurs publics.

Mots-clés : Analyse du Cycle de Vie Conséquentielle, modèle d'équilibre partiel, MATSIM-LUCA, politiques publiques, quota laitier, prime à l'herbe, production laitière, impacts environnementaux, changement d'affectation des sols, intensification

Combining Life Cycle Assessment and economic modelling for ex-ante assessment of public policies instruments – Application to French dairy production.

Life Cycle Assessment (LCA) is a multicriteria method to assess environmental impacts of goods and services. In its early stages, LCA, known as Attributional (ALCA), was used to assess environmental impacts in a status-quo situation for benchmarking, environmental communication and product development. Recent methodological developments led to Consequential LCA (CLCA), which aims to quantify direct and indirect impacts of changes, through market mechanisms, allowing for public policy assessment. The aim of this Ph.D. thesis is to develop a methodological framework to assess public policy instruments in the livestock sector by combining LCA and economic modelling. This thesis is organized into three axes: i) identification and characterization of environmental performances of dairy production technologies through ALCA; ii) adaptation of MATSIM-LUCA economic model to the needs of the thesis; iii) environmental impact assessment through CLCA of dairy quota removal and implementation of a grass premium in the European Union. This work provides i) initial development of a methodological framework for assessing public policy instruments in the livestock sector and ii) identification of several improvements needed to make the method operational for stakeholders.

Keywords: Consequential Life Cycle Assessment, partial equilibrium model, MATSIM-LUCA, public policies, dairy quota, grassland premium, dairy production, environmental impacts, land-use change, intensification



AGROCAMPUS OUEST • Institut supérieur des sciences agronomiques, agroalimentaires, horticoles et du paysage
65 rue de Saint-Brieuc – CS84215 – F-35042 Rennes Cedex
Tél. : 02 23 48 50 00
www.agrocampus-ouest.fr

