

Titre: Intégration de l'analyse du cycle de vie dans le processus de prise de décision : application à la bioraffinerie à base de triticales en Alberta
Title:

Auteur: Gladys Liard
Author:

Date: 2011

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Liard, G. (2011). Intégration de l'analyse du cycle de vie dans le processus de prise de décision : application à la bioraffinerie à base de triticales en Alberta
Citation: [Master's thesis, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie.
<https://publications.polymtl.ca/696/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie:
PolyPublie URL: <https://publications.polymtl.ca/696/>

Directeurs de recherche: Réjean Samson, Pascal Lesage, & Paul R. Stuart
Advisors:

Programme: Génie chimique
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

INTÉGRATION DE L'ANALYSE DU CYCLE DE VIE DANS LE
PROCESSUS DE PRISE DE DÉCISION : APPLICATION À LA
BIORAFFINERIE À BASE DE TRITICALE EN ALBERTA

GLADYS LIARD

DÉPARTEMENT DE GÉNIE CHIMIQUE
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CHIMIQUE)

DÉCEMBRE 2011

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé:

INTÉGRATION DE L'ANALYSE DU CYCLE DE VIE DANS LE PROCESSUS DE
PRISE DE DÉCISION : APPLICATION À LA BIORAFFINERIE À BASE DE
TRITICALE EN ALBERTA

présenté par : LIARD Gladys

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

Mme DESCHÊNES Louise, Ph.D, présidente

M. SAMSON Réjean, Ph.D, membre et directeur de recherche

M. STUART Paul, Ph.D, membre et codirecteur de recherche

M. LESAGE Pascal, Ph.D, membre et codirecteur de recherche

Mme GAUDREAU Caroline, Ph.D, membre

DÉDICACE

À tous ceux qui m'ont soutenue.

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier particulièrement Pascal Lesage et Paul Stuart pour leur aide et leur accompagnement tout au long de mon projet ainsi que Virginie, Shabnam et Cédric pour leur soutien et avec qui j'ai eu tant de plaisir de travailler en équipe.

Je remercie Rejean Samson de m'avoir acceptée au Ciraig et pour ses conseils.

Enfin, je veux remercier chaleureusement tous les étudiants et analystes avec qui j'ai partagé ma maîtrise et en particulier :

- Mes collègues du B-657 : les feus ciraigaulois : Émilie et Greg pour leurs conseils que je n'ai malheureusement pas toujours écoutés. Victor pour son humour et sa bonne humeur même dans ses galères. Ceux encore parmi nous : Viêt, chef informatique du bureau qui a toujours toutes les informations à portée de souris, Guillaume pour ses conseils, Arianne pour avoir bravée la relecture de mon article, deux fois!
- Sans oublier mes collègues de la banlieue et du centre ville : Steph et Vincent pour nos nombreux fous rires et saine compétition de GCH 6313, Shirley, Alyson et P.O. pour nos pauses à la cuisine ou ailleurs, nos ballades de soutien et encore nos fous rires. Et bien sûr, Jo pour avoir bravé la première relecture de mon article, ses conseils et pour tout le reste.

Je veux aussi remercier Milan, Dieudonné et Marzouk pour leur patience lors de nos multiples panels que l'humour de Milan a fait passer plus vite.

Enfin, merci à tous mes amis et famille outremer qui ont parfois réussi à me faire relativiser.

RÉSUMÉ

Le concept de développement durable et la prise de conscience de nos impacts sur l'environnement ont rendu nécessaire la prise en compte de l'environnement dès les premières phases de développement de projets à long terme. L'analyse de cycle de vie (ACV) est un outil reconnu qui permet d'évaluer les impacts potentiels d'un produit sur l'ensemble de son cycle de vie, cependant ses résultats sont difficiles à intégrer dans une prise de décision. Le travail présenté dans ce mémoire s'intéresse d'une part à la comparaison de différentes technologies de bioraffinerie et d'autre part à l'intégration des résultats d'ACV dans le processus de prise de décision; notamment à l'identification de critères environnementaux pertinents à un contexte spécifique. Une méthodologie basée sur un panel d'analyse décisionnelle multicritères a été développée et appliquée à un ensemble de technologies de bioraffinerie à base de triticales qui se divisent en trois plateformes : les biocarburants, les bioplastiques et les biomatériaux. Le triticale, qui est une céréale issue du croisement entre le blé et le seigle est utilisé car son rendement, actuellement légèrement supérieur au blé, a un fort potentiel de croissance et son grain a une haute teneur en amidon ce qui lui donne un bon potentiel pour l'utilisation industrielle.

Du point de vue de la prise de décision, l'étude a montré que la normalisation est une étape méthodologique critique pour l'interprétation d'indicateurs issus de l'ACV car c'est elle qui donne de l'information sur l'amplitude des impacts évalués mais qu'il n'existe pas de solution idéale. Les quatre critères identifiés comme les plus importants dans le contexte d'un investissement dans une bioraffinerie d'acide polylactique en Alberta sont les émissions de GES, la consommation de ressources non renouvelables, l'occupation de terres agricoles et la santé humaine. Ces critères ont été introduits dans une prise de décision globale fictive, incluant des aspects de performance économique et de compétitivité sur le marché et les émissions de GES ont été jugées être le deuxième critère décisionnel le plus important. La méthodologie mise en place pour identifier les critères environnementaux pertinents a donc amené les décideurs fictifs à ne pas négliger l'environnement dans leur prise de décision.

Les ACV consécutives faites au cours du projet ont montré que pour les trois plateformes, l'utilisation d'un procédé de mouture humide mène à des impacts totaux plus élevés qu'avec une mouture à sec et qu'ajouter une étape de décorticage en début de ligne de grain n'influe pas sur les performances environnementales des bioraffineries. D'autre part, la

conversion de la paille en éthanol par fermentation mène à des impacts plus élevés que par gazéification et une unité d'ultrafiltration dans la production de PLA permet de diminuer les impacts sur toutes les catégories. Enfin, pour toutes les plateformes, produire plus d'électricité à partir de résidus agricoles réduit les émissions de GES, la consommation des ressources et l'acidification aquatique, mais augmente les impacts sur la qualité des écosystèmes et l'occupation des terres agricoles.

ABSTRACT

In order to reach a sustainable development, environment must be integrated in decision-making process at early stage of development. Life cycle analysis (LCA) is a recognised tool to evaluate potential impacts of a product or process on environment considering all its life cycle, however its results are hard to integrate in decision-making. This work is therefore on the integration of LCA results in decision-making process and especially on the identification of relevant environmental criteria in a specific context. A methodology based on a multi-criteria decision-making panel was developed and applied to three triticale-based bioraffineries platforms: biofuel, biochemical and biomaterial. Triticale is a biomass of interest because it has a high yield growth potential and a high content of starch that give it a good potential for industrial use.

The project has shown that normalization is a critical step for LCA indicators interpretation because it is normalization that gives information on the significance of the results. The four criteria identified to be the most important in a fictive decision-making for investment in biochemical platform in Alberta were greenhouse gas (GHG) emissions, non-renewable resources, cropland occupation and human health. These criteria were included in a global decision-making along with economic and competitiveness and GHG emissions were considered to be the second most important criterion. The methodology developed to identify relevant environmental criteria lead therefore the fictive decision-makers to consider seriously environmental issues in their choice.

The LCAs performed on the three platforms lead to different conclusions on process unit choices that should be considered acknowledging that a consequential approach was taken and that hypotheses were made. On all platforms, wet milling process lead to higher impacts than dry milling and adding a pearling unit at the beginning of the grain line do not affect environmental performances. Ethanol production through fermentation creates more impacts than through gasification and ultrafiltration enable significant saving on all categories compared to the classic separation unit. Finally, for all platforms, maximising electricity production by burning all the straw reduces GHG emissions, non-renewable resources and aquatic acidification but increase impacts on ecosystem quality and cropland occupation.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT	VII
TABLE DES MATIÈRES	VIII
LISTE DES TABLEAUX.....	XII
LISTE DES FIGURES	XIII
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XV
LISTE DES ANNEXES	XVII
INTRODUCTION.....	1
Problématique.....	1
Contenu du mémoire	2
CHAPITRE 1 REVUE DE LITTÉRATURE.....	3
1.1 La bioraffinerie.....	3
1.1.1 La biomasse.....	6
1.1.2 Les procédés de conversion.....	8
1.2 L'éthanol, le PLA et le TPS trois produits issus de la bioraffinerie à fort potentiel.	10
1.2.1 L'éthanol	10
1.2.2 L'acide polylactique (PLA) et le thermoplastique à base d'amidon (TPS)	12
1.2.3 Les biocomposites	13
1.3 L'analyse de cycle de vie	13
1.3.1 Méthodologie	14
1.3.2 Approche attributionnelle versus conséquentielle.....	17

1.4	L'ACV appliquée à la bioraffinerie	20
1.4.1	Éthanol	20
1.4.2	PLA	23
1.4.3	TPS	24
1.4.4	Bio composites	25
1.5	La prise de décision.....	26
1.5.1	Les outils d'aide à la décision multicritère.....	26
1.5.2	Sélection de critères environnementaux basés sur l'ACV	32
1.5.3	Normalisation de critères environnementaux basés sur l'ACV	34
1.6	Résumé de la revue de littérature	37
CHAPITRE 2 HYPOTHÈSES ET OBJECTIFS		40
CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE		41
3.1	Méthodologie générale.....	41
3.2	Définition des scénarios	42
3.2.1	Cas de base d'éthanol	43
3.2.2	Cas de base du PLA	43
3.2.3	Cas de base du mélange de TPS-PLA.....	44
3.2.4	Les scénarios	45
3.3	Analyses de cycle de vie	45
3.3.1	Objectifs de l'étude	46
3.3.2	Fonctions, unités fonctionnelles, flux de références et frontières des systèmes	46
3.3.3	Choix de l'approche conséquentielle	47
3.3.4	Méthodes de calcul.....	50
3.3.5	Collecte et sources de données.....	51

3.3.6	Description des systèmes et hypothèses de modélisation	51
3.4	Sélection des critères pour une prise de décision durable	53
3.4.1	Développement d'un ensemble de facteurs de normalisation régionalisé pour faciliter l'interprétation	54
3.4.2	Analyse AMCD pour identifier les critères nécessaires et suffisants	54
CHAPITRE 4	RÉSULTATS.....	57
4.1	Présentation de l'article	57
4.2	Systematic Assessment of Triticale-based Biorefinery Strategies: Environmental Evaluation using Life-Cycle Assessment.....	57
4.2.1	Abstract	57
4.2.2	Introduction	58
4.2.3	Methodology	59
4.2.4	Life-cycle assessment.....	61
4.2.5	Criterion definition and selection for sustainability assessment	65
4.3	Results and Discussions	66
4.3.1	LCA results for process alternatives	66
4.3.2	MCDM results.....	71
4.3.3	Benefits of triticale	74
4.4	Conclusions	75
4.5	Implication of results.....	76
4.6	Acknowledgments	77
4.7	References	77
4.8	Résultats supplémentaires	80
4.8.1	Identification des critères	80
4.8.2	Facteur de normalisation des émissions de GES.....	82

CHAPITRE 5	DISCUSSION GÉNÉRALE.....	83
5.1	ACV des options bioraffineries.....	83
5.1.1	Méthode de gestion des coproduits	83
5.1.2	Changements indirects d'utilisation des terres (iLUC)	84
5.1.3	Carbone biogénique.....	85
5.2	Intégration de l'ACV dans l'AMCD.....	85
5.2.1	Application de la méthode de Gaudreault (2008)	86
5.2.2	Importance de la normalisation	86
5.2.3	Choix des facteurs de normalisation	87
5.2.4	Impact d'avoir utilisé l'AMCD pour la sélection des critères environnementaux.....	88
CHAPITRE 6	CONCLUSION & RECOMMANDATIONS	90
BIBLIOGRAPHIE	92
ANNEXES	101

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1-1: Composition chimique de diverses biomasses.....	6
Tableau 1-2: Propriétés du triticale comparé au blé.....	8
Tableau 1-3: Inventaire des méthodes d'AMCD classées selon Wang et al. (2009).....	27
Tableau 1-4: Résumé de la revue de littérature sur les ACV des trois produits à l'étude	38
Tableau 3-1: Description des scénarios étudiées.....	45
Table 4-1: Description of alternatives.	61
Table 4-2: Functional unit for each platform	62
Table 4-3: Affected processes and substitution ratio	64
Table 4-4: Context-specific normalization factors	66
Tableau C-1: Hypothèses de transport considérées.....	110
Tableau C-2: Production d'éthanol des lignes de grain et paille, co-produits et biomasse	111
Tableau C-3: Inventaire de la ligne de paille - Fermentation - Mis à l'échelle de 1 kg d'éthanol produit	111
Tableau C-4: Inventaire des lignes de grain - Mis à l'échelle de 1 kg d'éthanol produit	112
Tableau C-5: Inventaire de la ligne de paille - Gazéification - Mis à l'échelle de 1 kg d'éthanol produit	113
Tableau C-6: Inventaires des scénarios PLA - Mis à l'échelle de 100 000 tonnes de PLA produits	114
Tableau D-1: Résultats de <i>trade-off</i> du MCDM.....	119
Tableau D-2: Résultats d'ACV normalisés (x) et fonctions d'utilités (u) des scénarios pour tous les critères.....	120

LISTE DES FIGURES

Figure 1-1: Principes et produits de la bioraffinerie. <i>Adapté de (Kamm & Kamm, 2004) avec l'aimable autorisation de Springer Science et Business Media</i>	4
Figure 1-2: Schéma général d'une bioraffinerie céréalière complète. <i>(Kamm & Kamm, 2004), reproduit avec l'aimable autorisation de Springer Science et Business Media</i>	5
Figure 1-3: Principaux composants d'intérêt pour la bioraffinerie des cultures céréalières	7
Figure 1-4: Étapes principales de production d'éthanol. <i>(Hamelinck et al., 2005)</i>	10
Figure 1-5: Production mondiale d'éthanol pour usage de carburants	11
Figure 1-6: Capacité mondiale de production des bioplastiques jusqu'en 2020 basé sur des déclarations d'entreprise. <i>(Shen, et al., 2009)</i>	12
Figure 1-7: Méthodologie de l'ACV. <i>(ISO, 2006a)</i>	14
Figure 1-8: Schéma de la modélisation des impacts à partir de l'inventaire utilisant la méthode IMPACT 2002+. <i>Adapté de (Bécaert et al., 2007) et (Joliet et al., 2003)</i>	16
Figure 1-9: Méthodologie générale classique. <i>Traduit de (Janssen & Stuart, 2010)</i>	29
Figure 3-1: Méthodologie générale classique	41
Figure 3-2: Synopsis des Scénarios étudiés	42
Figure 3-3: Diagramme de flux du cas de base pour la plateforme d'Éthanol.....	43
Figure 3-4: Diagramme de flux du cas de base de la plateforme de PLA.....	44
Figure 3-5: Diagramme de flux du cas de base pour la plateforme de TPS.....	44
Figure 3-6: Description des frontières du système.....	50
Figure 3-7: Méthodologie pour identifier une famille de critères environnementaux cohérente, minimale et interprétable.....	53
Figure 4-1: Block flow diagrams of the ethanol, PLA, and TPS/PLA blend base cases.	60
Figure 4-2: Delimitation of system boundaries.....	62
Figure 4-3: Contribution profiles of ethanol, PLA, and TPS/PLA base cases.....	67

Figure 4-4: LCA results for ethanol, PLA, and TPS/PLA platforms, normalized using external reference factors adapted to the context of the study.	69
Figure 4-5: Weighting results from the MCDM panel.	72
Figure 4-6: PLA scenario ranking.	74
Figure 4-7: Sensitivity analysis on feedstock used for and growing conditions applied to Base Case – Ethanol.	75
Figure E-1: Analyse de sensibilité sur le choix du facteur iLUC.	121
Figure E-2: Analyse de sensibilité sur l'électricité affectée	122
Figure E-3: Impacts de la plateforme d'éthanol calculés avec la méthode ReCiPe vision Hiérarchique	123

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

ACV	Analyse du Cycle de Vie
ACV-A	Analyse du Cycle de Vie Attributionnelle
ACV-C	Analyse du Cycle de Vie Conséquentielle
ADMC	Analyse Décisionnelle Multicritères
AHP	Analytical Hierarchy Process
AICV	Analyse de l’Inventaire du Cycle de vie.
DGS	Distiller Grain and Solubles.
DDGS	Dry Distiller Grain and Solubles.
EICV	Évaluation des Impacts du Cycle de Vie
GES	Gaz à Effets de Serre
iLUC	indirect Land Use Change
ISO	International Standard Organization
LUCAS	LCIA method Used for a CANadian-Specific context
MAUT	Multi Attribute Utility Theory
NREL	National Renewable Energy Laboratory
PEBD	Polyéthylène Basse Densité
PEHD	Polyéthylène Haute Densité
PET	Polyéthylène Téréphtalate
PLA	Poly Lactic Acid
PP	Polypropylène
PS	Polystyrène
QE	Qualité des Écosystèmes
SH	Santé Humaine

TPS Thermo Plastic Starch

TWC Treated Wood Council

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A : DÉTAILS DES PROCÉDÉS BIOCHIMIQUES DE LA BIORAFFINERIE AGRICOLE.....	101
ANNEXE B : DIAGRAMMES DE FLUX DES SCÉNARIOS ÉTUDIÉS	106
ANNEXE C : DÉTAIL DES INVENTAIRES	110
ANNEXE D : RÉSULTATS DU PANEL MCDM	119
ANNEXE E : ANALYSES DE SENSIBILITÉ.....	121

INTRODUCTION

Problématique

Avec la prise de conscience des limites de notre environnement en terme de ressources et d'absorption de nos rejets, le concept de développement durable se répand de plus en plus. Les industriels sont donc incités à considérer les aspects environnementaux et sociaux dans leurs prises de décisions en complément des aspects techniques et économiques. Ce constat s'applique notamment au domaine de la bioraffinerie qui connaît un intérêt grandissant depuis les années 1970.

Cependant, on observe que dans plusieurs prises de décisions, les décideurs accordent peu d'importance aux critères environnementaux même lorsque ceux-ci sont inclus dans le processus de prise de décision (Janssen, 2007; Cohen et al., 2010). Cela peut être dû au fait que les décideurs n'accordent pas d'importance aux problématiques environnementales, qu'ils y accordent de l'importance, mais que les impacts ne sont pas importants ou ne sont pas discriminants dans la prise de décision à l'étude ou que les critères sont mal choisis et/ou définis de façon difficilement interprétables pour les décideurs. Dans le cas de critères mal choisis et/ou définis, la faible pondération accordée aux aspects environnementaux n'est donc pas le reflet de l'opinion des décideurs, mais d'une incompréhension des critères ou d'une difficulté à les interpréter.

Pour évaluer les impacts environnementaux d'un produit, procédé ou service d'un point de vue durable, l'analyse de cycle de vie (ACV) est un outil reconnu car il évite les déplacements d'impacts en considérant l'ensemble du cycle de vie du système à l'étude et un large éventail d'impacts environnementaux (Jolliet et al., 2005). Cependant, plusieurs auteurs ont déjà relevé la difficulté d'utiliser les résultats d'ACV dans un processus de prise de décision pour deux raisons principales : d'une part, certaines catégories d'impacts sont peu concrètes pour les décideurs, d'autre part, il manque de référentiels qui permettent d'évaluer la pertinence de chaque catégorie d'impacts dans un contexte donné (Miettinen & Hämäläinen, 1997), (Seppälä et al., 2001). La normalisation est l'étape qui répond à la deuxième problématique puisqu'elle permet d'identifier les catégories dont les impacts sont significatifs en apportant de l'information sur l'amplitude de ces impacts. Mathématiquement, cela est fait en divisant les impacts de chaque catégorie par les

impacts totaux d'un système de référence choisi (Norris, 2001). Pour aider à évaluer la pertinence de chaque critère, les systèmes de référence doivent être évaluables par les décideurs et pertinents dans le contexte de l'étude. Sans un bon choix de normalisation, les critères environnementaux sont donc difficilement interprétables. Les décideurs risquent alors de ne pas considérer les critères environnementaux représentant des impacts critiques ou de donner beaucoup d'importance à des critères représentant des impacts négligeables. Dans les deux cas, la qualité de la prise de décision est altérée et risque d'aboutir à des conséquences non désirées.

Pour amener les décideurs à mieux tenir compte des critères environnementaux, le travail présenté dans ce mémoire s'est donc intéressé à l'identification de critères environnementaux pertinents à considérer dans une prise de décision incluant des aspects économiques et de compétitivité dans le cas de la bioraffinerie à base de triticales.

Contenu du mémoire

Le projet de recherche a conduit à la rédaction d'un article scientifique intitulé *Systematic assessment of triticales based biorefinery strategies : environmental evaluation using LCA*, qui a été soumis au *Journal BioFPR: Biofuel, Bioproducts & Biorefining*. L'article rassemble l'ensemble des résultats de ce projet et est présenté au chapitre 4.

Ce mémoire est constitué de six parties. Tout d'abord, une revue de littérature est présentée afin de définir le contexte de la bioraffinerie et de présenter les deux outils utilisés dans le projet qui sont l'analyse du cycle de vie (ACV) et l'analyse décisionnelle multicritères (ADMC) ainsi que les spécificités de l'application de l'ACV à l'étude de la bioraffinerie (Chapitre 1). Cette revue de littérature a mené à la formulation de deux hypothèses de recherche et à l'identification des objectifs du projet présentés dans le Chapitre 2. La méthodologie mise en place pour répondre aux objectifs du travail est ensuite expliquée (Chapitre 3). Le Chapitre 4 est constitué de l'article soumis pour publication et de résultats complémentaires qui détaillent l'application de certaines parties de la méthodologie. La méthodologie suivie est reprise, puis les résultats sont présentés et discutés. Le Chapitre 5 reprend et complète les points de discussion abordés dans l'article. Enfin, une conclusion et des recommandations sont faites (Chapitre 6).

CHAPITRE 1 REVUE DE LITTÉRATURE

1.1 La bioraffinerie

Le bioraffinage, découvert dès le début du 19^e siècle, connaît un intérêt grandissant depuis les années 1970 dû à la hausse du prix du pétrole, à la volonté d'indépendance énergétique grandissante de certains pays et à la diminution des ressources pétrolières (Solomon et al., 2007; Cherubini, 2010). Bien que le concept de bioraffinage soit universel, il existe de multiples définitions. NREL (2009), par exemple, définit la bioraffinerie comme « une installation qui intègre des équipements et procédés de conversion pour produire des carburants, de l'énergie et des produits chimiques à partir de biomasse »¹. Cherubini (2010) décrit la bioraffinerie comme « un large éventail de technologies qui peut séparer la biomasse (bois, herbes, maïs...) en ses éléments simples (glucides, protéines, triglycéride...) qui peuvent être convertis en produits de valeur ajoutée, carburants et produits chimiques »². Parmi les nombreuses définitions, il est généralement accepté que le but de la bioraffinerie soit de produire une multitude de produits à partir d'un large éventail de différents types de biomasses comme le présente la Figure 1-1. La bioraffinerie est d'ailleurs souvent comparée à la raffinerie pétrolière (Kamm & Kamm, 2004). Les gouvernements voient dans le développement de la bioraffinerie l'opportunité de redynamiser leurs régions rurales et diversifier leurs activités, réduire leurs émissions de gaz à effets de serre et sécuriser leur ressources en énergie (Cherubini, 2010). Les industries y voient l'opportunité d'améliorer leurs plans d'affaires (Stuart et al., 2006).

¹ “A biorefinery is a facility that integrates conversion processes and equipments to produce fuels, power, and chemicals from biomass”

² “The biorefinery concept embraces a wide range of technologies able to separate biomass resources (wood, grasses, corn...) into their building blocks (carbohydrates, proteins, triglycerides...) which can be converted to value added products, biofuels and chemicals.”

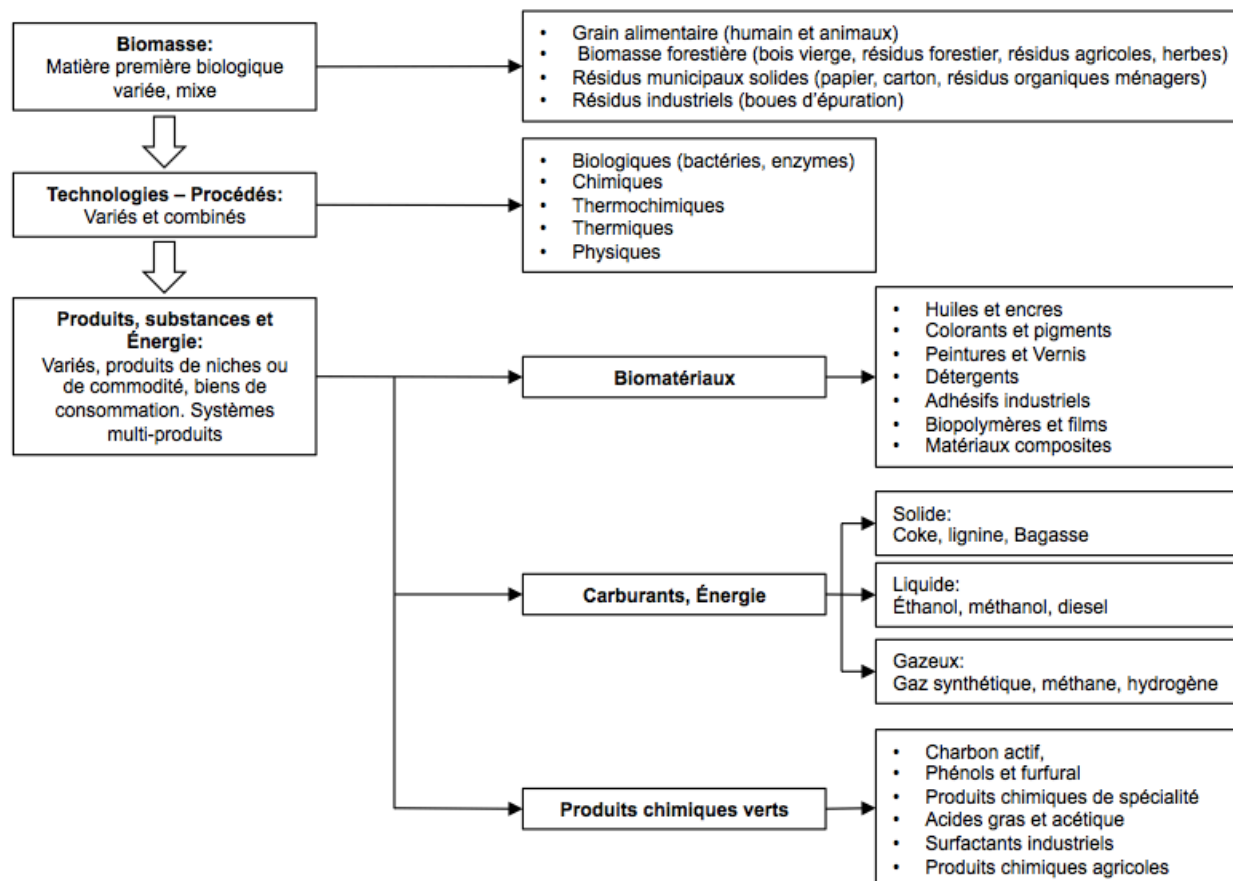


Figure 1-1: Principes et produits de la bioraffinerie. *Adapté de (Kamm & Kamm, 2004) avec l'aimable autorisation de Springer Science et Business Media*

La bioraffinerie, produisant initialement surtout du bioéthanol, s'est d'abord beaucoup développée pour des biomasses faciles à fermenter telles que des cultures à forte teneur en amidon et en sucre. Cependant, suite à son important développement des années 2000, la compétition de plus en plus grande de la matière première avec l'alimentaire a commencé à faire débat dans les médias (Reguly, 2009; Michigan State University, 2010). En 2009, plus d'un quart de la production américaine de maïs était utilisée pour produire de l'éthanol (Reguly, 2009). De plus, certains auteurs ont remis en question les bénéfices environnementaux de la bioraffinerie de première génération. En effet, en considérant les émissions de gaz à effets de serre (GES) émises lors de la transformation des terres qui aurait lieu pour compenser l'utilisation de terres agricoles pour un usage industriel, le bilan d'émissions de GES sur tout le cycle de vie de l'éthanol serait supérieur à celui de l'essence (Searchinger et al., 2008; Fargione et al., 2008). De plus, d'autres

études ont mis en valeur les impacts non négligeables de la production de la biomasse notamment sur l'eutrophisation (Bio Intelligence Service, 2010).

De ce fait, la recherche s'est tournée vers des biomasses lignocellulosiques qui ne consomment pas de ressources alimentaires et moins de terres agricoles fertiles. Kamm (2004) présente trois types de bioraffineries qui sont actuellement favorisées en recherche et développement : la bioraffinerie lignocellulosique, la bioraffinerie verte, et la bioraffinerie céréalière complète (grain et paille). Cette classification est basée sur le type de matière première utilisée. Alors que la bioraffinerie lignocellulosique utilise toute sorte de matières lignocellulosiques résiduelles telles que le bois, la paille ou le papier, la bioraffinerie verte consomme des herbes explicitement cultivées pour cet usage telles que la luzerne ou le trèfle. Finalement, la bioraffinerie céréalière complète (Figure 1-2) utilise l'intégralité d'une culture agricole incluant la paille et le grain, telle que le maïs, le blé, le triticale ou le seigle (Kamm & Kamm, 2004). Alors que la paille représente la partie lignocellulosique de la récolte, le grain peut être utilisé comme nourriture ou l'amidon peut être extrait pour être transformé en divers produits.

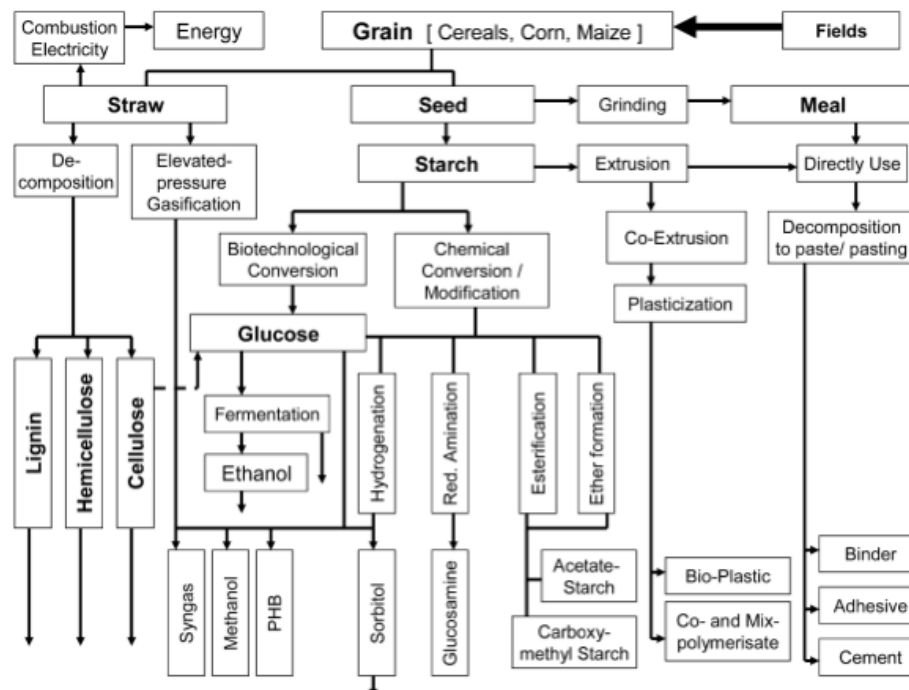


Figure 1-2: Schéma général d'une bioraffinerie céréalière complète. (Kamm & Kamm, 2004), reproduit avec l'aimable autorisation de Springer Science et Business Media

1.1.1 La biomasse

Le terme *biomasse* représente l'ensemble de la matière organique disponible de façon récurrente et renouvelable (U.S Congress, 2000). Elle peut être classée selon son origine (forestière, agricole, issue de l'aquaculture ou industrielle et municipale) (Bradley, 2006; Cherubini, 2010), selon si elle est de première ou deuxième génération (basée sur des cultures alimentaires ou lignocellulosiques), selon sa composition (glucides et lignine, triglycéride ou résidus organiques mixtes) ou une combinaison de ces critères (Perlack et al., 2005).

Les céréales sont composées du grain, principalement composé d'amidon, de fibre et de protéines, et de paille, principalement composée de cellulose, hémicellulose et lignine. Toute matière lignocellulosique est composée de cellulose, d'hémicellulose et de lignine mais en différentes proportions, tel que montré dans le tableau 1-1.

Tableau 1-1: Composition chimique de diverses biomasses.

Biomasse	COMPOSITION CHIMIQUE (en %)					
	Hémicellulose	Cellulose	Lignine	Protéines	Cendres	Autres
Bois blanc	30	45	20	0	0	5
Résidus forestier	18	51	20	0	0	10
Écorce	20	43	19	0	0	18
Triticale	27	40	9	4	4	16
Saule	18	39	27	0	0	16
Tige de blé	27	42	10	4	3	14
Tige d'orge	28	42	7	7	11	5
Fourrage de maïs	22	38	18	0	0	22
Déchets municipaux	0	0	0	0	17	83

Source (ECN, 2010)

Les différents composés sont décrits par Cherubini (2010) et présentés dans les paragraphes suivants et Figure 1-3. Ils sont tous, sauf la lignine, source de glucides qui sont le substrat de base pour la bioraffinerie biochimique. Les glucides sont composés de sucres à 5 carbones (C-5) tel que le xylose et l'arabinose et de sucres à 6 carbones (C-6) tels que le glucose, le galactose et le mannose.

L'amidon est un polymère composé de plusieurs centaines de molécules de glucose (C-6) facilement dépolymérisable par hydrolyse enzymatique ou attaque acide. Une fois dépolymérisés, les sucres sont facilement fermentables en éthanol ou autres produits chimiques.

La cellulose est une longue chaîne de glucose (C-6) dont la structure est beaucoup plus forte que l'amidon à cause de la configuration de ses liens entre les différents sucres.

L'hémicellulose est une molécule relativement amorphe composée de sucres C-5 et C-6. Elle est plus facile à dépolymériser que la cellulose via l'application de chaleur et/ou de produits chimiques.

La lignine est le liant entre la cellulose et l'hémicellulose. Elle ne peut pas être fermentée, mais peut être valorisée énergétiquement ou par extraction des produits chimiques qu'elle contient.

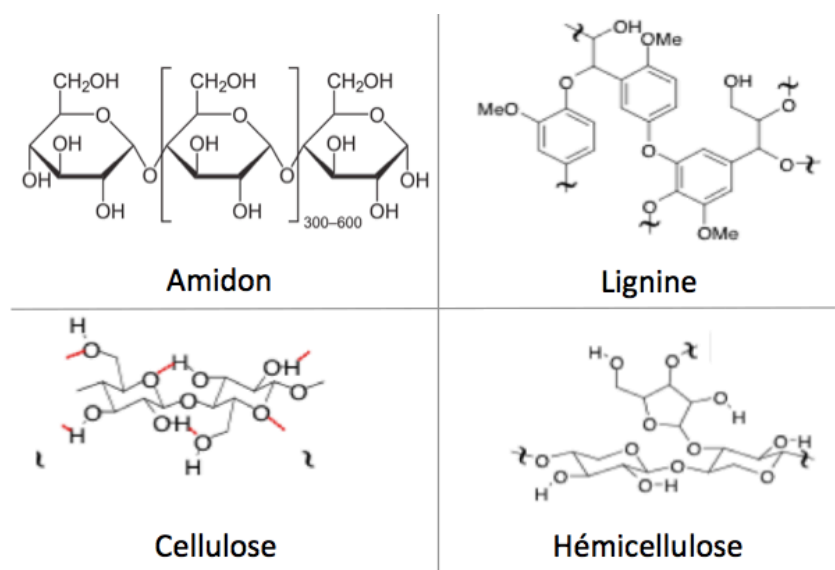


Figure 1-3: Principaux composants d'intérêt pour la bioraffinerie des cultures céréalières

1.1.1.1 Le triticale

Le triticale est un croisement entre le blé et le seigle développé dans les années 1870 en Ecosse (Ammar et al., 2004). En 2009, 15.7 millions de tonnes de triticale étaient récoltées sur une surface cultivée de 4.2 millions d'hectares (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2009) dont 34 000 hectares au Canada (Statistique Canada, 2010a). Le triticale a un plus grand rendement par hectare que le blé, est plus compétitif vis-à-vis des mauvaises herbes (Goyal

& Beres, 2011), présente une meilleure tolérance aux sécheresses et aux parasites (Erekul & Köhn, 2006) et sa teneur en amidon est élevée (IMC, 2008) (voir Tableau 1-2). De plus, le triticale peut pousser sur des terres marginales, ce qui permettrait alors de ne pas être en compétition avec l'alimentaire (Beres et al., 2010a). Toutes ces caractéristiques en font une céréale à très fort potentiel pour être utilisée comme matière première en bioraffinerie (IMC, 2008)

Tableau 1-2: Propriétés du triticale comparé au blé.

Céréale	Rendement (kg/ha)	Protéine (%)	Amidon (%)
Triticale	5 344	10.8	58.3
Blé tendre blanc de printemps	5 334	12.3	60.2
Blé dur rouge	4 874	13.8	58.4

Source (Beres et al., 2010b)

1.1.2 Les procédés de conversion

Les procédés de bioraffinage peuvent être classés en deux familles : les procédés thermiques et biochimiques. On se concentrera ici sur les procédés de bioraffinage adaptés aux cultures céréalières tel que le triticale incluant le grain et la paille. Cependant, d'autres procédés existent, notamment pour les cultures oléagineuses. De plus, on peut noter que les procédés décrits pour la paille s'appliquent à toute biomasse lignocellulosique.

1.1.2.1 Les procédés thermiques

Les procédés thermiques sont ceux qui ont lieu à haute température en présence de plus ou moins d'oxygène. Ces procédés peuvent convertir toute sorte de biomasses; ils sont donc particulièrement adaptés aux biomasses difficilement fermentables telles que les matières lignocellulosiques. Les trois principaux procédés sont la combustion, la gazéification et la pyrolyse. D'autres procédés existent, mais ne seront pas décrits ici, car ne sont pas pertinents pour le présent projet.

- **Combustion** : la biomasse est brûlée en présence d'air. L'énergie chimique libérée peut être convertie en énergie mécanique, en chaleur ou en électricité. Bien qu'il soit possible de brûler tout type de biomasses, il faut généralement lui appliquer un prétraitement de séchage et/ou de réduction de taille (Goyal et al., 2008).

- **Gazéification** : la biomasse est maintenue à une température élevée (700-850 °C) en faible présence d'oxygène, ce qui mène à la production d'un gaz de synthèse majoritairement composé de monoxyde de carbone et d'hydrogène. Le gaz peut être directement utilisé comme source d'énergie ou comme intermédiaire pour la production de carburants ou de produits chimiques par fermentation ou catalyse (Cherubini, 2010). Du méthane, de l'éthylène ainsi que des tars (résidus solides) sont aussi produits en quantités non négligeables lors de la gazéification. Selon les choix de design, ces sous-produits peuvent être séparés, convertis en gaz supplémentaire ou incinérés avec les autres résidus (Spath & Dayton, 2003). La gazéification est précédée d'une étape de préparation de la biomasse (séchage et réduction de la taille) et suivie d'une étape de conditionnement du gaz où les éléments inorganiques sont séparés et le ratio $H_2:CO$ est ajusté pour optimiser la conversion du gaz en produit final (Hytönen & Stuart, 2009). Dans le cas de la production d'éthanol, d'autres alcools sont coproduits qui peuvent être séparés et vendus comme mélange d'alcool.

- **Pyrolyse** : la biomasse est maintenue à température relativement faible (300-600°C) en absence complète d'oxygène, ce qui mène à la production de trois éléments : de l'huile pyrolytique, aussi appelée bio-huile, un résidu solide semblable au charbon et un gaz similaire au gaz de synthèse. Les proportions varient selon les conditions d'opération et l'application est principalement énergétique ou électrique car l'utilisation de l'huile pyrolytique comme carburant est encore en cours de développement (Cherubini, 2010).

1.1.2.2 Les procédés biochimiques

Les procédés biochimiques convertissent le sucre de la biomasse en divers produits par fermentation. Dépendamment de la partie de la céréale utilisée, grain ou paille, les sucres sont plus ou moins accessibles. Les étapes de prétraitement sont donc plus ou moins critiques. Les procédés biochimiques peuvent être divisés en quatre étapes (Figure 1-4):

- Le prétraitement : mécanique, chimique, thermique, biologique ou une combinaison de ceux-ci pour rendre plus accessible l'amidon dans le cas du grain ou pour séparer la lignine de la cellulose et de l'hémicellulose lorsque la biomasse est lignocellulosique.
- L'hydrolyse (ou dépolymérisation) des polymères: l'amidon dans le cas du grain, l'hémicellulose et la cellulose dans le cas de la paille.
- La fermentation des sucres en divers produits.
- La concentration, séparation et purification des produits d'intérêt.

La principale différence entre toutes les options de bioraffinage biochimique est dans le choix du prétraitement et de la dépolymérisation (Galbe & Zacchi, 2002). Chacune de ces étapes est décrite plus en détail en annexe.

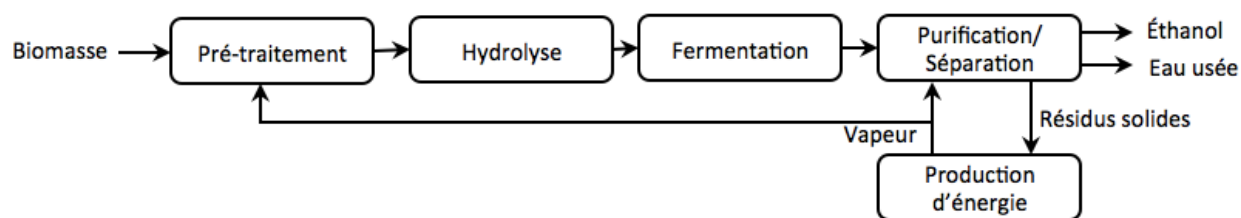


Figure 1-4: Étapes principales de production d'éthanol. (Hamelinck et al., 2005)

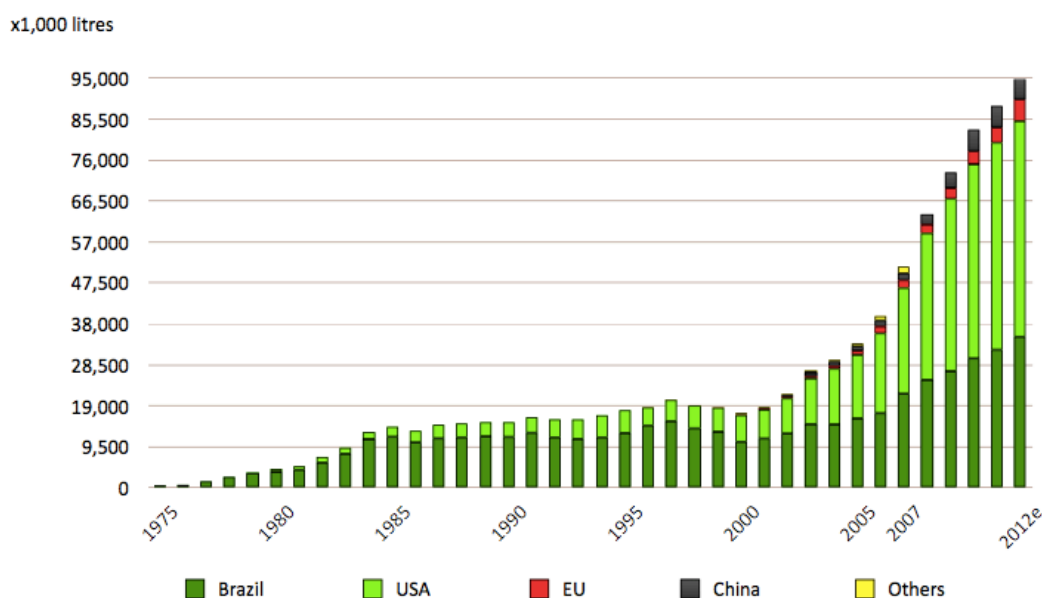
1.2 L'éthanol, le PLA et le TPS trois produits issus de la bioraffinerie à fort potentiel.

Parmi de nombreux produits auxquels la bioraffinerie donne accès, l'éthanol, l'acide polylactique (PLA) et le mélange de thermoplastique d'amidon (TPS) et de PLA sont des produits prometteurs comme présenté dans les parties suivantes. La production de TPS, qui ne peut se faire qu'à partir de grains, laisse la paille inutilisée. La production de biocomposite de fibre de paille est alors une opportunité prometteuse pour permettre l'exploitation de l'intégralité de la céréale.

1.2.1 L'éthanol

Les biocarburants font l'objet d'un intérêt grandissant de la part des gouvernements depuis la dernière décennie car ils y voient l'opportunité de réduire leurs émissions de GES et de

gagner en autonomie énergétique (Cherubini, 2010). De nombreux gouvernements se sont fixé des objectifs d'inclusion de biocarburants dans leur marché dont l'Europe, le Brésil, les États-Unis et certaines provinces du Canada (European Commission, 2003; OECD, 2008; EPA, 2010). La demande est en constante croissance, notamment pour le secteur automobile (Figure 1-5) qui peut utiliser deux types de biocarburants : à base d'huile ou à base d'alcool. Le biodiesel, à base d'huile, et le bioéthanol, à base d'alcool, sont les deux principaux carburants utilisés avec respectivement 16 et 81% de la demande totale en biocarburants (Research Recap, 2008).



Source : (Vierhout, 2009)

Figure 1-5: Production mondiale d'éthanol pour usage de carburants

Alors que le biodiesel est favorisé en Europe; l'Allemagne et la France en sont les deux plus gros consommateurs avec 51.2 et 41.1 milliers de barils par jour, le bioéthanol est de loin le principal biocarburant en Amérique du nord avec une consommation de 732.2 milliers de barils par jour (EIA, 2009). Le Brésil et les États-Unis sont les deux principaux producteurs et consommateurs d'éthanol dont la production se base jusqu'à présent majoritairement sur la canne à sucre et le maïs (grain seulement) (EIA, 2009).

L'éthanol est l'un des produits de bioraffinerie les plus importants. Il a donc été jugé pertinent d'étudier quelles sont les meilleures opportunités de production en suivant le concept de bioraffinerie céréalière complète qui, d'après Kamm et Kamm (2004), est un des trois types de bioraffinerie les plus prometteurs pour les développements futurs.

1.2.2 L'acide polylactique (PLA) et le thermoplastique à base d'amidon (TPS)

Tout comme le bioéthanol, les polymères cellulosiques, développés dans les années 1930-1940, connaissent maintenant des développements technologiques spectaculaires (Shen et al., 2009). Shen et al. (2009) estiment la capacité de production de l'ensemble des bioplastiques à 0.36 Mt en 2007, ce qui représente 0.3% de la production mondiale de tous les plastiques. Bien que la production soit encore faible en volume, elle connaît une forte croissance (38% entre 2003 et 2007). De plus, le potentiel technique de substitution n'est pas un frein puisque il atteint 90% de l'ensemble des polymères, incluant les fibres, consommées en 2007. Parmi plus de vingt bioplastiques étudiés par Shen et al. (2009), le PLA et les plastiques à base d'amidon ont été identifiés comme ayant le plus fort potentiel de croissance avec une production annoncée de 0.83 Mt et 1.3 Mt respectivement en 2020. La Figure 1-6 montre l'évolution de la production des bioplastiques depuis 2003 et les prévisions jusqu'en 2020 basé sur des déclarations d'entreprise.

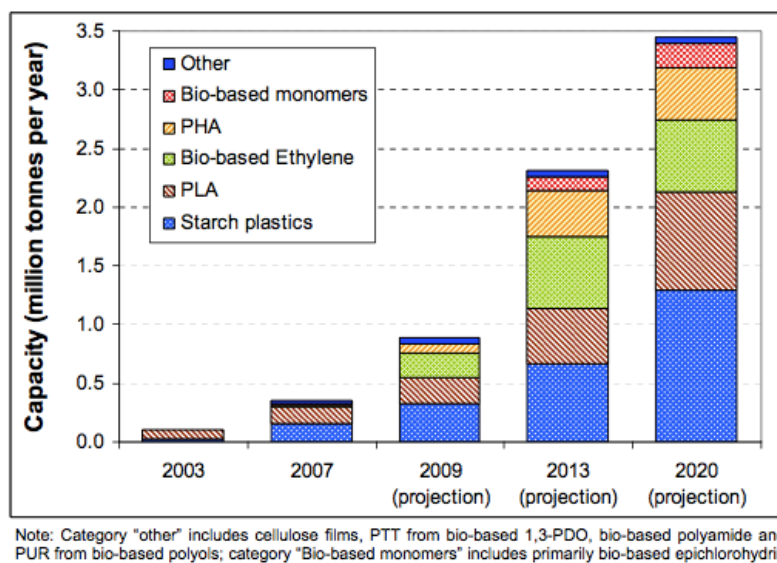


Figure 1-6: Capacité mondiale de production des bioplastiques jusqu'en 2020 basé sur des déclarations d'entreprise. (Shen, et al., 2009)

Il existe plusieurs types de plastiques à base d'amidon. Les mélanges de TPS sont les plastiques amidonnés majoritairement produit (Shen, et al., 2009).

Contrairement au PLA et à l'éthanol, le TPS n'est pas issu de la fermentation des sucres présents dans la biomasse, mais de l'utilisation directe de l'amidon. Celui-ci est gélifié par chauffage en présence d'eau et de glycérol. On utilise pour cela une filière d'extrusion qui permet

d'appliquer une force de cisaillement importante. Le glycérol est ajouté lors de l'extrusion pour obtenir de meilleures propriétés d'allongement du plastique (St-Pierre et al., 1997). Pour avoir de bonnes caractéristiques, l'amidon utilisé doit être pur à 60% au moins. En utilisant une unité de décorticage pour séparer le son du grain, il est possible d'atteindre la pureté requise. Cependant, il est aussi possible d'utiliser un broyage humide pour obtenir un amidon plus pur et des coproduits à haute valeur ajoutée. Les granules de TPS-PLA peuvent ensuite être facilement transformés en produit fini en adaptant légèrement les technologies standards de mise en forme de plastique (extrusion, thermoformage, moulage par injection, etc.).

1.2.3 Les biocomposites

Dans le cas de la production de TPS, il n'est pas possible d'utiliser la paille qui ne contient pas d'amidon. La production de biocomposite de fibre de paille est alors une opportunité prometteuse pour utiliser toute la céréale. Un biocomposite est un mélange de deux matériaux aux propriétés physiques et structurales très différentes qui vont rester distinctes dans la structure finale du matériau-composite.

Selon la qualité de la fibre utilisée, le potentiel de substitution diffère. En effet, les propriétés des biocomposites dépendent de la fibre utilisée (Golbabaie, 2006). Les biocomposites de lin, de chanvre ou de jute par exemple, sont assez rigides structurellement pour viser les mêmes applications que les composites de fibre de verre (Mohanty et al., 2002). Lorsque la fibre est de moins bonne qualité, on peut s'en servir comme charge pour réduire la quantité totale de polymère utilisé. C'est le cas de la paille de triticales.

Pour produire le biocomposite, la paille est réduite en granules puis extrudée en présence du plastique qui formera la matrice (Huneault & Li, 2007). Ce plastique peut être conventionnel ou issu de bioraffinerie, dépendamment des propriétés recherchées.

1.3 L'analyse de cycle de vie

Comme il a été mentionné dans l'introduction, les décideurs sont de plus en plus incités à intégrer l'environnement dans leurs prises de décision. L'analyse de cycle de vie (ACV) est souvent utilisée pour fournir ces critères environnementaux (Dinca et al., 2007; Ulukan & Kop, 2009) car c'est un outil qui permet d'identifier les déplacements d'impacts d'une étape de cycle

de vie à une autre, d'un impact à un autre ou d'un lieu à un autre. En effet, l'ACV est une méthode holistique qui permet d'évaluer les impacts environnementaux potentiels d'un produit ou service de l'extraction de la matière première à sa fin de vie en considérant aussi sa phase de production, transport et utilisation. L'ACV peut être utilisée pour comparer des produits ou services ayant la même fonction ou pour identifier les points chauds d'un cycle de vie.

1.3.1 Méthodologie

La série de normes ISO 14040 a été développée pour guider l'utilisation de cet outil et en permettre une meilleure application. Elle décrit la méthodologie d'ACV en quatre étapes (voir Figure 1-7) qui sont : la définition des objectifs et du champs de l'étude, l'inventaire du cycle de vie et son analyse (AICV), l'évaluation des impacts et l'interprétation des résultats (ISO, 2006a).

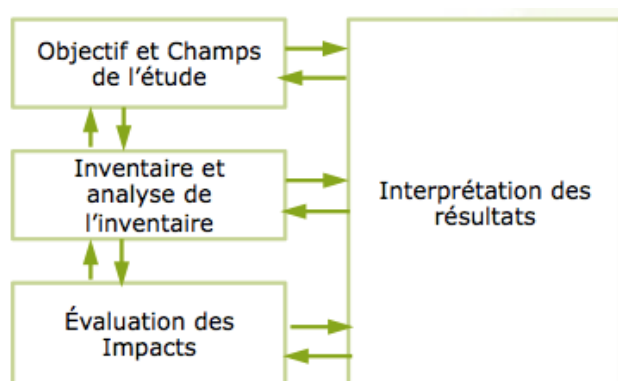


Figure 1-7: Méthodologie de l'ACV. (ISO, 2006a)

La **définition des objectifs et du champ de l'étude** consiste à définir le public à qui est destinée l'étude, la qualité requise des données d'inventaire, le système à l'étude, ses fonctions principales et secondaires, l'unité fonctionnelle, les principaux choix méthodologiques, les impacts environnementaux ainsi que les limites du système considéré. La définition de l'unité fonctionnelle est l'élément clef de cette étape. En effet, l'unité fonctionnelle est la base de comparaison des produits ou services à l'étude. C'est une mesure quantifiée des fonctions principales et secondaires du produit étudié.

L'AICV consiste en l'inventaire des flux économiques et élémentaires nécessaires pour remplir une unité fonctionnelle. Les flux économiques sont tous les flux échangés au sein de la technosphère (l'ensemble des activités et produits fabriqués par les hommes), tels de l'électricité ou du plastique. Les flux élémentaires sont les flux échangés entre la technosphère et

l'environnement, telle une émission de dioxyde de carbone. Lors de la collecte de données, il est souvent préférable d'obtenir des données de terrain, dites primaires. Cependant, il est possible d'utiliser des valeurs de la littérature et des bases de données déjà existantes pour combler les informations manquantes. On dit de ces données qu'elles sont secondaires. Des bases de données telles que ecoinvent regroupent un certain nombre d'inventaires de produits appelés *processus élémentaires* permettant de réaliser des ACV de façon opérationnelle. On y trouve par exemple l'inventaire de la production de 1kg de blé au États-Unis, de 1 MJ d'électricité produite à partir de charbon en Europe ou encore de 1 tonne.km transportée en cargo transocéanique. Pour réaliser l'étape d'inventaire, il s'agit de déterminer les quantités de produit nécessaires pour remplir l'unité fonctionnelle, appelés *flux de référence*, et de mettre à l'échelle les processus élémentaires des bases de données. Il est souvent nécessaire de poser des hypothèses du fait que toutes les données ne sont pas disponibles. De plus, l'ACV est un processus itératif, la première modélisation est généralement grossière et permet d'identifier les principaux contributeurs, et c'est sur ces processus que l'inventaire devra ensuite être raffiné.

Toutes les substances ne sont pas responsables des mêmes impacts et n'ont pas un impact de la même intensité. De plus, les flux d'inventaires sont très nombreux, c'est pourquoi les résultats d'inventaires sont difficilement interprétables. Les méthodes d'impacts proposent des facteurs de caractérisations qui permettent de passer de l'inventaire à l'impact en tenant compte du devenir des contaminants dans l'environnement, de la fraction prise par les espèces et les humains et de leur sévérité (Jolliet, et al., 2005) pour les catégories d'impact de toxicité et d'écotoxicité et d'autres paramètre pour les autres catégories.

De nombreuses méthodes ont été développées telles que ReCiPe (Goedkoop et al., 2009), IMPACT 2002+ (Jolliet et al., 2003) ou LUCAS (Bulle et al., 2007). Le choix de la méthode dépend des objectifs de l'étude, des catégories d'impacts que l'on souhaite étudier et des avancées de développement. Les méthodes d'impacts couvrent un large spectre de problèmes environnementaux créés par l'activité humaine ce qui permet d'éviter les déplacements d'impacts. Pour faciliter l'interprétation, certaines méthodes proposent aussi des indicateurs d'impacts dit de *dommages* qui regroupent plusieurs problématiques environnementales en une aire de protection. IMPACT 2002+, présenté Figure 1-8, en propose quatre qui sont la santé humaine, la qualité des écosystèmes, le réchauffement climatique et la diminution des ressources non renouvelables (Jolliet et al., 2003).

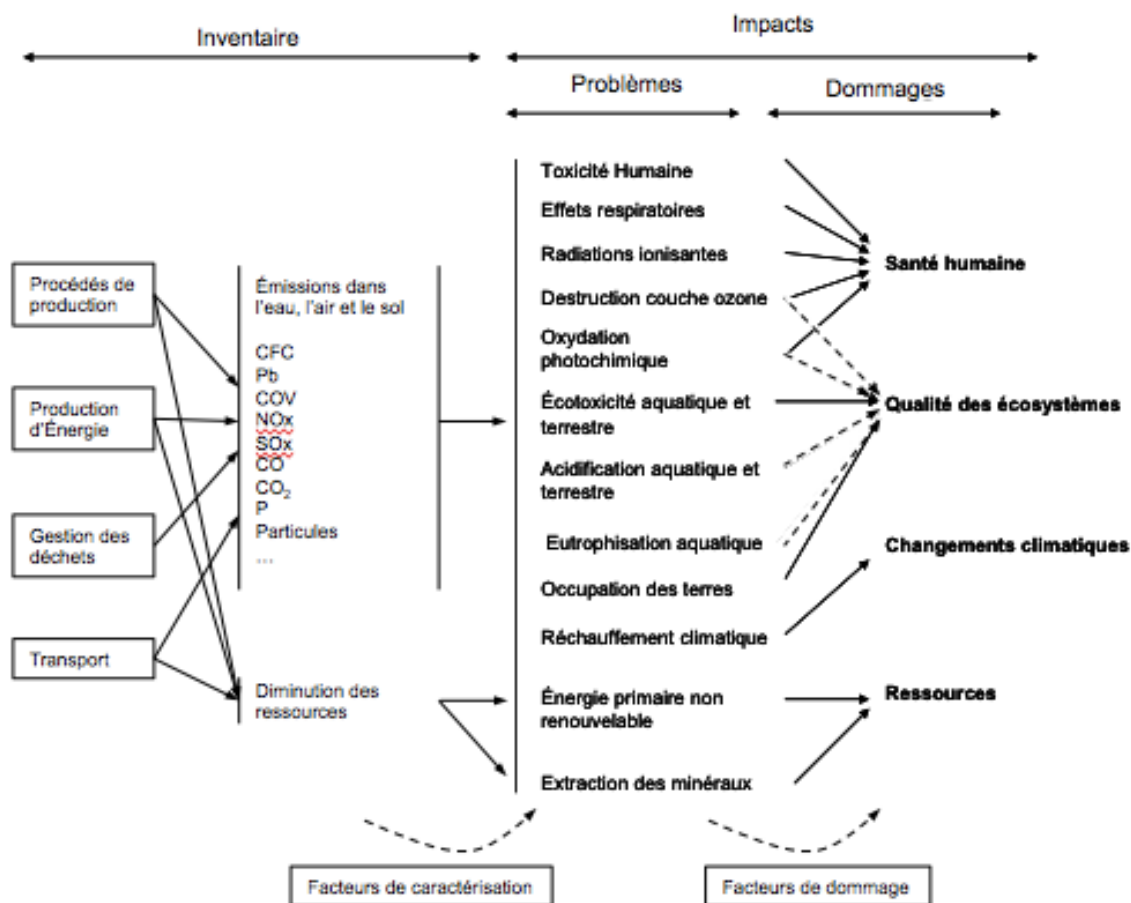


Figure 1-8: Schéma de la modélisation des impacts à partir de l'inventaire utilisant la méthode IMPACT 2002+. Adapté de (Bécaert et al., 2007) et (Jolliet et al., 2003)

Il est possible de normaliser et pondérer les résultats pour faciliter la prise de décision. Cependant, ISO déconseille ces étapes lorsque les résultats de l'étude sont diffusés au public pour éviter la manipulation d'informations. La normalisation permet d'exprimer tous les résultats dans la même unité, de donner de l'information sur l'amplitude des impacts et de vérifier les inconsistances (Heijungs et al., 2007). Le score normalisé s'exprime comme suit:

$$N_i = \frac{I_i}{FN_i}$$

Avec i : la catégorie d'impact, I : le score de caractérisation, et FN_i : le facteur de normalisation pour la catégorie i .

Norris (2001) décrit les deux types de normalisation les plus utilisés en ACV : la normalisation interne et externe : la **normalisation interne** consiste à utiliser des valeurs spécifiques à l'étude comme facteurs de normalisation telles que la valeur maximale pour chaque

indicateur d'impact parmi les scénarios. Cette normalisation permet d'exprimer tous les impacts dans la même unité (%) mais ne donne pas d'information sur l'importance d'un impact par rapport à un autre. Normaliser par un scénario de référence spécifique au cas d'étude est un autre choix de normalisation interne qui peut donner de l'information sur l'amplitude des impacts si les décideurs sont en mesure d'évaluer l'importance des impacts de la référence choisie. La **normalisation externe** consiste à exprimer les impacts relativement aux impacts moyens d'un pays ou d'une région. De cette manière, les résultats indiquent dans quelle mesure le cycle de vie étudié contribue à l'impact global. L'interprétation est tout de même délicate dans la mesure où plus un impact est important dans une région, moins le score normalisé sera élevé. Lors de l'étape de pondération, une interprétation qui ne tient pas compte du niveau de sévérité des différentes catégories d'impacts dans la région considérée pour normaliser pourrait donc mettre l'accent sur les catégories d'impacts peu inquiétantes dans la réalité.

Enfin, la dernière étape est celle de ***l'interprétation***. Bien que souvent désignée comme la quatrième étape, celle-ci s'effectue tout au long du projet. C'est au cours de cette étape que l'on tire les conclusions de l'étude en fonction des résultats, mais aussi des limites de l'étude. Entre autre, des analyses de sensibilité doivent être faites pour vérifier la robustesse des résultats lorsqu'on change les hypothèses de modélisation peu certaines.

1.3.2 Approche attributionnelle versus conséquentielle

1.3.2.1 Définition

De nombreux auteurs (Tillman, 2000; Ekvall & Weidema, 2004; Sandén & Karlström, 2007) différencient deux approches en ACV. La première dite descriptive (Guinée, 2002), rétrospective (Tillman, 2000) ou attributionnelle (Ekvall & Weidema, 2004) vise à attribuer à un système de produits, les impacts qui lui sont imputables. C'est une photographie à un moment t_0 qui ne tient compte que des flux physiques échangés au cours du cycle de vie. Dans cette approche, les procédés utilisés sont généralement des moyennes de toutes les voies de production. L'électricité sera par exemple une moyenne de toutes les sources d'électricité qui alimentent la région (gaz naturel, charbon, hydrolique...) pondérée par le taux de contribution au réseau. Les procédés multifonctionnels sont traités par imputation en fonction de la masse, du volume, de la valeur économique ou du contenu énergétique des différents coproduits.

La deuxième approche, dite orientée changement (Guinée, 2002), prospective (Tillman, 2000) ou conséquentielle (Ekvall & Weidema, 2004) vise à étudier les conséquences d'un changement. Pour Ekvall (2004), cette approche permet de décrire les impacts d'une prise de décision. Pour ce faire, tous les processus affectés par le changement étudié doivent être considérés. Ainsi on n'utilise plus les technologies moyennes comme pour la première approche mais les technologies affectées par le changement. De même, les processus ne sont plus traités par imputation mais exclusivement par extension des frontières. De plus, tous les flux liés par un lien de causalité sont inclus dans les frontières du système, tel que les changements indirects d'utilisation des terres dans le cas de projet de bioraffinerie. Par conséquent, il est nécessaire d'établir une chaîne de cause à effet de toutes les perturbations induites par le changement à l'étude.

Les dénominations *prospective* et *rétrospective* ne sont pas acceptées par certains auteurs car elles réfèrent plus à l'aspect temporel de l'étude qu'à son but (Weidema, 2003), (Sandén & Karlström, 2007). Le terme prospectif devrait donc être utilisé pour une analyse portant sur des développements futurs alors que le terme rétrospectif devrait être utilisé pour une analyse des impacts passés, relatif à un historique. De plus, une approche attributionnelle pourrait très bien être appliquée à des technologies futures et une ACV conséquentielle pourrait permettre d'étudier les impacts d'une décision passée. Nous désignerons donc les deux approches d'attributionnelle (ACV-A) et de conséquentielle (ACV-C) dans le présent travail.

D'après Sandén et Karlström (2007) les conséquences d'un changement peuvent être classées en trois niveaux :

- Les conséquences de premier ordre, relatives aux changements de flux physiques. Ce sont les mêmes flux que ceux considérés dans l'approche attributionnelle.
- Les conséquences de deuxième ordre qui incluent les liens économiques relatifs au flux physiques préalablement identifiés. L'augmentation de demande d'un produit ne mène par exemple pas nécessairement à l'augmentation de production de ce bien, mais à celle d'un autre bien de substitution. Les processus considérés ne sont donc plus des moyennes comme dans la première approche, mais les processus affectés. De plus, un changement de production peut entraîner un changement de demande dû à l'élasticité des prix.

- Les conséquences de troisième ordre relatives à l'évolution des technologies due à un développement des connaissances ou à des investissements qui amènent à des changements de disponibilité des technologies et des ressources.

L'identification des processus affectés est une étape critique de la phase d'inventaire pour laquelle il semble difficile d'obtenir un consensus (Tillman, 2000). D'après Schmidt (2009), l'approche conséquentielle se veut plus complète et donc plus réaliste que l'approche attributionnelle, mais elle induit une plus grande incertitude due à l'identification des processus affectés.

Le choix entre l'approche attributionnelle ou conséquentielle dépend des objectifs de l'étude. En effet, pour beaucoup d'auteurs (Tillman, 2000; Sandén & Karlström, 2007; Schmidt, et al., 2009), si l'objectif est d'évaluer la partie des impacts attribuables à un produit, l'approche attributionnelle est parfaitement adaptée. Dans le cas où l'objectif est d'évaluer les conséquences d'une prise de décision, l'approche conséquentielle devrait être favorisée. Certains auteurs, cependant, prônent l'utilisation systématique de l'approche conséquentielle (Weidema, 2003).

1.3.2.2 Identification des technologies affectées

Weidema (1999) définit les technologies affectées comme les technologies dont la production varie suite à un changement marginal (hausse ou baisse) de demande. Il différencie deux types de technologies affectées : celles à court terme et celles à long terme. Par long terme, Weidema (1999) qualifie une période assez longue pour que les investissements en capital soient renouvelés.

Les technologies (ou processus) affectées sont aussi appelées technologies marginales par certains auteurs. Cependant, comme Weidema, on préférera garder l'utilisation du terme marginal pour son sens initial qui qualifie quelque chose de secondaire, ou en petite quantité. En ACV, une technologie peut donc être qualifiée de marginale si elle contribue peu aux impacts.

À court terme, les technologies affectées seraient toujours les moins compétitives car ce sont généralement ces technologies qui ont de la capacité de production encore disponible en cas de hausse de demande et celles dont la production serait diminuée en cas de baisse de demande puisque ce sont les plus chères. À long terme, les technologies affectées dépendraient des tendances du marché. D'après Weidema (2003), dans un contexte de marché croissant, les

technologies non contraintes les plus compétitives serait les plus aptes à augmenter ou diminuer leur production. En effet, une augmentation de demande accélérerait la construction d'une usine alors qu'une baisse de demande ne ferait que ralentir sa construction. On dit qu'une technologie est contrainte si sa capacité de production ne peut pas varier en réponse à un changement de demande. Cela peut être dû, par exemple, à un manque de matières premières, à l'existence de législations ou à un manque de marché pour les coproduits (Weidema et al., 1999). Dans un contexte de marché décroissant, les technologies non contraintes les moins compétitives seraient les technologies affectées. En effet, dans un marché décroissant, les premières usines à fermer ou à réduire leur production sont les moins compétitives. En cas de baisse de demande, on accélérerait la fermeture d'une usine alors qu'en cas de hausse de demande, on prolongerait la vie de l'usine. Dans les deux cas, on affecte la technologie la moins compétitive.

Weidema (2003) propose une méthodologie en cinq étapes pour identifier les technologies affectées :

1. Identifier l'étendue et l'horizon temps du changement à l'étude
2. Délimiter le marché pris en compte dans l'étude
3. Identifier la tendance de ce marché
4. Identifier les contraintes de production
5. Identifier les fournisseurs/technologies les plus sensibles au changement (technologies affectées car elles sont les plus ou moins compétitives)

Bien que cette méthodologie soit généralement utilisée en ACV-C, il n'existe pas de consensus sur la façon d'identifier les processus affectés et d'évaluer les conséquences d'une prise de décision.

1.4 L'ACV appliquée à la bioraffinerie

De nombreuses ACV ont déjà été effectuées sur différents systèmes de bioraffineries. Cette partie de la revue de littérature présente une brève revue des ACV déjà faite sur les trois produits étudiés dans ce projet.

1.4.1 Éthanol

Il existe un très grand nombre d'ACV sur l'éthanol dans la littérature. On fera ici un bref résumé des performances de l'éthanol basé sur la revue de littérature faite par Blottnitz (2007) en

ce qui concerne le potentiel de substitution des carburants fossiles et les impacts autres que les émissions de GES tels que la santé humaine et la qualité des écosystèmes. Pour la quantification des émissions de GES la revue de Blottnitz ne prenait alors pas en compte les changements indirects d'utilisation des terres, on se basera donc sur d'autres études pour cette partie de la revue. L'étude de Blottnitz (2007) regroupe 47 études basées sur le concept de cycle de vie. Il remarque que la plupart des études se sont concentrées sur des productions en Amérique du Nord et en Europe, mais que toutes les voies de production prometteuses n'ont pas été évaluées. D'autres études et revues ont aussi été utilisées pour avoir une vision des avantages et inconvénients environnementaux de différents choix de procédés.

D'après la revue Blottnitz (2007), l'éthanol a un potentiel de substitution des carburants fossiles de moyen à élevé. La revue de littérature indique que les cultures sucrières cultivées dans les zones tropicales ont les meilleurs rendements (ratio d'énergie sortante sur énergie fossile entrante de 7.9), que la production à partir de cultures amylacées est bel et bien positive, mais de façon très marginale (ratio de 1.3 pour le maïs et 2.17 pour le blé) et que l'éthanol produit à base de résidus agricoles ou forestiers est très prometteur avec un ratio de 5.2 pour l'éthanol à base de paille de blé. Blottnitz (2007) montre qu'il n'y a pas de consensus sur les performances de l'éthanol sur l'ozone stratosphérique, l'ozone troposphérique, les émissions de particules, la santé humaine, l'eutrophisation et l'acidification comparé aux carburants fossiles. En effet, les résultats dépendent fortement des hypothèses de chaque étude et des conditions de production.

Pour les émissions de GES, Searchinger (2008), l'un des premiers à considérer les changements indirects d'utilisation des terres, a évalué que l'éthanol à base de maïs émettrait 177g CO_{2 eq}/MJ en considérant un amortissement de 30 ans pour les émissions de transformation des terres. Fritsche (2010) aboutit à des émissions de 72 à 144 g CO_{2 eq}/MJ pour l'éthanol de maïs produit aux États-Unis et de blé produit en Europe et de 36 à 48 g CO_{2 eq}/MJ pour l'éthanol de canne à sucre produit au Brésil. Enfin, l'étude de l'institut IFEU (2009), qui a recensé plusieurs études basées sur des modèles macroéconomiques, indique que les résultats varient de 30 à 104 g CO_{2 eq}/MJ pour l'éthanol de maïs. En considérant que les émissions de l'essence fossile sont de 90 g CO_{2 eq}/MJ, l'inclusion des changements indirects d'utilisation des terres dans le bilan GES mène à une sérieuse remise en question de l'intérêt du bioéthanol à base de maïs et de blé.

Chandel et al (2007) ont fait une revue de différentes voies de production d'éthanol. Ils recensent que l'utilisation de biomasse augmente généralement les impacts sur l'acidification et l'eutrophisation à cause de la grande quantité de fertilisants utilisée lors de sa production. Cela laisse supposer qu'ils ont étudié principalement des productions de première génération. Ils recensent aussi des études ayant comparé différents procédés d'hydrolyse. Ils concluent que l'hydrolyse par acide dilué mène à des impacts plus faibles sur les émissions de GES, la consommation de ressources, l'acidification et l'eutrophisation que l'hydrolyse par enzyme. Ces résultats sont principalement dus au fait que dans sa modélisation, le procédé par acide dilué envoie une plus grande quantité de résidus dans le cogénérateur, obtenant ainsi plus de crédits pour la production d'électricité. Par contre l'hydrolyse par acide concentré émet plus de GES à cause de son importante consommation d'acide et de la haute température de réaction.

Mu et al (2010) ont comparé les émissions de GES, la consommation des ressources et la consommation d'eau de la production d'éthanol par gazéification et fermentation de quatre biomasses lignocellulosiques dont la paille de blé. Leur étude conclut que la voie thermochimique consomme moins d'eau quelles que soient les conditions d'opération. Pour les émissions de GES et la consommation de ressource, la voie thermochimique est préférable à la fermentation seulement si les alcools coproduits à partir du gaz synthétique sont séparés, car ils donnent ainsi plus de crédits au procédé. Dans le cas contraire et dans le cas où du gaz naturel est utilisé pour la gazéification au lieu de détourner du gaz synthétique, les impacts de la voie thermochimique sont supérieurs à ceux de la fermentation sur les émissions de GES et la consommation des ressources.

Larson (2006) rapporte dans sa revue de littérature que la supériorité du broyage à sec par rapport au broyage humide par rapport aux émissions de GES et à la consommation des ressources dépend du choix d'allocation. Dans le cas de la substitution, la production par broyage à sec permet de réduire les impacts.

Enfin, plusieurs auteurs (Kim & Dale, 2005; Kim et al., 2009) soulignent que les méthodes de culture agricole influent de façon significative sur le bilan de GES de l'éthanol produit à partir de biomasses cultivées.

1.4.2 PLA

Plusieurs études se sont intéressées à évaluer les impacts de produits faits de PLA tels que des sacs d'épicerie (James & Grant, 2005), des films (Vidal et al., 2007), des contenants (Vercalsteren et al., 2006; Detzel & Krüger, 2006; Uihlein et al., 2008; Madival et al., 2009). Cependant, il est à noter que la plupart de ces études basent leur inventaire sur les publications de NatureWorks (Vink et al., 2003; 2007) qui présentent un inventaire agrégé de leur production. De plus, aucune revue regroupant les résultats d'ACV du PLA n'a été trouvée dans la littérature.

Au fil du développement de sa technologie, NatureWorks a publié trois inventaires de cycle de vie en 2003, 2007 et 2010. Ainsi la consommation d'énergie non renouvelable est passée de 54.1 MJ/kg PLA en 2003 à 42 MJ/kg en 2010 et les émissions de GES sont passées de 2kg CO₂ équivalents/kg PLA à 1.3kg CO₂ équivalents/kg PLA.

D'après les études énoncées plus haut, l'utilisation de PLA permet de réduire la consommation de ressources non renouvelables par rapport au polyéthylène haute densité (PEHD) (James & Grant, 2005), polystyrène (PS), polyéthylène téréphtalate (PET) (Madival et al., 2009) et polypropylène (PP) (Detzel & Krüger, 2006; Vink, et al., 2007). Pour les GES, l'utilisation de PLA permet aussi de réduire les émissions de GES sauf s'il substitue du polystyrène ou du propylène qui ont des performances similaires au PLA lorsque comparés sur une base fonctionnelle (Detzel & Krüger, 2006; Madival et al., 2009) ou encore du PEHD qui émettrait trois fois moins de GES que le PLA dans le cas des sacs d'épicerie. Enfin, l'utilisation de PLA augmente les impacts sur l'eutrophisation par rapport à l'ensemble des plastiques pétrochimiques et augmente les impacts sur l'acidification par rapport au PP et au PS, mais pas par rapport au PET.

La plupart des ACV qui étudient le PLA se basent sur l'inventaire de NatureWork et visent à le comparer à d'autres bioplastiques ou plastiques pétrochimiques, mais ne s'attardent pas aux différentes voies de productions. Ainsi, le procédé de NatureWork se basant sur un broyage humide, il n'existe pas d'ACV évaluant les bénéfices ou impacts d'utiliser un broyage à sec. Par contre, dans les études recensées, l'attention est portée sur l'impact de la gestion en fin de vie (Detzel & Krüger, 2006) ou du mode de transport (Madival et al., 2009).

1.4.3 TPS

Le TPS est souvent utilisé en mélange avec un autre polymère d'origine renouvelable (tel que le PLA) ou pétrochimique (tel que le polypropylène). Les performances environnementales de ces mélanges dépendent donc du choix du copolymère et du ratio d'inclusion.

Shen et Patel (2008) résument les résultats d'ACV qui comparent différents produits à base de TPS et de plastiques pétrochimiques. Ils se basent sur l'étude de James et Grant (2005) qui étudie divers sacs d'épicerie et une revue précédente de Patel (2005) qui regroupe 6 analyses de produits à base de TPS incluant des granules, films, sac d'épicerie et particules de callage. Shen et Patel (2008) rapportent que d'après toutes ces études, le TPS requiert moins d'énergie et émet moins de GES que ses équivalents pétroliers par masse de produit équivalente. Patel (2005) rapporte des économies de 23 à 52 MJ/kg et de 1.2 à 3.7 kg CO₂/kg par rapport au polyéthylène basse densité (PEBD). Cependant, lorsque comparés sur une base fonctionnelle, ces bénéfices sont diminués car la densité des polymères amidonnés est élevée. Il faut donc généralement plus de matière (en terme de masse) pour remplir une même fonction. D'après Shen et Patel, le TPS est tout de même au moins comparable aux produits pétrochimiques en terme d'énergie et les bénéfices sont réduits pour les GES.

De plus, ils notent que dans toutes ces études, la gestion en fin de vie est incluse et diffère. Dans le cas où le produit est incinéré, le TPS est défavorisé du fait de sa faible capacité calorifique comparé aux plastiques pétrochimiques. Dans le cas de l'enfouissement le TPS est aussi défavorisé car alors que le CO₂ fossile des plastiques pétrochimiques est séquestré, la décomposition du TPS émet du méthane qui a un fort potentiel de réchauffement climatique. De plus, les auteurs de la revue relèvent que jusqu'à présent, la plupart des études ont comparé le TPS à du plastique pétrochimique vierge et que dans le cas où le TPS viendrait remplacer du plastique recyclé, il n'apporterait plus de bénéfices environnementaux.

Enfin, certaines études recensées par Patel (2005) soulèvent que le TPS a généralement plus d'impacts sur l'eutrophisation et que si des terres sont converties pour cultiver la biomasse, les impacts sur la biodiversité sont clairement supérieurs que ceux des plastiques pétrochimiques.

1.4.4 Bio composites

Comme le TPS, les biocomposites peuvent être produits à partir de diverses matrices et fibres. Comme énoncé précédemment (partie 1.2.3), lorsque des performances structurales importantes sont recherchées, les fibres de lin, de chanvre ou de jute sont utilisées. C'est sur ce type de composite que l'on trouve le plus d'ACV dans la littérature.

Murphy (2004) a montré que l'intérêt d'utiliser un biocomposite par rapport à son équivalent en fibre de verre dépend de l'application. En effet, dans le cas d'une porte de garage, les impacts d'un biocomposite de chanvre étaient très similaires à ceux d'un biocomposite en fibre de verre pour la simple raison que la fibre ne contribue qu'à 5% des impacts totaux du produit. Par contre, Corbière-Nicollier et al. (2001) ont montré que lors d'une utilisation dans les transports, un biocomposite de *Miscanthus* plus léger permet de réduire la consommation d'énergie de 30 à 50% que son équivalent en fibre de verre. En effet, dans le cas d'une utilisation dans les transports, la phase d'utilisation est la plus importante. Finalement, dans un cas où les caractéristiques mécaniques sont critiques, utiliser un biocomposite peut mener à des impacts supérieurs à celui d'un composite en fibre de verre (Murphy, 2004) car plus de fibres sont nécessaires.

Les composites de fibre de paille de triticales ne peuvent viser ce type d'application car leurs propriétés mécaniques sont faibles. C'est donc sur le même marché que les composites de bois dont la fibre ne sert que de charge que la fibre de paille peut être appliquée. Une des principales utilisations des composites de bois et plastique est le recouvrement de terrasses résidentielles dont les composites bois et plastique représentent actuellement 10% du marché (Bower et al., 2010). Deux études (Bolin & Smith, 2010; Bower, et al., 2010) ont comparé les impacts d'un recouvrement en composite versus un recouvrement classique en bois. Elles ont toutes les deux conclu que le recouvrement classique en bois était largement bénéfique à celui en composite, malgré un traitement ou une teinture et un remplacement de 20% des planches de bois sur une durée de vie de 25 ans. Bolin trouve que le recouvrement en composite consommerait 14 fois plus d'énergie, deux fois plus d'eau, émettrait trois fois plus de GES et causerait potentiellement quatre fois plus de pluies acides, deux fois plus de smog et aurait un potentiel d'eutrophisation similaire au recouvrement en bois traité. Il faut cependant noter que ces

deux études ont été financées par des organismes forestiers : le TWC (Treated Wood Council) et le Western Red Cedar Association.

1.5 La prise de décision

Comme présenté dans l'introduction, les décideurs sont de plus en plus incités à intégrer l'environnement dans leurs prises de décision. Cet aspect vient donc s'ajouter à de nombreux autres qu'ils doivent déjà concilier. La prise de décision à multi-objectifs est une problématique à laquelle ont dû faire face gouvernements et industriels depuis de nombreuses années. Dès la fin des années 1960 des outils d'aide à la décision ont donc été développés dont l'analyse décisionnelle multicritères (ADMC) (Keeney, 1982) plus connue sous l'acronyme MCDM¹. D'autres acronymes sont utilisés dans la littérature qui ont sensiblement la même signification tels que MADM², MODS³ ou MCDA⁴ (Hajkowicz, 2000).

On trouve dans la littérature plusieurs exemples d'ADMC incluant des aspects environnementaux. Celles-ci sont appliquées à diverses problématiques telles que le choix d'un système de gestion des déchets (Lahdelma et al., 2000; Ulukan & Kop, 2009), d'un traitement d'eaux usées (Lahdelma et al., 2000; Palme et al., 2005) ou de problématiques liées à l'énergie (Pohekar & Ramachandran, 2004; Wang et al., 2009). Certaines de ces études ont utilisés des critères issus de l'ACV (Ulukan & Kop, 2009; Palme et al., 2005).

Dans les paragraphes suivants, les grandes familles d'outils d'aide à la décision multicritères et quelques méthodes de pondération sont d'abord présentées. Les défis associés au choix des critères et à leur normalisation sont ensuite abordés.

1.5.1 Les outils d'aide à la décision multicritère

L'objectif de l'analyse décisionnelle multicritères (ADMC) est d'ordonner et trier différentes informations pour permettre une meilleure prise de décision. Keeney (1982) définit

¹ MCDM : multicriteria decision making

² MADM : multiple attribute decision making or modelling

³ MODS : multiple objective decision support

⁴ MCDA : multiple criteria decision aid

l'AMCD comme « une formalisation du bon sens pour les problèmes où il est trop difficile d'utiliser le bon sens de manière informelle »¹.

D'après Hajkowicz (2000), on peut classer les outils d'ADMC selon deux groupes : les méthodes de calcul pour les problèmes continus, basées sur la programmation informatique, qui donnent de façon précise des optimums de paramétrage et les méthodes de calcul pour les problèmes discrets, basées sur la définition d'un nombre limité d'options que l'on compare par l'utilisation de critères. Pour les problèmes discrets, il existe des méthodes qualitatives qui utilisent des préférences ordinales, des méthodes quantitatives pour lesquelles toutes les préférences sont quantifiées par des ratios ou des valeurs et des méthodes mixtes. On peut aussi différencier les méthodes qui considèrent l'incertitude et le comportement face au risque de celle qui ne le considèrent pas (Ananda & Herath, 2009). Enfin, Wang et al. (2009) ont classé les méthodes d'ADMC en trois familles, tel que présenté dans le tableau 1-3 : les méthodes élémentaires, les méthodes à score global unique et les méthodes de surclassement.

Tableau 1-3: Inventaire des méthodes d'AMCD classées selon Wang et al. (2009)

Élémentaires	Score global unique	Surclassement
Dominance	AHP	ELECTRE I, IS, II, III, IV
Maximin, Maximax	TOPSIS	TRI
Conjonctive, Disjonctive	SMART	PROMETHEE I, II
Lexicographique	Analyse relative grise	ORESTRE
Élimination par aspect	Analyse des données enveloppantes	
Attribution linéaire	MAVT, MAUT, UTA	
Somme pondérée	Somme floue pondérée	
Produit pondéré	Produit flou pondéré	

Traduit de (Wang et al., 2009) avec l'aimable autorisation de Elsevier

Les grands principes de ces méthodes sont décrites par Wang et al. (2009) et sont résumés ci-après. Parmi les méthodes élémentaires, seules les deux dernières méthodes considèrent les préférences des décideurs par l'utilisation d'une pondération. Les trois premières méthodes n'incluent pas même de décideurs et les méthodes conjonctive et disjonctive permettent de faire

¹ « a formalization of common sense for decision problems which are too complex for informal use of common sense »

le tri dans les alternatives en éliminant ou sélectionnant uniquement les alternatives ayant une certaine performance sur l'ensemble des critères. Les méthodes de surclassement n'utilisent pas de pondérations mais uniquement des relations de comparaison entre les alternatives. Cette approche présente l'avantage de pouvoir tenir compte que des critères soient incomparables dans le classement des alternatives. Enfin, les méthodes à score global unique se basent sur le calcul d'un score unique qui tient compte des performances des alternatives pour chaque critère et de la préférence des décideurs pour chaque critère. L'expression mathématique de ces préférences est différente selon les méthodes : TOPSIS et l'analyse relative grise considèrent que la meilleure option est celle qui minimise la distance avec une option idéale et maximise la distance avec une pire option définie préalablement par les décideurs; le processus hiérarchique et analytique (AHP), la technique de notation multi-attributs simple (SMART), l'analyse de valeur à multi-attribut (MAVT), l'analyse d'utilité à multi-attribut (MAUT) et la théorie d'utilité additive (UTA) définissent des poids grâce à des panels d'experts. Les méthodes AHP et MAUT sont particulièrement utilisés en industrie et décrite un peu plus en détail ci-dessous.

La méthodologie générale de la plupart des ADMC (dont MAUT et AHP) peut être décrite par la figure 1-9. Avant de rassembler le panel, les scénarios doivent être définis et leurs conséquences doivent être évaluées. Les critères de prise de décision sont définis en tenant compte des objectifs de la décision à prendre. Ensuite, les membres du panel sont sélectionnés pour qu'ils représentent au mieux le type de prise de décision effectuée en entreprise. Les scénarios, le contexte et les objectifs de la prise de décision ainsi que la méthodologie suivie pour évaluer les conséquences des scénarios leur sont présentés. Enfin le panel est rassemblé et les panélistes doivent d'une part s'entendre sur l'interprétation des critères puis annoncer leurs préférences pour les différents critères selon la méthode choisie. À la suite de toutes ces étapes, une décision peut être prise.

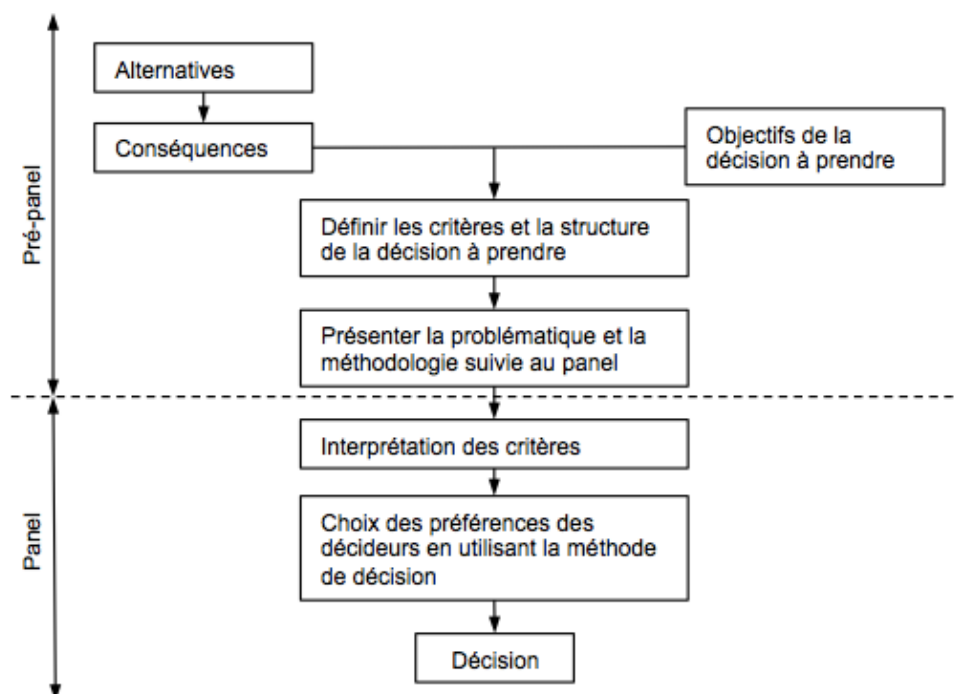


Figure 1-9: Méthodologie générale classique. *Traduit de (Janssen & Stuart, 2010)*

1.5.1.1 Processus hiérarchique et analytique (AHP)

La méthode AHP développée par Saaty en 1977 se base sur la comparaison deux à deux des critères de prise de décision et des alternatives (Ananda & Herath, 2009). Les décideurs affectent une valeur entre 1 et 9 pour représenter leurs préférences entre deux critères (1 : les deux critères sont d'importance égale; 9 : supériorité absolue d'un critère sur l'autre). Le même processus est fait avec les alternatives relativement à chaque critère. Une matrice de comparaison des critères et une matrice de comparaison des scénarios par critère sont donc formées. Le poids de chaque critère peut être calculé à partir de la matrice de comparaison des critères par le calcul du vecteur propre, de la moyenne arithmétique, géométrique ou de la méthode des moindres carrés. De la même manière, la préférence de chaque alternative relativement à chaque critère peut être calculé. Le score global unique de chaque alternative est obtenu en faisant la somme des préférences de chaque alternative pondéré par le poids des critères.

La méthode AHP est relativement facile à appliquer et demande moins de compétences cognitives que la méthode MAUT ou MAVT. D'après Wang et al. (2009), elle est largement utilisée dans de nombreux domaines tel que le social, l'économie, l'agriculture et l'industrie.

Cependant la méthode a été développée pour un décideur unique et bien qu'utilisable pour plusieurs décideurs, elle n'y est pas adaptée. De plus, la validité de la méthode est remise en question depuis sa création (Janssen, 2007); par exemple, l'échelle peu précise et la difficulté de garder l'échelle de comparaison constante tout au long du processus d'évaluation sont des problèmes importants de cette méthode (Ananda & Herath, 2009).

1.5.1.2 Analyse d'utilité à multi-attribut (MAUT)

Développée dans les années 1970, la méthode MAUT a déjà été utilisée dans l'industrie chimique (Suslick & Furtado, 2001; Duarte, 2001) et particulièrement dans le domaine de la bioraffinerie (Cohen et al., 2010).

Les performances des scénarios relativement à chaque critère sont calculées grâce à l'évaluation des performances des scénarios dans l'unité du critère et à une fonction d'utilité. D'après Suslick (2001) le choix des fonctions d'utilités pour chaque critère permet de considérer l'incertitude et l'attitude des décideurs face au risque, ce que ne permet pas la méthode MAVT. Bien qu'il existe de nombreuses fonctions d'utilités possibles, les plus utilisées sont la régression linéaire et exponentielle en attribuant la valeur maximale 1.0 au scénario ayant la meilleure performance et la valeur minimale 0 à celui ayant la pire performance. Plusieurs méthodes ont été développées pour calculer la pondération des critères (Butler et al., 1997) qui sont détaillées plus bas. Le score global des scénarios est ensuite calculé suivant l'équation suivante :

$$U(x) = \sum k_i * u_i(x_i)$$

Avec $U(x)$ le score global de l'alternative x

k_i le poids du critère i

u_i la fonction d'utilité du critère i

x_i l'évaluation de le scénario x pour le critère i

D'après Janssen (2007), la méthode MAUT est plus systématique que AHP car elle sépare la préférence des scénarios due à leurs performances pour chaque critère et l'importance de chaque critère via le poids des critères, alors que ces deux étapes sont mélangées dans la méthode AHP. De plus, la méthode AHP est bien adaptée pour hiérarchiser des critères alors que l'approche MAUT est plus quantitative.

1.5.1.2.1 Méthodes de pondération

Pour obtenir la pondération des critères, il existe des méthodes subjectives, objectives et mixtes. Dans le cas d'une utilisation dans une méthode tel que MAVT ou MAUT, les préférences des décideurs veulent être considérées et les méthodes objectives et mixtes ne sont donc pas appropriées. Parmi l'ensemble des méthodes subjectives recensées par Wang et al., (2009), les méthodes SMART, de changement (dite *Swing* en anglais), de Simos (1990) et de compromis (dites *trade-off* en anglais) semblent être les plus intéressantes.

La méthode SMART est une méthode de classement direct qui est une des méthodes MAVT les plus utilisées (Seppälä et al., 2001). Elle consiste à faire classer les critères par ordre d'importance aux décideurs et d'affecter 10 points au critère le moins important. Les décideurs affectent ensuite un nombre de points croissants aux critères en fonction de leur importance relativement au critère le plus faible. Les poids peuvent être calculés en normalisant le total des points à 1. Edward et Barron (1994) ont ensuite proposé une amélioration en utilisant une méthode centroïde où le poids du critère classé i-ème est : $w_i = \frac{1}{n} \sum_{k=i}^n \frac{1}{k}$

La méthode de changement (swing) consiste à demander aux décideurs quelle est le critère dont ils aimeraient le plus voir la performance d'une alternative augmenter de la pire à la meilleure performance. Cents points sont affectés à ce critère. Le choix est réitéré pour le deuxième critère, un nombre de points inférieur à 100 lui est attribué et ainsi de suite pour l'ensemble des critères. Comme pour SMART, les poids peuvent ensuite être calculés en normalisant le total des points à 1 (Winterfeldt & Edwards, 1986; Jia, Fisher & Dyer, 1998).

Simos (1990) propose une méthode visuelle en utilisant des cartes à jouer. Une carte par critère est distribuée aux décideurs, ceux-ci doivent les classer par ordre d'importance. Le critère le moins important ayant le rang 1, deux critères de la même importance pouvant avoir le même rang. Pour exprimer une grande supériorité d'un critère par rapport à un autre, les décideurs peuvent ensuite intercaler des cartes blanches entre les critères. Le poids est obtenu en divisant la position de chaque critère par la somme des positions de l'ensemble des critères.

Contrairement aux méthodes SMART, Swing en Simos qui sont des approches de classement directes. La comparaison couplée et l'approche par compromis (*trade-off*) consistent à comparer les critères deux à deux et calculer les poids à partir de l'importance relative des

critères. Lors de la comparaison couplée, l'importance de chaque critère est définie par rapport à chacun des autres critères un à un sur une échelle pouvant varier (i.e. de 0 à 3) (Wang et al., 2009). Dans l'approche *trade-off*, les décideurs doivent d'abord choisir le critère qu'ils jugent le plus important; pour chaque critère, il doivent ensuite dire combien de performance ils sont prêt à perdre sur le critère le plus important pour passer de la pire à la meilleure performance sur le critère évalué. À partir de ces données, le poids peut être calculé par inversion de matrice (Janssen, 2007). Cette approche permet une compensation complète entre les critères et le compromis entre ceux-ci est rendu explicite.

1.5.2 Sélection de critères environnementaux basés sur l'ACV

Quelque soit la méthode d'ADMC utilisée, la première étape est de définir la structure de la problématique, c'est à dire les objectifs de la prise de décision, les critères qui représentent ces objectifs et les scénarios. La définition des objectifs et des critères est particulièrement importante puisque tout le processus de prise de décision repose sur ces deux éléments. Seppälä (2001) rapporte qu'une famille de critères devrait être exhaustive, opérationnelle, décomposable, non redondante et minimale. On entend par ces termes les définitions suivantes :

- *Exhaustif* : toutes les problématiques pertinentes sont représentées;
- *Opérationnelle* : il est possible d'affecter une valeur à tous les critères et les critères sont interprétables;
- *Décomposable* : les critères peuvent être analysés un à la fois;
- *Non redondante* : deux critères ne représentent pas le même objectif;
- *Minimale* : le nombre de critères est réduit au maximum pour que la prise de décision reste gérable.

Wang et al. (2009) recensent trois méthodes pour réduire le nombre de critères et une approche qui peut être utilisée pour réduire ou compléter une famille de critères. La méthode des moindres carrés moyens et de la déviation minmax permettent d'éliminer des critères non discriminants en déterminant un seuil en dessous duquel la variation de résultats est jugée trop faible pour influencer la prise de décision. D'après Wang et al. (2009), l'application d'un coefficient de corrélation permet d'éliminer les critères redondants. Cependant, la contrainte de

non redondance devrait être appliquée à l'interprétation des critères et non à leur expression mathématique. La méthode Delphi (Ye et al., 2006) permet de consulter préalablement un groupe d'experts pour sélectionner les critères et en réduire le nombre. Cette méthode consiste à envoyer un questionnaire à un groupe d'experts préalablement sélectionné pour identifier les critères les plus importants dans un contexte donné. Un résumé des critères sélectionnés est renvoyé au groupe, accompagné des justifications de chacun des experts. Ceux-ci sont alors invités à revoir leur jugement en fonction des éléments soulevés par les autres experts et ainsi de suite jusqu'à ce que la sélection ne change plus.

On recense dans la littérature plusieurs ADMC ayant utilisé des critères issus de l'ACV. Lorsque l'objectif est de représenter l'ensemble des impacts environnementaux, la contrainte de minimalisme peut être difficile à rencontrer. Certains auteurs utilisent les flux d'inventaire qui contribuent le plus aux impacts (Palme et al., 2005; Wang et al., 2009), d'autres préfèrent utiliser les catégories de problèmes (Dinca et al., 2007) ou encore les catégories de dommages qui permettent de considérer tous les impacts en un nombre minimal d'indicateurs. Bien qu'il n'y ait pas de consensus sur le type de critères issus de l'ACV qui devrait être choisi, les auteurs ne justifient généralement pas leur choix. Pourtant, Basson & Petrie (2007), qui ont étudié l'influence du choix du type d'indicateurs basé sur l'ACV (inventaire, problème ou dommage) dans un processus de prise de décision, montrent que ce choix peut influencer sur la prise de décision.

Gaudreault (2008) a développé une méthodologie pour intégrer la gestion du cycle de vie dans l'industrie papetière en utilisant notamment l'ACV et l'ADMC. Elle définit dans le cadre de ce travail, un arbre de choix pour sélectionner une famille de critères qui réponde aux exigences d'exhaustivité, de cohésion¹, de non redondance et de minimalisme à partir de résultats d'ACV. Cette démarche conseille d'utiliser en premier lieu une méthode d'impacts orientée dommages car ils résument un grand nombre d'informations en un minimum d'indicateurs. Ces méthodes sont donc plus à même de respecter le critère de minimalisme. Cependant, si les décideurs ont une raison particulière, ils peuvent choisir une méthode orientée problèmes. Les indicateurs de

¹ Deux critères sont dits préférentiellement dépendants s'il est impossible de juger l'un sans connaître les performances des scénarios sur l'autre. Pour avoir une famille cohésive, il faut alors inclure un critère qui représente cette dépendance.

problème sont généralement considérés moins incertains que les indicateurs de dommage mais moins facile à interpréter (Bare et al., 2000). Les approches de dommage ont pour avantage d'agréger les catégories de problèmes sur des bases scientifiques alors qu'avec des indicateurs de problème, des relations qualitatives, des statistiques et des articles de revue doivent être transmises aux décideurs pour qu'ils évaluent leurs préférences. Cependant, les défenseurs des méthodes problèmes soulignent que la qualité des données et des modèles est insuffisante pour que les indicateurs de dommage soient interprétables, et que certains choix de valeur ont du être fait qui ne sont pas nécessairement en accord avec ceux des décideurs (Bare et al., 2000).

Après avoir sélectionné un niveau d'indicateurs, la deuxième étape est de vérifier l'exhaustivité de la famille identifiée et d'ajouter les critères manquants si nécessaire, puis d'éliminer les critères redondants. Pour assurer le minimalisme de la famille, Gaudreault suggère d'utiliser des seuils de discrimination. Tous les critères dont la variation sur l'ensemble des scénarios serait inférieure au seuil définit par les décideurs pourrait être éliminé puisque le critère ne permet pas de discriminer les scénarios. La méthode des moindres carrés moyens ou de la déviation minmax pourrait aussi être utilisée. Enfin si la famille n'est pas cohésive, les critères représentant la dépendance préférentielle doivent être ajoutés et les caractéristiques de redondance et minimalisme doivent être revérifiées. Gaudreault (2008) précise que le processus de sélection doit se faire en parallèle de l'évaluation des impacts des scénarios pour tenir compte des spécificités du contexte de la prise de décision.

Cet arbre de choix permet de répondre aux exigences d'exhaustivité, de non redondance et de cohésion, cependant, étant donné l'état de développement des méthodes ACV, l'exigence de minimalisme n'est pas nécessairement remplie. En effet, pour représenter l'ensemble des problématiques environnementales, le nombre de critères peut être élevé mais certaines problématiques ne sont pas critiques dans le contexte de la prise de décision et il n'est donc pas nécessaire de les considérer. C'est la normalisation qui peut apporter cette information.

1.5.3 Normalisation de critères environnementaux basés sur l'ACV

1.5.3.1 Les différentes normalisations

Comme présenté dans la partie 1.2.1, on peut classer les normalisation en deux catégories : la normalisation interne et externe. Parmi les options de normalisation internes,

l'utilisation du pire scénario ne permet pas de contextualiser les résultats (Norris, 2001), l'utilisation d'un scénario de référence risque de mener à des distorsions de résultats lorsque l'ACV-C est appliquée (si les impacts créés sont proches des impacts évités) et ne donne de l'information sur l'amplitude des impacts que si les décideurs sont en mesure d'évaluer l'importance des impacts de la référence choisie. Dans le cadre de l'industrie papetière voulant évaluer les impacts de l'installation d'une nouvelle unité ou d'un changement de procédé, Cornejo (2005) et Gaudreault (2008) proposent des méthodes basées sur le principe de distance à la cible qui permettent une meilleure mise en contexte des résultats. Gaudreault (2008) propose d'utiliser les meilleures technologies disponibles (BAT¹ en anglais) comme scénario de référence. Dans le cas où la meilleure technologie disponible ne serait pas identifiée, le concept de bénéfice maximal théorique est introduit pour servir de cible. Cornejo (2005) propose d'utiliser les performances initiales de l'usine et des politiques de réduction d'émissions nationales pour calculer une cible. Enfin, dans le cas d'un suivi de performance, Gaudreault (2008) suggère plutôt de normaliser par les impacts d'une année de référence. Ces deux approches ne s'appliquent cependant pas à l'évaluation de projets greenfield et n'apporte d'information que si les décideurs sont en mesure d'évaluer l'importance des impacts de la référence choisie.

La normalisation externe consiste à exprimer les impacts relativement aux impacts moyens d'un pays ou d'une région. Tolle (1997) propose de régionaliser les facteurs de normalisation pour tenir compte du fait que toutes les catégories d'impact n'ont pas un effet à la même échelle : la destruction de la couche d'ozone est un impact global alors que l'acidification est un impact régional et les effets toxiques sont locaux. Utiliser des références qui tiennent compte de l'échelle des impacts semble plus pertinent puisqu'elle devrait permettre de donner une information plus interprétable.

Enfin, Heijungs et al. (2007) ont montré que la normalisation introduisait généralement un biais du fait que l'inventaire du système à l'étude et de la référence de normalisation est généralement incomplet, et que le manque de données n'est pas toujours sur les mêmes substances. Par conséquent, l'information apportée sur l'importance relative en amplitude des différents indicateurs est réduite, surtout si l'information sur les lacunes n'est pas connue.

¹ BAT : Best available technology

D'après Heijungs et al. (2007) la normalisation introduisant le moins de biais est celle par le pire scénario de chaque catégorie d'impact, cependant elle ne donne aucune information sur l'amplitude des impacts (Norris, 2001).

1.5.3.2 Nécessité de considérer le contexte de l'étude dans la pondération

Miettinen (1997) rapporte que certains auteurs tels que Lindeijer défendent que la pondération entre les catégories d'impacts doit être indépendante du produit à l'étude. Pour Miettinen, cette vision est commune en ACV, mais est erronée. D'après Miettinen (1997), la pondération doit tenir compte de deux aspects : (1) la perception de l'importance du problème représenté par le critère et (2) la variation du critère parmi les scénarios. En d'autres mots, dans un contexte de prise de décision où l'objectif est de discriminer des scénarios, un critère très important conceptuellement, mais dont les impacts sont similaires pour tous les scénarios, ne devrait pas obtenir une pondération plus importante qu'un critère moins prioritaire conceptuellement, mais qui représente une catégorie d'impacts critique pour certains scénarios. Dans cette optique, qui correspond à l'application d'une méthode d'AMCD, les performances des scénarios pour chaque critère doivent être présentés aux panélistes avant l'étape de pondération.

Que l'on soit d'accord avec cette approche ou non, il est nécessaire de présenter les résultats, ou du moins la fourchette d'impacts, aux décideurs pour qu'ils soient en mesure d'évaluer si les impacts sont significatifs dans le contexte de l'étude. Si une normalisation absolue existait qui permette de mettre tous les indicateurs d'impacts dans la même unité et sur un même pied d'égalité au niveau de l'importance des impacts, on pourrait alors pondérer en ne tenant compte que de la préférence de chaque indicateur dans leur concept. Par exemple, si la fonction d'utilité considérait des bornes inférieures et supérieures qui représentent une échelle jugée significative. Cependant, une telle normalisation n'existe pas et le résultat normalisé doit toujours être mis en perspective de la référence choisie. Dans le calcul du score global des alternatives, l'importance en amplitude des impacts ne peut donc pas être prise en compte par la normalisation mais doit être incluse dans la pondération. De plus, choisir une fonction d'utilité qui représente une échelle significative impliquerait de faire un jugement de valeur sans qu'il ne soit explicitement ni discuté ni choisi par le panel alors que c'est justement le but du panel de faire ces choix de valeurs. C'est pourquoi il peut sembler préférable d'inclure la notion de résultat

significatif ou non dans le choix des facteurs de pondération et donc de présenter les résultats ou du moins la fourchette de résultats pour pondérer en connaissance du contexte.

1.6 Résumé de la revue de littérature

La littérature regorge d'évaluations des impacts environnementaux de bioraffineries utilisant diverses biomasses et technologies. Cependant toutes les voies de production prometteuses n'ont pas encore été étudiées (Blottnitz & Curran, 2007) et la majeure partie des études concernent uniquement la production d'éthanol alors que le PLA et le TPS ont aussi été identifiés comme ayant un fort potentiel dans le domaine de la bioraffinerie. La revue de littérature effectuée n'a notamment pas recensé d'études sur la bioraffinerie à base de triticales qui offre pourtant un potentiel très intéressant. Enfin, comme le montre le tableau 1-3, l'objectif de la plupart des études recensées était de comparer les options de bioraffineries à des produits issus de la raffinerie pétrolière et non d'évaluer les potentiels environnementaux de différentes voies de conversion. Par conséquent le projet présenté dans ce mémoire s'est intéressé dans un premier temps à évaluer l'influence de certains choix technologiques dans la production d'éthanol, de PLA et de mélange de TPS-PLA à base de triticales.

Tableau 1-10: Résumé de la revue de littérature sur les ACV des trois produits à l'étude

Auteur	Type de comparaison						Biomasses concernées
	Revue de littérature	Équivalent(s) fossile	Différentes biomasses	Différentes technologies	Bilan sans comparaison	Autres bioplastiques	
Éthanol							
(Mu et al., 2010)	non		✓	✓			Copeau de saule, paille de maïs, papier, paille de blé.
(Wang, Wu and Huo, 2007)	non			✓			Maïs grain.
Chandel, 2007	oui	3	2	1			Maïs, soja, blé, orge, bois, papier
Blottnitz, 2007	oui	18	6	3	6		Blé, maïs, pomme de terre, manioc, matière lignocellulosique, canne à sucre et betterave.
PLA							
(James & Grant, 2005)	non	✓				✓	Maïs et manioc
(Vidal et al., 2007)	non	✓					Maïs
(Uihlein et al., 2008)	non	✓					Miscanthus et maïs
(Madival et al., 2009)	non	✓					Maïs
Vink et al., 2003; 2007)	non	✓					Maïs
TPS							
(James & Grant, 2005)	non	✓				✓	Maïs et manioc
(Patel, 2005)	oui	6					Maïs, pomme de terre, blé

Pour intégrer les aspects environnementaux à des prises de décisions d'investisseur, il est nécessaire de définir des critères pertinents au contexte de prise de décision. Comme l'a montré la revue de littérature, l'ACV est un outil parfaitement adapté pour représenter les enjeux environnementaux dans une optique de développement durable puisqu'elle considère de nombreux enjeux sur l'ensemble du cycle de vie du produit ou procédé étudié. Cependant, certains auteurs (Miettinen & Hämäläinen, 1997; Seppälä, et al., 2001) ont souligné la difficulté d'intégrer les résultats d'ACV à un processus de prise de décision parce que les catégories d'impacts sont relativement abstraites pour une personne peu familière avec la méthodologie d'ACV et que d'après eux, il n'existe pas de points de référence qui permettraient d'évaluer et de comparer l'importance relative de chaque catégorie d'impacts. Plusieurs normalisations ont été proposées pour permettre de comparer l'amplitude des impacts des différentes catégories. L'approche de normalisation régionalisée de Tolle (1996) semble particulièrement intéressante

mais n'a été appliquée qu'aux États-Unis, il est donc nécessaire de développer d'autres facteurs si l'étude a lieu en Alberta.

Enfin, l'arbre de choix développé par Gaudreault (2008) pour identifier une famille de critères cohérente ne semble pas garantir l'exigence de minimalisme lorsque d'autres critères que les environnementaux sont inclus dans la prise de décision.

CHAPITRE 2 HYPOTHÈSES ET OBJECTIFS

Suite à la revue de littérature effectuée, deux hypothèses de recherche ont été formulées :

Hypothèse 1: Des options technologiques de bioraffinerie moins matures que celles déjà commercialisées offrent un potentiel de réduction des impacts environnementaux sur l'ensemble de leurs cycle de vie.

Cette partie du travail a pour objectif d'évaluer l'influence sur les impacts environnementaux, de certains choix technologiques dans la production d'éthanol, de PLA et de mélange de TPS-PLA à base de triticales.

Hypothèse 2 : Les indicateurs découlant d'une ACV-C et la normalisation régionalisée permet à un panel ADMC de sélectionner une famille de critères cohérente, minimale et interprétable.

Cette partie a pour objectif d'intégrer l'environnement à la prise de décision et pour cela, d'identifier un ensemble d'indicateurs environnementaux minimal mais suffisant à considérer dans une prise de décision se voulant durable à partir des résultats ACV.

CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE

Ce chapitre décrit la méthodologie suivie afin d'atteindre les objectifs du projet. La méthodologie générale est d'abord présentée puis chaque étape importante est détaillée dans les sous-parties.

3.1 Méthodologie générale

La méthodologie générale pour répondre aux objectifs et valider l'hypothèse de recherche est présentée Figure 3-1.

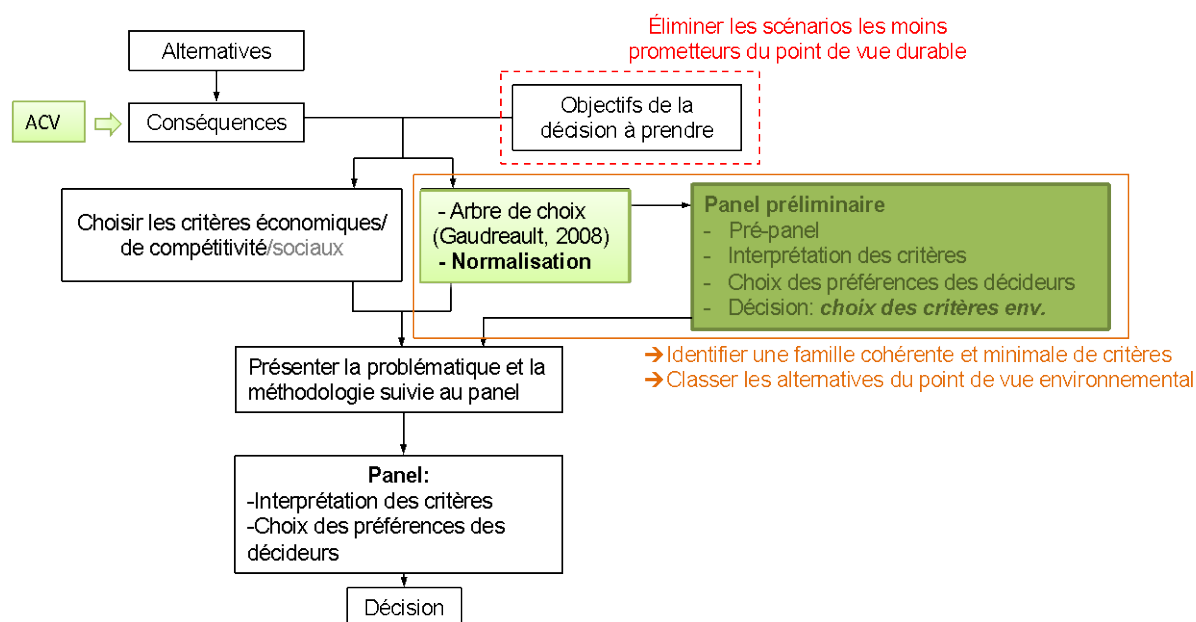


Figure 3-1: Méthodologie générale classique

La Figure 3-1 présente la méthodologie générale de l'ADMC simulée pour évaluer les options durables de la bioraffinerie à base de triticales. L'objectif de cette ADMC est d'identifier, à une étape préliminaire de design, les scénarios les moins prometteurs pour ne pas les considérer dans les étapes subséquentes de design. Les critères considérés représentent les aspects économiques, de compétitivité et environnementaux. Le présent projet se concentre sur les aspects environnementaux seulement.

Les scénarios sont d'abord définis (partie 3.2). L'ACV est utilisée pour évaluer les conséquences environnementales (partie 3.3) car il a été montré dans la revue de littérature que c'est un outil pertinent dans une démarche de développement durable et qui a déjà été utilisé dans la littérature dans des prises de décisions multicritères (Dinca et al., 2007; Ulukan et Kop, 2009).

Cette partie de la méthodologie permettra de remplir l'objectif 1 et de valider ou invalider l'hypothèse de recherche 1.

Il est ensuite proposé d'utiliser l'arbre de choix défini par Gaudreault (2008) pour sélectionner une famille de critères cohérente à partir des résultats d'ACV. Cependant, il a été montré que l'exigence de minimalisme n'était pas toujours respectée à cause de certaines lacunes de développements de la méthodologie ACV. Pour palier à cela, il est proposé de mener un panel d'ADMC préliminaire (partie 3.4) dont l'objectif est de réduire le nombre de critères à considérer dans la prise de décision globale incluant des aspects économiques et de compétitivité. Pour permettre aux décideurs d'évaluer l'amplitude des différentes catégories d'impacts, une normalisation régionalisée spécifique au contexte de l'étude a été développée (partie 3.4).

3.2 Définition des scénarios

Trois plateformes ont été étudiées : les carburants avec l'éthanol, les produits chimiques avec le PLA et les matériaux avec le mélange de TPS-PLA. Pour chaque plateforme, un cas de base a été identifié qui se veut représentatif des technologies les plus matures et les moins risquées du point de vue de l'investissement. À partir de ces cas de base, des scénarios ont été définis en ajoutant ou modifiant certaines unités. Tous les scénarios sont greenfield, implantés près de Red Deer, AB et utilisent toute la céréale (grain et paille) est utilisée. Un total de 16 scénarios a ainsi été identifié schématisé Figure 3-2.

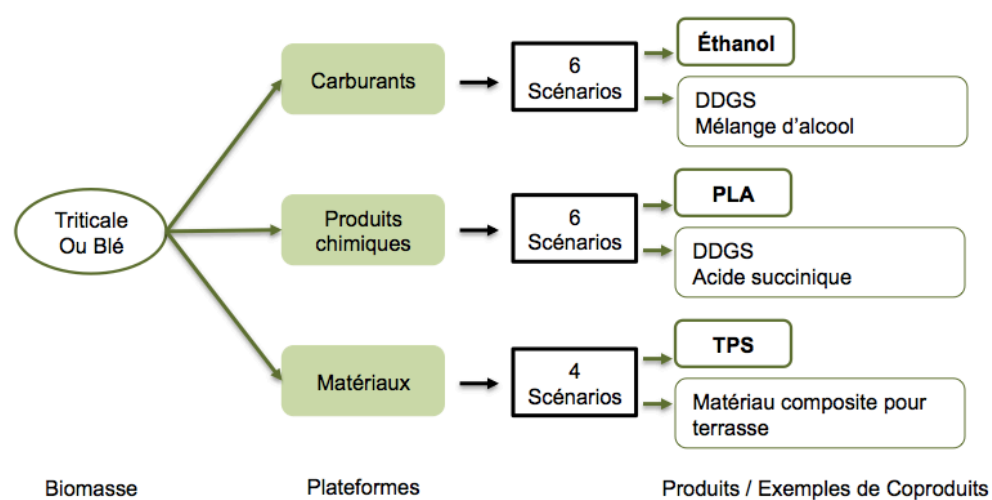


Figure 3-2: Synopsis des Scénarios étudiés

3.2.1 Cas de base d'éthanol

La ligne de grain est basée sur le procédé classique de mouture sèche suivi d'une fermentation. L'éthanol est ensuite séparé par distillation, rectification et tamis moléculaire. Les résidus solides, appelés drèche ou DGS¹, sont séchés et vendus comme aliments pour animaux. La paille est transformée en éthanol via gazéification avec coproduction d'alcools à plus longue chaîne carbonée. Les résidus des deux lignes sont brûlés dans un co-générateur qui produit de l'électricité et autant de biomasse supplémentaire que nécessaire est ajoutée au co-générateur pour être autonome en vapeur. Le diagramme de flux des lignes de grain et de paille est présenté Figure 3-3.

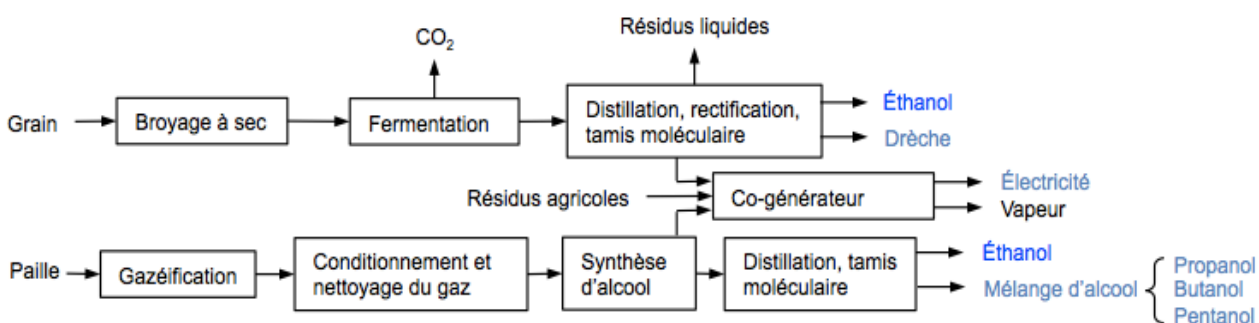


Figure 3-3: Diagramme de flux du cas de base pour la plateforme d'Éthanol

3.2.2 Cas de base du PLA

Le grain est broyé à sec, saccharifié puis fermenté en lactate de calcium et d'éthyle. Comme la plupart des microorganismes ne supportent pas les faibles pH, il est nécessaire d'ajouter de la chaux pour neutraliser le pH lors de la fermentation, ce qui mène à la production d'importantes quantités de gypse (environ 1 mt/mt d'acide lactique). Certaines technologies ont été développées pour réduire voire éliminer la production gypse. L'une de ces options est étudiée dans le scénario 3B (voir Tableau 3-1). Des étapes d'acidification, de cristallisation et d'estérification permettent de convertir le lactate de calcium en lactate d'éthyle. Celui-ci est séparé dans des colonnes à distiller puis converti en acide lactique via l'utilisation d'un

¹ Distiller Grain and Solubles

catalyseur. C'est l'acide lactique qui est à la base de la production du lactide polymérisable en PLA. La ligne de paille est similaire à celle de grain, mais la paille est prétraitée à la chaux pour aider la conversion de l'hémicellulose en sucres. De plus, la saccharification et la fermentation se font séparément avec ajout de chaux pour rendre la cellulose plus accessible aux enzymes. De l'acide succinique et de la drèche sont coproduits. De même que pour la production d'éthanol, les résidus des deux lignes sont brûlés dans un co-générateur qui produit de l'électricité et autant de biomasse supplémentaire que nécessaire est ajoutée au co-générateur pour être autonome en vapeur. Le diagramme de flux des lignes de grain et de paille est présenté Figure 3-4.

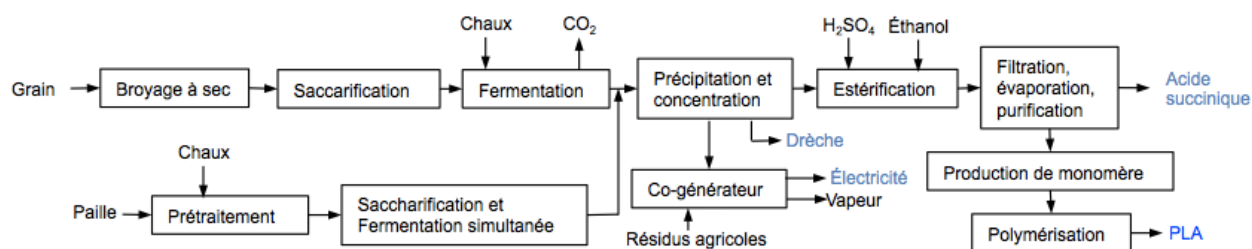


Figure 3-4: Diagramme de flux du cas de base de la plateforme de PLA

3.2.3 Cas de base du mélange de TPS-PLA

Le grain est décortiqué pour séparer le son, vendu comme nourriture animale, puis il est moulu à sec et extrudé avec du glycérol, de l'eau et du PLA fait à base de maïs aux États-Unis pour former un mélange de TPS-PLA à 40% de TPS. La paille est mise en granules puis extrudée avec du polypropylène (PP) pour former un matériau composite à teneur en paille de 30%. Le diagramme de flux des lignes de grain et de paille est présenté Figure 3-5.

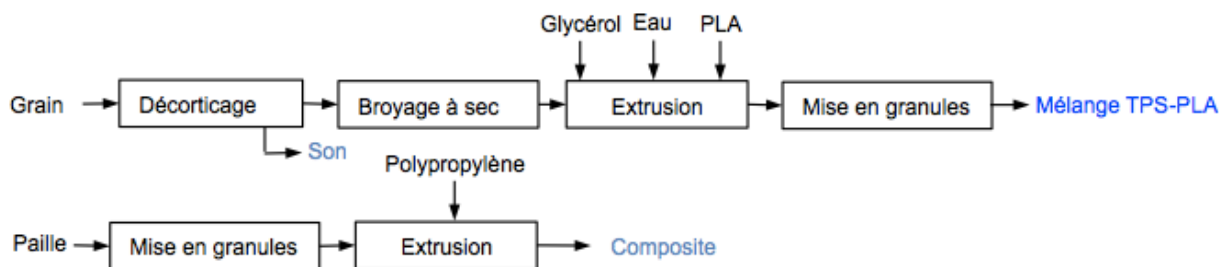


Figure 3-5: Diagramme de flux du cas de base pour la plateforme de TPS

3.2.4 Les scénarios

Chaque scénario a été défini dans le but de produire des coproduits supplémentaires ou réduire la consommation d'énergie. Le Tableau 3-1 présente les modifications apportées au cas de base pour chaque scénario ainsi que la justification de ces modifications, le détail des scénarios est présenté en annexe.

Tableau 3-1: Description des scénarios étudiées

Sc.	Changement dans le Procédé			Justification		
	Éthanol (A)	PLA (B)	TPS (C)	Éthanol	PLA	TPS
1	Toute la paille pour la cogénération			Maximiser la production d'électricité		
2	Broyage humide (plutôt que à sec)			Production de protéine		
3	Fermentation (plutôt que gaséification)	Ultra-filtration + electro-dialysis	Mise en pâte mécanique	Production de sucres C ₅ et lignine	Prod. d'acide acétique et réduction de la prod. de gypse	Si rétrofit
4	Séparation par membrane : pervaporation (plutôt que rectification)	Saccarification et Fermentation imultanée (plutôt qu'en deux unités)	-	Diminuer la consommation d'énergie		-
5	Unité de décortilage (ajouté en début de ligne)		-	Produire du son		-

Modification sur la ligne de grain

Modification sur la ligne de paille

3.3 Analyses de cycle de vie

Il est proposé de sélectionner des critères environnementaux à partir de résultats d'ACV car il a été montré dans la revue de littérature que c'est un outil pertinent dans une démarche de développement durable et qu'il a déjà été utilisé par d'autres auteurs pour identifier des critères environnementaux à considérer dans une prise de décision multicritères.

3.3.1 Objectifs de l'étude

Le but de l'étude est de comparer les impacts de différents choix technologiques dans le procédé de production de trois produits de bioraffinerie à base de triticales : l'éthanol, le PLA et le mélange TPS-PLA. Chaque produit est associé à une plateforme : les biocarburants, les produits chimiques et les biomatériaux. L'étude s'adresse à des investisseurs potentiels dans l'une des trois plateformes en Alberta et nous supposons que les investisseurs ont déjà identifié la plateforme dans laquelle ils souhaitent investir. L'objectif n'est donc pas de comparer les performances de chaque plateforme, mais de comparer les scénarios de production au sein de chaque plateforme.

L'étude permettra aussi d'évaluer les bénéfices d'utiliser du triticales plutôt que du blé comme biomasse agricole car le blé est la céréale directement en compétition avec le triticales en Alberta (IMC, 2008). L'étude ne s'intéresse pas à la comparaison avec les équivalents fossiles de chaque produit car nous supposons que les investisseurs ont déjà identifié qu'un marché pour le bioproduit de leur choix existait et veulent avoir de l'information sur leurs choix de procédés et non sur le positionnement du produit par rapport au pétrole.

3.3.2 Fonctions, unités fonctionnelles, flux de références et frontières des systèmes

La fonction de l'éthanol est de « propulser une voiture ». Celle du PLA et du mélange TPS-PLA est variable selon l'application dans laquelle ces bioplastiques sont utilisés. Dans le cas de clayettes, la fonction principale serait de contenir des produits alimentaires. Dans le cas de films, la fonction serait de conserver la fraîcheur d'aliments.

Les unités fonctionnelles choisies sont basées sur la production annuelle des bioraffineries pour les raisons suivantes :

- L'objectif n'est pas de comparer les plateformes mais seulement les scénarios au sein de chaque plateforme.
- On suppose que la qualité des produits principaux (éthanol, PLA et mélange TPS-PLA) est la même dans tous les scénarios. De ce fait, les étapes d'utilisation et de fin de vie sont

identiques et le flux de référence pour remplir une unité fonctionnelle, quelle qu'elle soit, sera identique pour chaque scénario.

- Enfin, l'objectif n'est pas d'identifier un point chaud dans le cycle de vie complet d'un produit mais de comparer des technologies.

Par conséquent l'étude est limitée à une étude dite du berceau à la barrière et pour chacune des trois ACV, les unités fonctionnelles sont les suivantes:

Produire 40 millions de gallons d'éthanol

Produire 100 000 tonnes de PLA

Produire 75 000 tonnes de mélange TPS-PLA

Les flux de référence sont donc 40 millions de tonnes d'éthanol, 100 000 tonnes de PLA et 75 000 tonnes de mélange de TPS-PLA. Les frontières du système sont présentées **Error! Reference source not found.**3-6, de façon générique aux trois plateformes.

3.3.3 Choix de l'approche conséquentielle

L'approche conséquentielle a été choisie pour avoir, comme le défend Schmidt (2009), une vision plus réaliste des impacts de chaque choix technologique. Parmi toutes les caractéristiques de l'ACV-C, deux ont été considérées : les processus multifonctionnels ont été traités par extension des frontières et les changements indirects d'utilisation des terres ont été inclus dans l'étude.

3.3.3.1 Gestion des procédés multifonctionnels

Parmi les produits issus de processus multi fonctionnels, on peut faire la distinction entre les produits déterminants et les produits dépendants. Les produits déterminants sont ceux qui justifient la production, c'est-à-dire ceux dont on réduit ou augmente la production en fonction de la demande. Les produits dépendant sont ceux qui sont coproduits mais dont la demande n'influent pas sur leur production (Weidema, 2003). Toutes les ACV faite dans le cadre de ce projet sont centrée sur les produits déterminants de la bioraffinerie qui sont l'éthanol, le PLA et le mélange de TPS-PLA.

On suppose que la mise sur le marché des coproduits dépendants ne fait pas varier la demande et que la production de produits fonctionnellement équivalents (e.g., les DDGS¹ remplacent de l'orge pour la nourriture animale) va par conséquent diminuer si ce sont des produits déterminants. Les impacts de production des produits déterminants que les coproduits remplacent sur le marché sont alors crédités au cycle de vie à l'étude. On dit que les coproduits sont gérés par extension des frontières. Si les produits remplacés sur le marché sont dépendants, leur production ne peut être diminuée et les impacts de leur gestion (en tant que déchet ou autre) doit être inclus dans les frontières du système.

3.3.3.2 Changement indirects d'utilisation des terres

Les changements indirects d'utilisation des terres (iLUC² en anglais) ont lieu lorsque le fait d'utiliser des terres agricoles précédemment utilisées pour l'alimentaire mène à un changement d'utilisation des terres ailleurs, pour compenser la perte de production alimentaire. Ces changements d'utilisation des terres ont des impacts sur la biodiversité, les émissions de gaz à effet de serre (GES) et la qualité des sols. Bien qu'ils n'y ai pas de consensus sur la façon de calculer leurs impacts, il est généralement admis qu'ils ne sont pas négligeables (Cornelissen & Dehue, 2009). Dans l'étude, seul les impacts sur les GES sont pris en compte car c'est l'aspect pour lequel les méthodes d'évaluation d'impacts sont le plus développées. Plusieurs approches ont été recensées qui peuvent être classées en trois familles (Ifeu, 2009) :

- Les méthodes basées sur des modèles macroéconomiques, qui modélisent mathématiquement l'ensemble des échanges économiques.
- Les méthodes basées sur des scénarios qui cherchent à représenter les chaînes de cause à effet menant aux changements d'utilisation des terres les plus probables. Bien que n'ayant pas recours à des modèles macroéconomiques, les hypothèses permettant de justifier les scénarios choisis se basent sur des analyses statistiques des tendances historiques de marché et sur des études de marché qui sont aussi la base de la plupart des modèles macroéconomiques. Le travail mené par la boîte de conseil E4tech sur la

¹ Dry distiller Grain and Solubles

² iLUC : indirect Land Use Change

demande du gouvernement de la Grande Bretagne en est un très bon exemple (Bauen et al., 2010).

- Les méthodes qui utilisent une simple valeur moyenne : certains auteurs, tel que Fritsche (2010), ont développé des facteurs de risques d'émissions dues aux iLUC génériques au lieu de production de la biomasse en supposant que l'ensemble des pays participant au commerce international contribueraient à compenser l'augmentation de demande en biomasses.

Les méthodes basées sur des modèles macroéconomiques se veulent plus représentatives de la complexité des échanges. Cependant, la forte variabilité entre les résultats de différents modèles macroéconomiques montre qu'une plus grande complexité de modélisation n'améliore pas la précision des résultats (Ifeu, 2009). Le principal inconvénient de cette approche réside dans sa complexité qui rend les résultats très peu transparents et difficiles à obtenir sans une très bonne connaissance du modèle. De plus, il n'est pas possible d'appliquer cette approche à une faible augmentation de la demande due à la sensibilité des modèles. Cependant, ces modèles permettent de mieux comprendre les réactions et interactions de marché ainsi que les ordres de grandeur des impacts. En opposition, les méthodes qui décrivent les chaînes de cause à effet par des scénarios se veulent plus transparentes et identifient plusieurs scénarios pour évaluer la sensibilité des résultats aux hypothèses posées. Elles sont donc beaucoup plus faciles à aborder mais demandent beaucoup de connaissances et d'analyse des tendances de marché pour poser des hypothèses plausibles. Finalement, la méthode de Fritsche s'appuie sur beaucoup d'hypothèses qui ne sont pas basées sur des observations scientifiques empiriques (Ifeu, 2009) ce qui donne à cette approche une valeur plutôt d'ordre de grandeur pour une analyse préliminaire.

La méthode dite *de cause à effet* (par scénarios) développée par E4Tech pour le gouvernement de Grande Bretagne (Bauen et al., 2010) a été utilisée pour calculer les émissions car c'est la méthode la plus transparente. De plus, elle est moins complexe à implémenter que les méthodes basées sur des modèles macro-économiques et a plus de fondements scientifiques que la méthode de Fritsche. Un premier scénario a été établi où l'ensemble des changements d'utilisation des terres sont supposés avoir lieu au Canada, puis des analyses de sensibilités ont montrées que le classement des alternatives n'étaient pas sensibles à cette donnée. D'autres scénarios n'ont donc pas été définis.

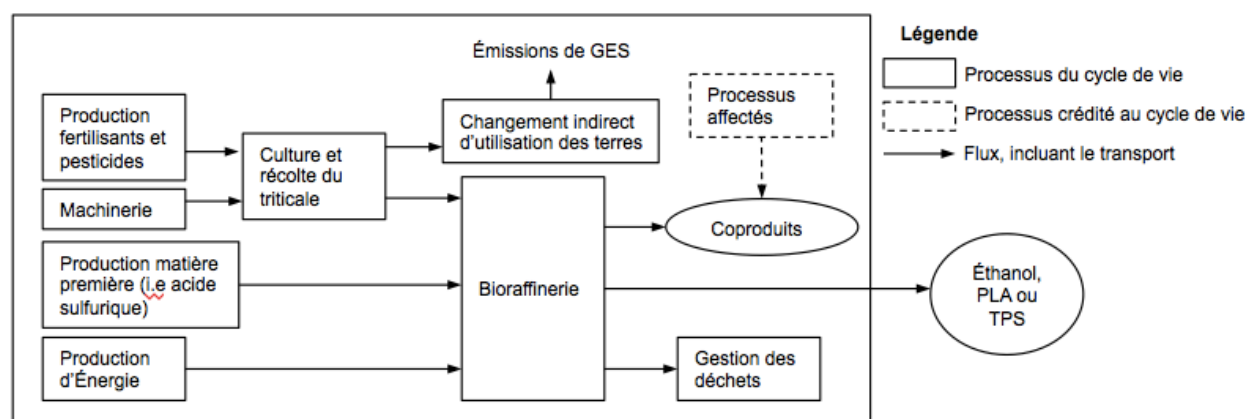


Figure 3-6: Description des frontières du système

3.3.4 Méthodes de calcul

3.3.4.1 Logiciel

Lorsque l'ensemble des données requises a été obtenu et que les flux associés ont été mis à l'échelle de l'unité fonctionnelle, les systèmes de produits ont été modélisés à l'aide du logiciel d'ACV commercial SimaPro 7.3. Ce logiciel, développé par Pré Consultants (www.pre.nl), permet de calculer l'inventaire complet et les impacts de cycle de vie associés aux flux et émissions inventoriées lors de la collecte de données.

3.3.4.2 Imputation

Comme énoncé précédemment, les coproduits de premier plan (i.e. issus de la bioraffinerie à l'étude) sont gérés par extension des frontières identifiées en suivant la méthodologie développée par Weidema (2003) et sont présentés dans l'article. Les règles d'imputations pour tous les processus multifonctionnels autres que la bioraffinerie de premier plan, sont celles définies par défaut dans la base de données ecoinvent 2.2. Dépendamment des processus les imputations sont faites sur des bases physiques ou économiques.

3.3.4.3 Méthode d'impact

La méthode IMPACT 2002+ a été utilisée pour calculer les impacts des cycles de vie. Cette méthode, dont la structure est présentée Figure 1-8, combine une approche problèmes, avec 14 indicateurs, et une approche dommages qui rassemble les 14 indicateurs en 4 catégories : la

santé humaine, la qualité des écosystèmes, le réchauffement climatique et la consommation des ressources non renouvelables. Développée en 2002, elle reprend certains facteurs de caractérisation de Ecoindicateur 99 et utilise des nouvelles méthodes et facteurs pour la santé humaine et la toxicité. Reconnue internationalement dans le domaine de l'ACV, cette méthode a l'avantage de ne pas inclure les impacts des émissions de GES sur la santé humaine et la qualité des écosystèmes. Ce choix de modélisation est considéré comme un avantage dans ce projet car les impacts des émissions de GES sont jugés trop incertains par certains décideurs pour être inclus dans d'autres catégories de dommages.

3.3.5 Collecte et sources de données

Pour établir l'inventaire des cycles de vie des 16 scénarios à l'étude, plusieurs sources ont été utilisées. Les entrants et sortants des 16 bioraffineries ont été obtenus en effectuant des bilans de masse et d'énergie à partir de la littérature disponible sur les différentes technologies considérées. Ces bilans ont été faits par deux étudiants au doctorat travaillant sur d'autres aspects de cette même étude de cas et sont présentés en annexe. Les données de culture du triticales et du blé ont été tirées de communications personnelles (Beres, 2011), de Statistique Canada (Statistique Canada, 2010b), de fiches d'informations d'Agriculture Alberta et Agriculture Ontario (Agriculture Alberta, 2000; Agriculture Saskatchewan, 2006) et de la base de donnéesecoinvent 2.2. Enfin, les inventaires de tous les flux de second plan sont tirés de la base de donnéesecoinvent 2.2.

3.3.6 Description des systèmes et hypothèses de modélisation

Sont inclus dans la modélisation :

- La culture du triticales incluant les fertilisants, les pesticides et la machinerie
- Le transport du triticales et des résidus agricoles complémentaires du champ à l'usine en camion de l'ordre de 5 à 20km dépendamment de la quantité nécessaire.
- La transformation du triticales en éthanol, PLA ou TPS d'après les bilans de masse et d'énergie présentés en annexe.

Pour modéliser les systèmes, il a fallu poser des hypothèses. La première série d'hypothèses concerne le lieu d'implantation de l'usine et les distances de transport:

- On suppose que l'usine est construite au milieu de la zone de récolte de la biomasse, près de Red Deer où sont situées les meilleures terres agricoles (les terres noires). Une analyse de sensibilité sur le type de terres utilisées sera menée pour tester l'influence de cette hypothèse.

- Toutes les distances de transport ont été calculées avec Google Maps, du principal site de production le plus proche à Red Deer en supposant que le transport entre les grandes villes se faisait en train, et les autres transports en bateau transocéanique ou camion de plus de 28 tonnes.

La deuxième série d'hypothèses concerne la culture et la récolte de la biomasse. Les inventaires du blé et du triticales ont été adaptés à partir de l'inventaire du blé cultivé au États-Unis présent dans la base de données ecoinvent (*Wheat grains, at farm/kg/US*) d'après les hypothèses suivantes.

Hypothèses pour le blé : pas d'irrigation (Winter, 2010), application de 90 kg d'azote/ha (Beres, 2011), de 33.62 kg de phosphate/ha et de 1.7 kg de potasse/ha (Agriculture Alberta, 2000), rendement de 3,95 tonne/ha (IMC, 2008).

Hypothèses pour le triticales : on considère le rendement dans un futur à moyen terme soit 13% supérieur à celui du blé (IMC, 2008). Pour les mêmes entrants que le blé, on suppose donc que la production est 13% supérieure à celle du blé.

Hypothèse commune aux deux cultures :

- La paille est récoltée en laissant 20% au sol pour limiter l'érosion du sol
- La récolte de 80% de la paille est compensée par l'application de fertilisant équivalent à la teneur en nutriments dans la paille (Agriculture Saskatchewan, 2006).
- L'absorption des métaux par les céréales n'est pas considérée car la modélisation des impacts toxicologiques des métaux est surestimée et non représentative (Haye et al., 2007).

Hypothèses pour la culture du triticales sur terres marginales (terres brunes) : pas d'irrigation, application de 60kg d'azote/ha (Beres, 2011), de 22.42 kg de phosphate/ha et de 1.1 kg de potasse/ha (Agriculture Alberta, 2000), rendement de 2,97 ton/ha (IMC, 2008)

Un facteur de 66 tonnes CO₂ eq/ha a été considéré pour les changements indirects d'utilisation des terres (iLUC) en supposant que tous les iLUC ont lieu au Canada. Les données du US EPA (EPA, 2010) ont été utilisées; le détail du calcul est présenté en annexe.

3.4 Sélection des critères pour une prise de décision durable

Les décideurs veulent prendre en compte de plus en plus d'aspects, incluant les aspects environnementaux. Pour que la prise de décision reste gérable, le nombre de critères considérés doit être minimal (Seppälä et al., 2001). L'objectif de cette partie de la méthodologie est donc d'identifier un ensemble de critères *nécessaires et suffisants* concernant les aspects environnementaux. On entend par *nécessaire*, un ensemble de critères qui représente les problématiques les plus importantes qui pourraient affecter la durabilité des stratégies de bioraffinerie à base de triticales. On entend par *suffisant*, un ensemble qui couvre **toutes** les problématiques importantes.

L'identification d'un tel ensemble de critères s'est faite en trois étapes présentées Figure 3-7.

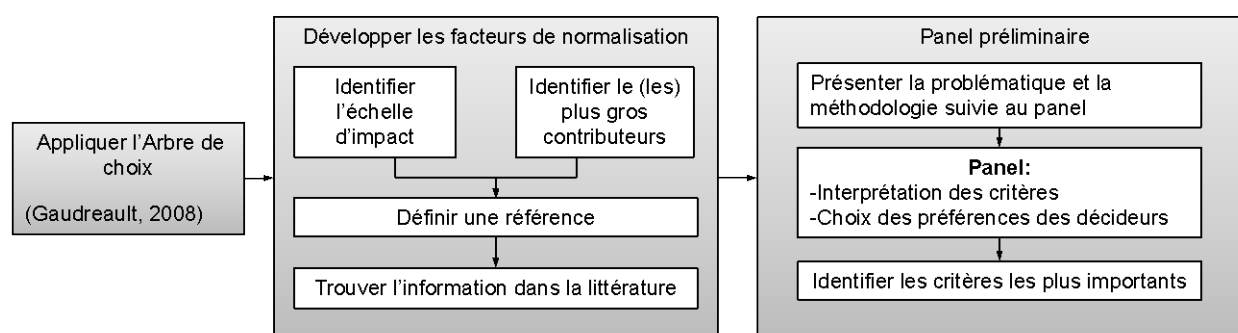


Figure 3-7: Méthodologie pour identifier une famille de critères environnementaux cohérente, minimale et interprétable

L'arbre de choix défini par Gaudreault a été appliqué en tenant compte des résultats d'ACV obtenus ce qui a permis de définir une famille de critères cohérente. Des facteurs de normalisation ont ensuite été définis pour chaque indicateur d'impact pour aider l'identification des critères les plus importants dans le contexte de la prise de décision (détaillé partie 3.4.1). Le nombre de critères étant trop important, la famille a ensuite été raffinée grâce à la simulation d'un panel d'ADMC (détaillé partie 3.4.2) pour rencontrer le critère de minimalisme.

3.4.1 Développement d'un ensemble de facteurs de normalisation régionalisé pour faciliter l'interprétation

Comme l'ont soulevé Miettinen & Hämäläinen (1997) et Seppälä (2001), il est nécessaire d'avoir de bons points de référence pour évaluer et comparer l'importance relative de chaque catégorie d'impacts. Plusieurs normalisations ont été développées pour répondre à cette problématique et suite à un échange avec les panélistes, la normalisation régionalisée (Tolle, 1997) semble une bonne voie pour faciliter l'interprétation car elle normalise avec une référence qui est cohérente avec l'échelle d'impact de chaque indicateur.

Pour identifier les facteurs de normalisation adaptés au contexte de l'étude, l'échelle d'impact de chaque catégorie a d'abord été identifiée en se basant sur le travail de Tolle (1997). Les principaux contributeurs aux impacts ont ensuite été identifiés grâce à une analyse des résultats d'ACV. En fonction de ces deux informations, une référence a été choisie et une valeur a pu être affectée grâce à une recherche dans la littérature. Les facteurs ont ensuite été présentés au panéliste pour valider avec eux que la référence choisie était pertinente et leur permettait de mieux interpréter l'amplitude des impacts de chaque catégorie.

Les facteurs de normalisation prennent en compte les profils de contribution des scénarios, différents profils pour une autre plateforme ou un autre produit pourrait rendre préférable un autre choix de facteurs pour être plus parlant pour les décideurs.

3.4.2 Analyse AMCD pour identifier les critères nécessaires et suffisants

L'objectif de cette dernière partie de la méthodologie est d'identifier un ensemble de critères nécessaires et suffisants pour la prise de décision incluant d'autres aspects tels que des aspects économiques et de compétitivité. Pour cela un panel d'ADMC peut être simulé pour représenter au mieux le type de prise de décision effectuée en entreprise. De ce point de vue, le panel ADMC présente deux principaux atouts :

- Il permet de rassembler des personnes ayant des expertises variées et complémentaires (par exemple financières, environnementales, techniques etc.). Dans le cas d'une entreprise, ces experts peuvent venir de différents départements. L'importance d'avoir un panel pluridisciplinaire est directement reliée aux critères considérés.

- Il permet la confrontation des opinions des panélistes. L'ensemble des discussions permet de faire changer ou d'affirmer les positions des membres du panel et ainsi de renforcer la prise de décision.

Un panel multidisciplinaire a été simulé à l'aide d'étudiants au doctorat et d'un chercheur de ressources naturelle Canada ayant des domaines d'expertises variés, mais ayant tous une connaissance de la bioraffinerie, pour identifier les enjeux environnementaux clefs de la bioraffinerie agricole dans le contexte de l'étude.

Comme indiqué Figure 1-9, les scénarios, le contexte et les objectifs de la prise de décision ainsi que la méthodologie suivie pour évaluer les conséquences des scénarios doivent être présentés au panel avant de le rassembler. D'après Janssen (2010), la familiarisation du panel au contexte de prise de décision est une étape essentielle. Dans le projet cette présentation s'est faite lors d'une conférence téléphonique regroupant tous les panélistes. Cette étape est l'occasion pour les panélistes de poser toutes les questions nécessaires à la compréhension de la méthode employée, des enjeux et du contexte. Si les panélistes veulent apporter des modifications aux critères, c'est à ce moment qu'ils peuvent le suggérer, leurs remarques seront alors intégrées avant la mise en place du panel.

Par la suite, les panélistes sont invités à se rassembler pour discuter de l'interprétation des critères et pour les pondérer. Le jour du panel, la séance est séparée en trois étapes :

- ***Présentation des critères:*** cette étape permet d'une part de valider la définition des critères et des facteurs de normalisation et si besoin de reformuler la définition pratique pour plus de clarté. D'autre part, elle permet de s'assurer que la compréhension et l'interprétation des critères est commune aux panélistes. Cette étape permet aussi aux panélistes de donner leur accord commun sur l'ensemble du problème décisionnel et de s'assurer que les potentiels manques de consensus ne seront pas dus à une mauvaise définition du problème ou à une interprétation différente des critères par les différents panélistes.
- ***Présentation des performances des scénarios pour chaque critère :*** cette étape permet aux panélistes de comprendre les enjeux spécifiques au contexte de l'étude

- **Pondération** : les critères sont comparés deux à deux par les panélistes en utilisant la méthodologie MAUT avec l'approche de compromis, dites « *trade off* » en tenant compte du contexte de l'étude et des résultats présentés.

La méthode MAUT a été utilisée car c'est une méthode quantitative qui est bien adaptée pour des critères quantitatifs. Le principal avantage par rapport à une méthode qualitative est d'être sûr que tous les décideurs utilisent la même échelle de valeur. La pondération a été obtenue en utilisant la méthode trade off car elle permet une complète compensation entre les critères (Ananda & Herath, 2009).

Le score environnemental des scénarios est obtenu, tel que présenté dans la section 1.4.1.2, en faisant la somme pondérée des fonctions d'utilité des chaque critère. Dans le cadre de ce projet, la fonction d'utilité la plus simple a été utilisée qui revient à normaliser les résultats de tous les indicateurs d'impacts entre 0 et 1. La valeur de 0 est attribuée à la pire performance, c'est à dire à l'impact le plus élevé et la valeur de 1 est attribuée à la meilleure performance, c'est à dire à l'impact le plus faible.

Deux normalisations ont donc été utilisées:

- la normalisation définie section 3.4.1 pour faciliter l'interprétation des indicateurs aux décideurs;
- La normalisation entre 0 et 1 des résultats d'impact pour pouvoir les additionner et obtenir le score global des scénarios.

3.4.2.1 Exigence de minimalisme

À l'issue de la pondération, les critères ayant obtenu les plus haut poids seront retenus pour la prise de décision globale. Il sera alors considéré que ces critères respectent l'exigence de minimalisme et qu'ils représentent les problématiques les plus importantes aux yeux des décideurs puisqu'ils ont obtenus les plus haute pondérations. Pour identifier quel est le poids seuil pour sélectionner les critères les plus importants, une discussion aura lieu entre les panélistes.

CHAPITRE 4 RÉSULTATS

4.1 Présentation de l'article

Ce chapitre présente l'article intitulé « Systematic Assessment of Triticale-based Biorefinery Strategies: Environmental Evaluation using LCA » soumis en novembre 2011 au Journal BioFPR: Biofuel, Bioproducts & Biorefining. L'article a été coécrit avec Pascal Lesage, Paul Stuart et Rejean Samson (École Polytechnique Montréal). L'article reprend de façon succincte la méthodologie suivie puis présente les résultats d'ACV des trois plateformes : éthanol, PLA et mélange PLA-TPS, l'analyse de sensibilité sur les conditions de culture du triticale et les résultats du panel d'AMCD.

4.2 Systematic Assessment of Triticale-based Biorefinery Strategies: Environmental Evaluation using Life-Cycle Assessment

4.2.1 Abstract

Triticale (X Triticosecale Wittmack) is a non-food energy crop with potential as a biorefinery feedstock. In addition to technical, economical, and commercial risks, it is of critical importance that environmental issues be considered in the decision-making process regarding the development of the triticale-based biorefinery. In this study, life-cycle assessment (LCA) has been used for this purpose. To facilitate overall decision-making including economic and other metrics, the number of environmental indicators should be minimized, and yet at the same time, these indicators should be representative, comprehensive, and easy to interpret. To identify such a set of environmental indicators from LCA results, a multi-criteria decision-making (MCDM) panel study was carried out and an external set of normalization factors used to assist in this decision-making context.

The influence of eight technology choices on the environmental impacts resulting from the production of ethanol, polylactic acid (PLA), and thermoplastic starch (TPS) blend was assessed. Moreover, the environmental benefits of improved triticale yield and its ability to grow on marginal land were assessed. Although the complete spectrum of environmental impact categories was evaluated, the MCDM panel selected four criteria to be brought forward to an

overall decision-making panel. The greenhouse gas (GHG) emissions metric was judged as the most important, followed by non-renewable resource depletion, cropland occupation, and human health. Moreover, it was shown that certain technology choices such as ultra-filtration and cogeneration significantly influence the environmental impacts of the triticale biorefinery.

4.2.2 Introduction

Triticale (X Triticosecale Wittmack) is a promising crop for use in the biorefinery because of its high growth rate and high starch content. Furthermore, it is relatively weed-resistant and can grow on marginal lands.¹ Many conversion routes have been developed or adapted for triticale, and there is a particular interest for developing projects in the grain-growing province of Alberta. A systematic assessment of the economic, competitive, and environmental performances of various candidate biorefinery pathways should be conducted in the early stages of a project development to identify the most promising product-process combinations.² Sanaei et al.³ and Dikko et al.⁴ have discussed the techno-economic and market aspects of the triticale biorefinery; this paper focuses on the environmental aspects necessary for sustainable decision-making.

Life-cycle assessment (LCA) is one of the most commonly used tools for evaluating the environmental impacts of a product or process.⁵ It considers the product chain from raw material extraction to end of life by compiling all the inputs and outputs implied in the life cycle under study and the evaluation of their potential impacts.⁶ LCA is recognized as the appropriate method for assessing the environmental performance of biorefinery options⁷ using a sustainability perspective because it provides a comprehensive view of the environmental trade-offs over the entire life cycle of a product or process.⁸

Limiting the number of criteria to be used in an overall decision-making activity is important to keep this activity manageable. To reduce the number of environmental criteria while preserving those that are most relevant to the overall project decision-making context, Chambost et al.² proposes the use of initial MCDM panels before the final decision-making panel, including one dedicated to environmental criteria as well as others for economic and market criteria. The goal of these initial MCDM panels is to identify the most important criteria to evaluate within each aspect. This research sought to achieve this goal by identifying the most significant environmental criteria to bring forward to the final MCDM.

According to Miettinen⁹, criterion weighting should depend on (a) how serious the problem is perceived to be and (b) how much the performance of the alternatives varies. Normalization provides a better insight into the significance of the environmental impacts calculated using LCA than is possible using raw results. It is therefore a critical step for results interpretation and criterion weighting. As described by Norris¹⁰, the two main normalization approaches used in LCA are called internal and external normalization. Internal normalization uses a case-specific scenario as a base-line reference, e.g., impacts from an unmodified base-case operating facility, while external normalization expresses results relative to generic values external to the assessed product, for example the annual impact of an average inhabitant of Canada. The latter normalization approach provides information about the significance of the impacts compared to the external reference considered. To communicate useful information to decision-makers, the external reference used for normalization should be well adapted to the decision context; sometimes it can be difficult to establish a pertinent reference. It was therefore judged necessary to develop normalization factors which were adapted to the present case study to evaluate biorefinery processes.

The work presented in this paper had the objectives of (a) characterizing and comparing the environmental impacts of various conversion routes for ethanol, PLA, and TPS/PLA blend production; (b) for the case of PLA, identifying the most pertinent criteria to carry forward to the overall MCDM; and (c) evaluating the benefits of triticale productivity and its ability to grow on marginal lands.

4.2.3 Methodology

4.2.3.1 Alternatives studied

Each platform is composed of a minimum-risk base case (Figure 4-1) and various alternatives (Table 4-1) in which increasing technology risk has been implemented through process changes. The grain line of the ethanol base case is based on the Husky process¹¹, while straw is converted by gasification. The grain line of the PLA base case is based on the NatureWorks process¹²⁻¹⁴, while the straw line consists of a pre-treatment with lime followed by a simultaneous saccharification and co-fermentation, after which the flow joins the grain line. Finally, to produce the TPS/PLA blend, grain is milled by dry milling, then extruded in the

presence of water, glycerine, and PLA¹⁵, and then pelletized. Straw is pelletized, then extruded in the presence of polypropylene. The conversion routes under study are presented in more detail by Chambost *et al.*²

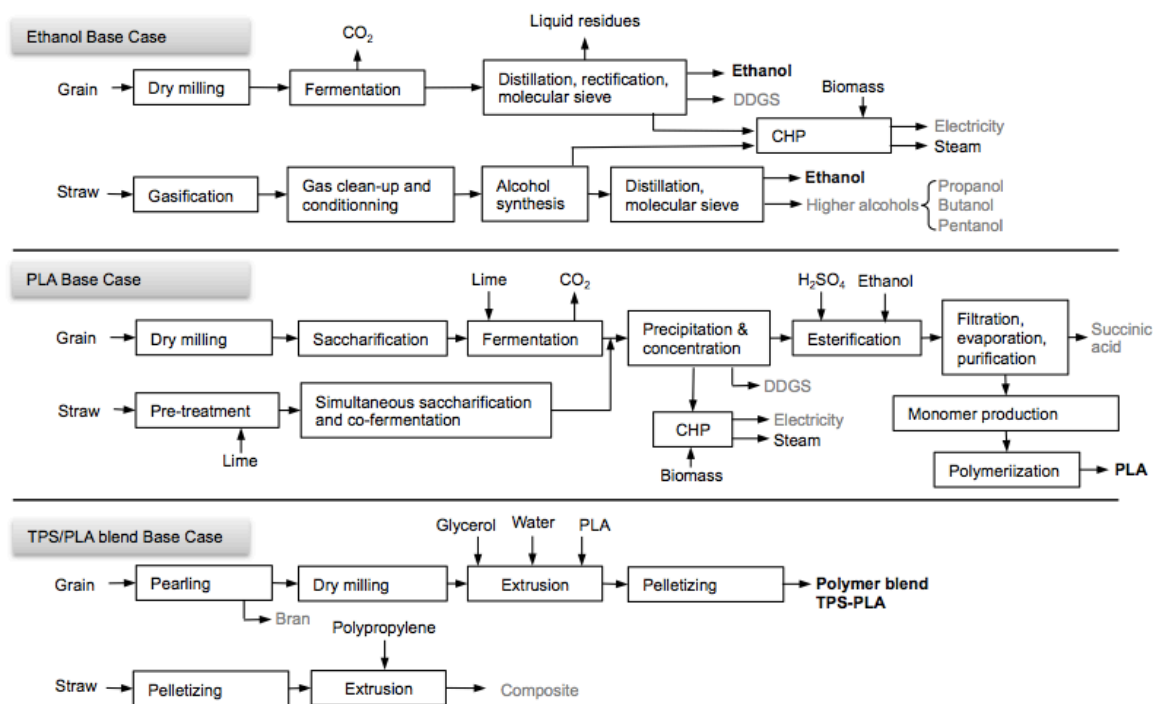


Figure 4-1: Block flow diagrams of the ethanol, PLA, and TPS/PLA blend base cases.

Alternatives to the base cases have been generated for all platforms considering different and emerging processing routes leading to higher risks associated with the processes (Table 4-1). In the first set of alternatives, all the straw is sent to a cogeneration heat and power (CHP) unit to maximize electricity production. In Alternatives 2, the dry milling unit is replaced by wet milling, which consists of milling the grain in the presence of water and sodium hydroxide and results in purer starch in the main flow and protein as a co-product. In Alternatives 3, in the ethanol platform, a process consisting of a pre-treatment of straw using pressurized low-polarity water¹⁶ and the production of ethanol using simultaneous saccharification and co-fermentation (SSCF)¹⁷ replaces gasification. In the PLA platform, conventional separation is replaced by ultra-filtration and electrodialysis¹⁸, resulting in a more efficient separation process and yielding acetic acid as a co-product. In the TPS/PLA platform, the straw is pre-treated by mechanical pulping; the cellulose is extracted and used for biocomposite production, and the rest of the straw can be combusted in a CHP to co-produce electricity. Alternative 4 in the ethanol platform consists of

replacing the conventional separation and purification process by a pervaporation-fermentation hybrid followed by a molecular sieve, which enables continuous operation of the process. In the PLA platform, a unique simultaneous unit replaces the saccharification and fermentation units. Finally, in Alternatives 5, a pearling unit that separates the grain from the bran is included in the grain line to increase main-flow purity and to reduce the size of other units.

Table 4-1: Description of alternatives.

Alt.	Change in Process			Characteristics
	Ethanol	PLA	TPS/PLA	
1	All straw sent to CHP			Displacement of grid electricity, resulting in high CO _{2eq} and resource credits
2	Wet milling ^a			Slightly higher general impacts due to higher energy consumption
3	Fermentation of straw	Ultrafiltration + electrodialysis ^{a,b}	Mechanical pulping ^b	<p>Ethanol: higher energy consumption</p> <p>PLA: significant reduction of acidification impacts due to less sulphuric acid input</p> <p>TPS/PLA: High CO_{2eq} and resource credits from electricity co-production</p>
4	Pervaporation separation unit ^a	SSCF ^a	-	No significant benefit from energy saving
5	Pearling unit (added before grain milling)		-	No significant impacts

^a Change on grain line ^b Change on straw line

4.2.4 Life-cycle assessment

4.2.4.1 Goal and scope definition

The aim of the study is to assess the influence of different process choices (Table 4-1) in three different triticale-based biorefinery platforms. Functional units, presented in Table 4-2, are

based on the annual design capacity, and the LCA boundaries presented in Figure 4-2 are “cradle to gate,” i.e., they extend only from feedstock procurement to the end of the production stage, excluding product distribution, use, and end-of-life processing.

Table 4-2: Functional unit for each platform

Platform	Functional unit
Ethanol	To produce 40 MMgal of ethanol
PLA	To produce 100,000 tonnes of PLA
TPS/PLA blend	To produce 75,000 tonnes of TPS/PLA blend

The reader should note that each platform has a different end function (ethanol is for a biofuel application, PLA is for food packaging and TPS/PLA blend is for decking), and therefore the results cannot be used to compare alternatives from two different platforms. In fact, the comparisons of alternatives for the three platforms should be considered as three independent LCA studies.

Multi-output processes (e.g., co-production of electricity in ethanol production) were addressed with system expansion, i.e., the co-products entering the market were assumed to displace an equivalent quantity of functionally equivalent products (called affected products) from an alternative production route; the impacts of producing the affected products were therefore avoided and were credited to the system. GHG emissions from indirect land-use changes were also included in the system.

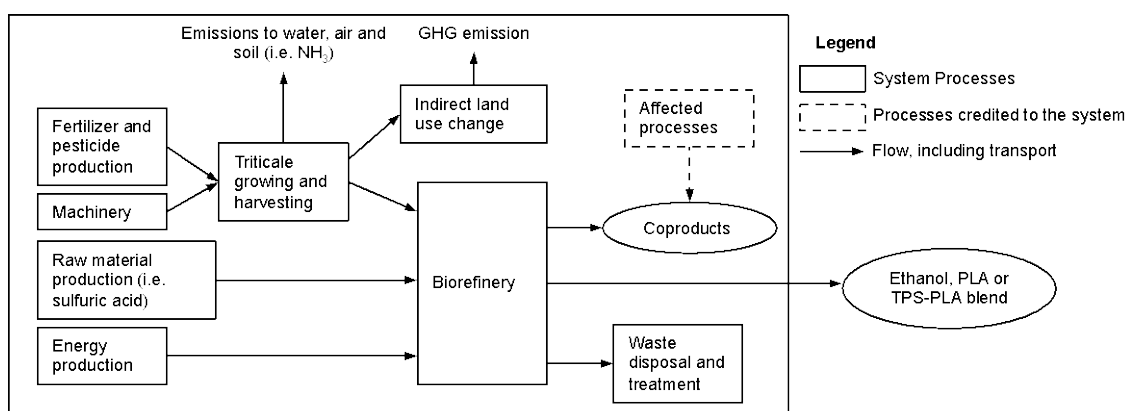


Figure 4-2: Delimitation of system boundaries.

Impacts have been assessed using the IMPACT 2002+ v2¹⁹ method. IMPACT 2002+ is an impact-assessment methodology which calculates mid-point categories for a problem level (e.g., acidification, land occupation, ozone depletion) and gathers them into end-point categories at a damage level (i.e., human health, ecosystem quality, non-renewable resource depletion, climate change (called GHG emissions in this paper)).

4.2.4.2 Inventory

To conduct an LCA, an inventory of every input and output at every stage of the process or product life cycle must be estimated. Feedstock growing, harvesting and transport, raw material production and transport, energy inputs for the production, and emissions from the CHP were included. Energy and raw material inventories were based on process information provided by Chambost.² Life-cycle inventory data for the material and energy involved were extracted from the Ecoinvent 2.2 database.

Triticale yield is currently approximately 13% higher than that of Canadian Prairie Spring (CPS) wheat (*Triticum* spp).²⁰ Therefore, the basis for the triticale inventory is the Ecoinvent dataset for wheat grown in the United States, which was adapted to Red Deer conditions with the yield increased by 13%: nitrogen inputs are approximately 90kg/ha ([http://www1.agric.gov.ab.ca/\\$department/deptdocs.nsf/all/agdex96](http://www1.agric.gov.ab.ca/$department/deptdocs.nsf/all/agdex96)), no irrigation²¹, and yield is 3.95 tonnes/ha.²¹ Triticale grown on marginal land was assessed using the following assumptions: nitrogen input of 53 kg/ha ([http://www1.agric.gov.ab.ca/\\$department/deptdocs.nsf/all/agdex96](http://www1.agric.gov.ab.ca/$department/deptdocs.nsf/all/agdex96)), no irrigation, and triticale yield of 2.72 tonnes/ha.²⁰ Because a greenfield project was considered, it was assumed that the plant would be built in the center of the harvesting area, and transportation distances were not significantly increased in the marginal-land scenario compared to the base case.

The affected products, as summarized in Table 4-3, were identified based on the Weidema methodology.²² GHG emissions from indirect land-use change were calculated based on the causal descriptive methodology²³, assuming that all the land-use changes took place in Canada. Using data used by the U.S. EPA²⁴ and the IPCC guidelines²⁵, a factor of 66 tonnes CO₂eq/ha was calculated.

Table 4-3: Affected processes and substitution ratio

Co-products	Affected products	Ratio
Electricity	Electricity from coal ^a	1 kWh/kWh
C5 sugar ^b	Xylitol from corn cobs or xylose	(-)
DDGS	Barley ^c	1 kg barley/kg DDGS
Bran		0.41 kg barley/kg bran
Stillage		1.15 kg barley/kg stillage
Mill feed		0.406 kg barley/kg mill feed
Protein ^b	Canola meal ^d	(-)
Mixed alcohols	Fossil fatty alcohol	1 kg/kg
Succinic acid	Maleic anhydride	1 kg/kg
Acetic acid	Acetic acid from acetaldehyde	1 kg/kg
Deck made of biocomposite	Deck made of wood-plastic composite (WPC) ^{4, e}	1 kg/kg

^a Coal is the fuel showing the highest usage increase for electricity production in Alberta in the last 10 years. ²⁶

^b (-) is used when no credits are allocated, i.e., when the affected product production will not be reduced by the entrance of the co-product in the market, for example, if the affected product is a waste product.

^c Barley is the main crop grown for animal feed. ²⁷ Ratio based on protein content.

^d (Masahito, 2011, pers. comm.)

^e Wood fibres used in WPC production are waste products, and therefore their production is not considered. The energy to produce the composite from fibre and from wood is assumed to be the same, as well as the energy to produce the decking from WPC and from biocomposite pellets. Properties of the deck are assumed to be similar in all cases, and the proportion of wood in WPC is assumed to be 50%.

4.2.5 Criterion definition and selection for sustainability assessment

4.2.5.1 Criterion identification

A set of decision-making criteria should be complete, operational, decomposable, non-redundant, and minimal.²⁸ To select a set of LCA results having these characteristics, the overall method developed by Gaudreault⁷ was used: (a) end-point impacts were selected to minimize the number of indicators; (b) the aquatic acidification midpoint was added because its impact varies significantly between the alternatives studied, but it has not yet been included in the “ecosystem quality” end-point in the IMPACT 2002+ implementation. Aquatic eutrophication, ozone depletion, and photochemical oxidation were not included in the set of criteria even if not yet included in the “ecosystem quality” end-point in the IMPACT 2002+ implementation because they did not vary significantly among the alternatives; (c) the fresh-water input inventory was added because its impacts are not included in any existing impact category; and (d) cropland occupation was added because it is a pertinent issue in the agricultural biorefinery because of competition with food production.

A set of seven environmental criteria was consequently identified. An MCDM panel study² was conducted in the context of the specific case studies examined here to identify these most significant environmental criteria to be brought into the final decision-making process. The panels consisted of multidisciplinary teams knowledgeable in different aspects of the biorefinery such as energy, logistics, marketing, and economics.

4.2.5.2 Normalization

Normalization is crucial to enable interpretation of the criteria. A set of normalization factors (NFs) specific to the PLA context was proposed to help decision-makers judge the significance of each criterion. The spatial scales of the NFs were chosen to match the spatial scales of the impact categories.

Table 4-4: Context-specific normalization factors

Impact category	Scale	Normalization
Human Health ^a	Local	Human health impact (in DALY) incurred by the total emissions of particulate matter (PM), SO _x , and NO _x in the area of Red Deer ²⁹
Ecosystem Quality ^b	Regional	Ecosystem quality impacts incurred by total agriculture land occupation in Alberta ³⁰
GHG emissions	Global	GHG yearly emissions per average Canadian car ³¹
Non-Renewable Resources	Global	Coal based available reserves (in MJ) ^c
Aquatic Acidification	Regional	SO ₂ equivalent emissions in Alberta and Saskatchewan ^d
Fresh-Water Input ^e	Regional	Amount of water used for irrigation in Alberta only (because it is one of the big uses in this catchment area) ²¹
Cropland Occupation	Regional	Land occupation by wheat in the Prairies ³⁰

^a PM, SO_x, and NO_x are responsible for 93% of human health impacts, and 90% are emitted close to Red Deer.

^b Land occupation contributes from 58% to 82% of ecosystem quality impacts.

^c (<http://www.worldcoal.org>)

^d (<http://ec.gc.ca>)

^e Tar sands oil extraction is in a different catchment area.

4.3 Results and Discussions

4.3.1 LCA results for process alternatives

Contribution profiles calculated using Eq. 4-1 are presented in Figure 4-3 for base cases only, to provide an understanding of which phases are the most responsible for each impact. Each bar represents a hypothetical 100% impact, treating credits as positive numbers for the sake of the plot:

$$\text{plot: } C_{i,j} = \frac{I_{i,j}}{\sum_i |I_{i,j}|} \quad (\text{Eq. 4-1})$$

where $C_{i,j}$: contribution of input/output i to category j

$I_{i,j}$: impact of input/output i on category j

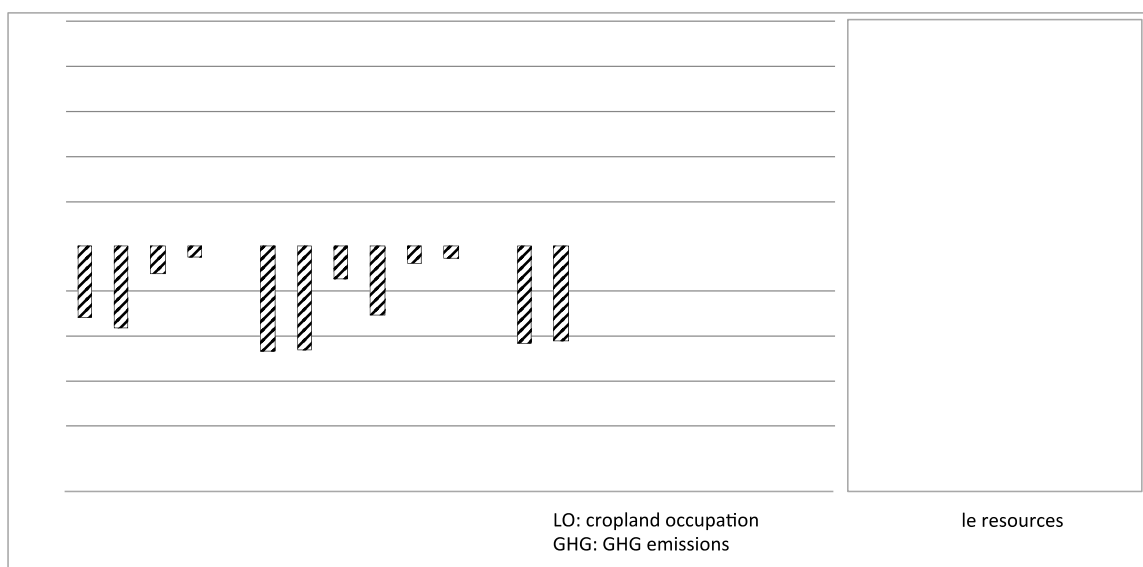


Figure 4-3: Contribution profiles of ethanol, PLA, and TPS/PLA base cases.

When electricity is co-produced (in ethanol and PLA platforms only), its credits represent a significant portion of human health impacts, aquatic acidification, GHG emissions, and non-renewable resources, accounting for 15% to 50% of overall impacts. Feedstock contributes significantly to all impact categories except non-renewable resources (>30%) in ethanol platform, while for the PLA platform, CHP emissions and other raw material (mostly sulphuric acid and lime) dominate human health, aquatic acidification, and fresh-water input. Finally, electricity consumption dominates all TPS/PLA blend platform impact categories except fresh-water input and cropland occupation, where copolymers and additive production contribute to 60% and 55% respectively. These differences in contribution are logical because the ethanol platform uses significantly more biomass than the PLA platform, which in turn consumes much more than the TPS/PLA blend platform.

Results for the various alternatives, normalized using the external normalization factors defined above, are presented in Figure 4-4 for each impact category. The dark grey bars represent the impacts incurred by the life cycles, whereas the pale grey bars (negative) represent the credits associated with co-products. Net impacts, i.e., the sum of incurred impacts and credits, are shown by the black striped bars. The values of the normalization factors used are shown in the bottom right-hand corner of Figure 4-4. It should be remembered that these results, strictly speaking, do

not enable a comparison between platforms, but rather only of alternatives within a given platform.

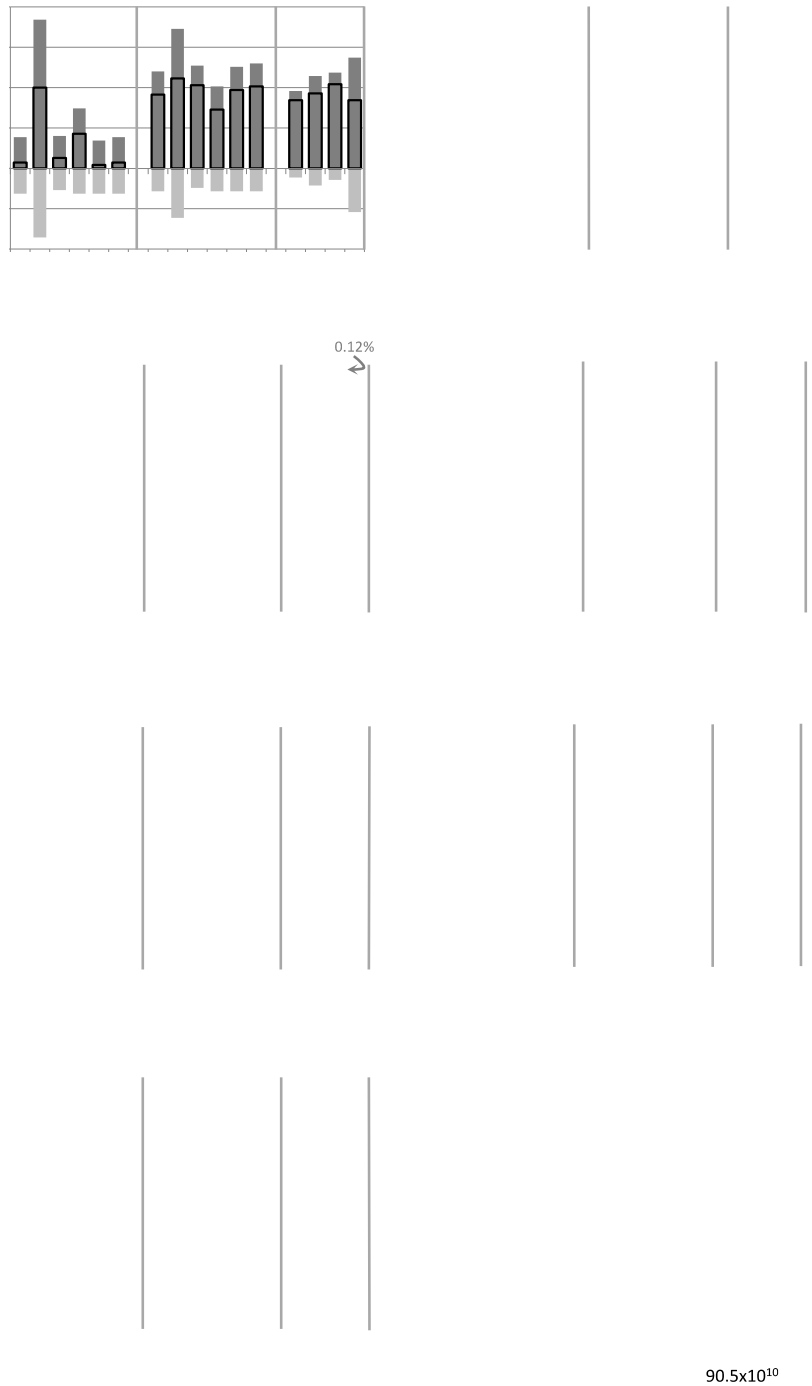


Figure 4-4: LCA results for ethanol, PLA, and TPS/PLA platforms, normalized using external reference factors adapted to the context of the study.

LCA results show that producing a large amount of electricity (Alternative 1 for ethanol and PLA, Alternatives 1 and 3 for TPS/PLA) leads to high benefits on GHG emissions (-95 to -185 thousand car per years equivalent), non-renewable resource consumption (-0.025% to -0.06% of global available coal reserves), and impacts on aquatic acidification (-0.08% to -0.24% of total acidifying emissions in Alberta and Saskatchewan) because of high credits for electricity co-production. However, impacts on ecosystem quality and cropland occupation are higher for the ethanol and PLA platforms due to the higher amount of feedstock needed to supply the functional unit when only grain is converted. Moreover, the human health impacts of Alternatives 1 are higher than in the base case because larger amounts of straw are sent to the CHP unit, causing higher particulate emissions.

Using a wet milling unit (Alternatives 2) leads, for all platforms, to slightly higher environmental impacts than a dry milling unit. For the ecosystem quality and cropland occupation impact categories, impacts are 10% to 30% higher than the base case because more feedstock is consumed and fewer credits are allocated to this alternative. For all other categories, impacts are higher because the alternative consumes more electricity. In the TPS/PLA blend case, the higher impacts are due mainly to the higher quantity of straw converted to composite (because more grain is consumed) and the higher electricity consumption of the straw line.

Of all the alternatives for reducing energy consumption, i.e., Alternatives 5 (pearling), Alternative 4 (pervaporation in the ethanol platform and SSCF in the PLA platform), none leads to a significant reduction of impacts compared to the base case.

Converting straw into ethanol through fermentation (Alternative 3) increases impacts on all categories, but especially on fresh-water input (+0.18% of water used for irrigation in Alberta). The other impacts are higher because of larger amounts of feedstock and energy consumed and more residues are sent to the CHP.

Finally, using ultrafiltration (Alternative 3) in the PLA platform reduces the consumption of lime and sulphuric acid compared to other alternatives. Therefore, the impacts of this platform are reduced on all categories that are affected by the production of these two products, i.e., aquatic acidification, GHG emissions (-15,600 car per year equivalent), non-renewable resources, fresh-water input, and, to a lesser extent, human health.

Sensitivity analyses were done on the most uncertain and sensitive hypotheses in the LCA model (e.g., type of electricity displaced on the grid, GHG emissions from indirect land-use change). It was found that the results are directionally highly robust because all scenarios have similar inputs, but in different quantities. Therefore, changes made during sensitivity analysis influence all scenarios equally.

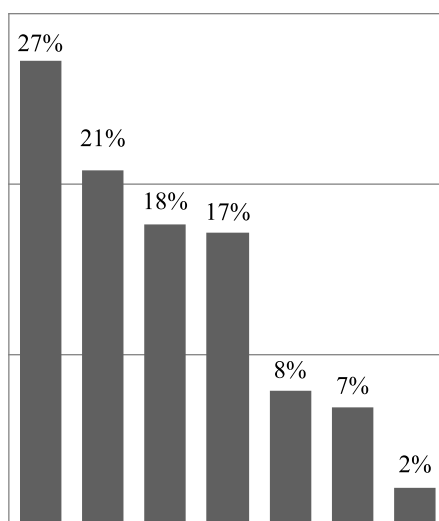
4.3.2 MCDM results

4.3.2.1 Criteria weighting and selection

The aim of the MCDM was to identify the most relevant environmental criteria to be brought to the final decision-making process. Consistent with all MCDM work in this project, the evaluation criteria were (a) developed for the context of a greenfield PLA biorefinery project in Alberta and (b) interpreted using the perspective of the investor.² The results are therefore specific to the context examined and would be different for another case.

The weights obtained are presented in Figure 4-5, in which each bar represents the weight of one criterion. GHG emissions, non-renewable resources, cropland occupation, and human health were judged to be the four most relevant environmental criteria to be taken into account in sustainable decision-making. All the panellists considered GHG emissions to be the most important criterion because it is one of the key drivers of a biorefinery; GHG mitigation is a priority in Alberta, and future regulations may result in economic advantages for alternatives with larger GHG emission reductions. Non-renewable resources metric was ranked second because most panellists considered energy savings to be crucial to biorefinery development. Other panellists considered this criterion important for sustainable decision-making because of the limited amount of resources available on Earth. Moreover, GHG emissions and non-renewable resources were judged to be the two criteria which varied most significantly among the alternatives. Land use was identified as an important issue because of the food-to-fuel debate, and human health was selected because of the importance of its concept for sustainability assessment rather than for its context-specific justification. The last choice obtained a low level of consensus because some panellists thought that the variation among the alternatives was not significant enough to weight it highly, even if the concept was very important.

Aquatic acidification was not considered important because biorefinery impacts on acidification were judged small compared to, for example, oil-sands extraction. Finally, water consumption was not considered a critical issue in Alberta.



cropland occupation
HH: human health

Figure 4-5: Weighting results from the MCDM panel.

The panel was conducted twice with the same panellists; the first time, results were normalized using the base-case net impacts, while during the second trial, external NFs were used. As a result, ecosystem quality and cropland occupation were the two most affected criteria; ecosystem quality weight dropped from 12% in the first round to 7% in the second round, and cropland occupation weight increased from 14% to 18% when external normalization was performed. Although changes are not drastic in this case, it shows that insight into the significance of each impact category influences weighting. Therefore, normalization is crucial. However, it is obvious that any normalization scheme helps in evaluating the significance of the impacts only if decision-makers understand the chosen references and are familiar with the intrinsic significance of the normalization factors. It is therefore necessary that decision-makers participate actively in the choice of normalization factors, and it is the responsibility of the MCDM animator to bring all necessary information to the attention of the panel to facilitate

interpretation. It should be noted that the proposed NFs make it possible to calculate to what extent the project is contributing to global impacts, but do not enable one to judge how important these global impacts are. The panel animator should gather this information in addition to the criteria evaluation to educate the panel.

As already observed by Seppälä²⁸ and Miettinen⁹, panellists found LCA-based criteria hard to evaluate because some of the metrics were hard to interpret. The ecosystem quality indicator was hard to interpret for most panellists because it included many mid-point impacts that they may not have agreed to consider together (e.g., impacts on biodiversity from terrestrial ecotoxicity and land occupation). Moreover, other mid-points should be included in ecosystem quality but are not because the corresponding cause-and-effect models have not been developed yet (e.g., aquatic acidification). This brings up the question of the suitability of using such an incomplete metric rather than mid-point impacts. The advantage of using end-point indicators is that a maximum number of impact categories can be considered using a single indicator and that the respective contribution of each to the end-point damage can be assessed. However, at the current level of model development, the translation of mid-point categories to common end-points involves high uncertainties. Moreover, mid-point indicators are usually considered easier to understand and to interpret. Using mid-point indicators can conflict with the minimalism constraint if such indicators are used directly in the overall MCDM, but if they are presented to a preliminary MCDM panel, as proposed in this paper, their use may increase the level of understanding of the panel.

4.3.2.2 Scenario ranking

Besides selecting the criteria to bring forward to the final MCDM, weights can be used to rank alternatives. Considering the uncertainties included in the assessments and value choices, the overall methodology should be used to eliminate options that are less desirable, but not to select a hypothetical best option.

Figure 4-6 shows the ranking of the alternatives and the contribution of the various criteria to the environmental score of each alternative. The higher the score, the more preferable is the alternative.

LCA results gave good outcomes for ultrafiltration (Alternative 3), gave bad outcomes for wet milling (Alternative 2), and made no difference in the base-case, SSCF (Alternative 4), and

pearling (Alternative 5) outcomes. The same ranking is observed after weighting. Figure 4-6 shows the strengths and weaknesses of each alternative from an environmental point of view. For example, ultrafiltration appears to be a good option because it provides good performance on all indicators while maximizing electricity production (Alternative 1) is a good option because it maximizes benefits on the two most important criteria, even while exhibiting bad performance on most of the other indicators.

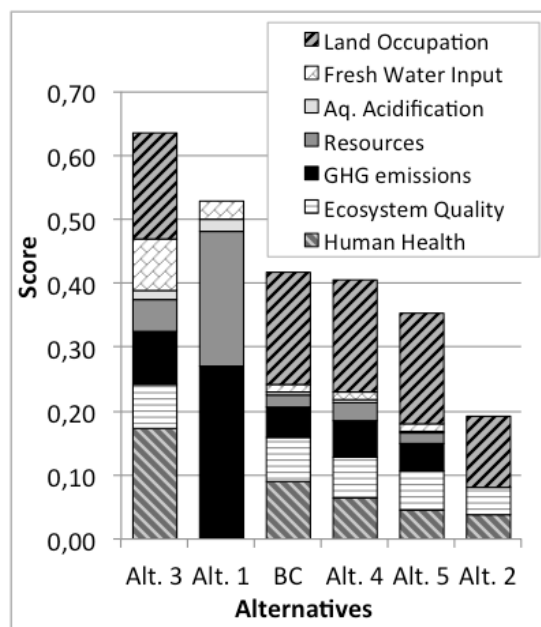


Figure 4-6: PLA scenario ranking.

4.3.3 Benefits of triticale

In Alberta, triticale will most probably compete with CPS wheat²⁰, and therefore triticale was compared to CPS wheat to evaluate the benefits available from its high yield and its ability to grow on marginal land. Figure 4-7 shows the net impacts of the ethanol base case using CPS wheat and triticale grown under different conditions.

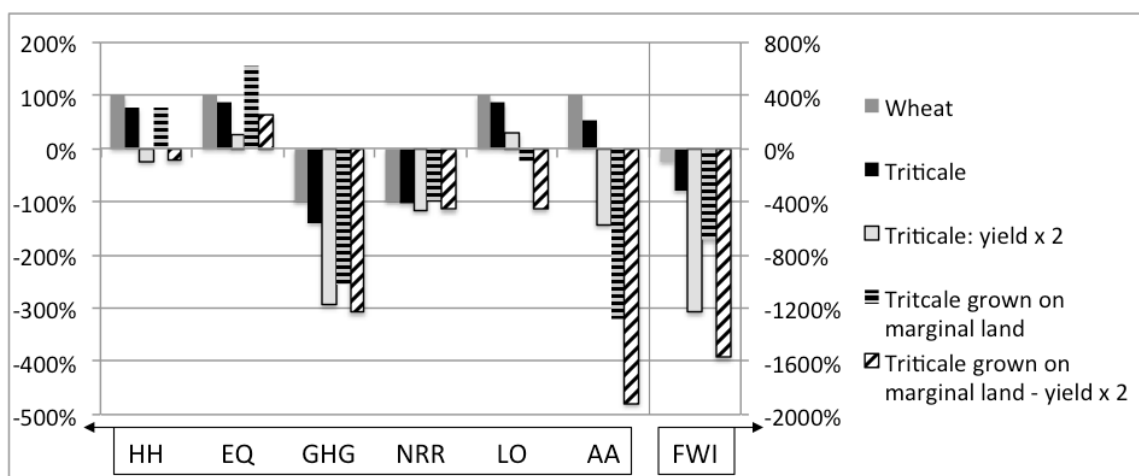


Figure 4-7: Sensitivity analysis on feedstock used for and growing conditions applied to Base Case – Ethanol.

Figure 4-7 shows that triticale use does not impact non-renewable resource consumption and that, with actual yields, triticale does not offer significant advantages compared to wheat. However, if higher yields can be reached, triticale can significantly reduce the impacts on human health, ecosystem quality, and cropland occupation (-70% to -125%) and greatly reduce the impacts on all other categories (> 240% savings). Growing triticale on marginal land offers additional savings on cropland occupation, aquatic acidification, and fresh-water input. In Figure 4-7, growing triticale on marginal land seems to increase the impacts on ecosystem quality because yields on marginal land are lower and therefore more land surface will be used, which affects biodiversity. However, if impacts on biodiversity from indirect land-use change had been included, base-case impacts would have been higher, and the results would have shown that growing triticale on marginal land leads to savings which depend on the surface of land transformed by indirect effects compared to the supplementary land need to grow triticale on marginal land.

4.4 Conclusions

An LCA of three triticale-based biorefinery platforms (ethanol, PLA, and TPS/PLA blend) was conducted. The process alternative incorporating ultrafiltration technology was found to be the best scenario from an environmental point of view in the PLA platform, and Alternatives which maximize electricity co-production, led to the highest GHG emissions and

resource consumption reductions of all the platforms, with GHG emissions savings from -95 to -185 thousands car per year equivalent.

Seven environmental criteria were identified and presented to a MCDM panel to elicit the minimal set of most relevant criteria to be considered in sustainable decision-making, including economic criteria and other factors. It was found that GHG emissions were the most important issue with a weighting of 27% because reducing emissions is a priority in Alberta, followed by non-renewable resources, cropland occupation, and human health. To help panellists interpret the LCA results, an external normalization scheme adapted to the context was defined. The discussions during the panel sessions and the changes in weighting when different normalization approaches were used (e.g., ecosystem quality was judged to be one of the most important criteria without external normalization) showed that normalization is crucial in providing a perspective on LCA results. Because there is no absolute normalization, using an MCDM panel enables decision-makers to debate the significance of each LCA-based indicator and to elicit better the most relevant criteria considering (a) the value choices of decision-makers and (b) the context of decision-making.

4.5 Implication of results

Subsequent to the work described in this paper, the four most important criteria identified were used in an overall MCDM panel for evaluating the PLA processes, including also three economic and three market competition criteria.³² Among the ten criteria, the panel considered that the GHG emissions metric was the most important criterion after internal rate of return (IRR). In previously conducted MCDMs in other biorefinery contexts, environmental criteria did not receive high weights.^{33,34} Although the difference in importance of environmental criteria relative to others may have arisen from the different decision-making context and the different composition of the panel, the better ranking of environmental criteria may well have been due to use of a more appropriate set of criteria that (a) were interpretable by decision-makers in the panels, (b) were pertinent to the case-study context, and (c) varied more significantly among process alternatives.

4.6 Acknowledgments

This study was funded by the Canadian Triticale Biorefinery Initiative (CTBI), as well as by a grant from the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC). The authors would like to thank CTBI Network researchers who helped with data collection.

4.7 References

1. Beres BL, Harker KN, Clayton GW, Bremer E, Blackshaw RE and Graf RJ, Weed-Competitive Ability of Spring and Winter Cereals in the Northern Great Plains. *Weed Technol.* 2:108-16 (2010).
2. Chambost V, Janssen M and Stuart P, Systematic Assessment of Triticale-based Biorefinery Strategies: Investment Decision for Sustainable Biorefinery Business Models. *Biofuels, Bioprod. And Biorefin.* Submitted.
3. Sanaei S and Stuart P, Systematic Assessment of Triticale-based Biorefinery Strategies: Techno-economic Analysis to Identify Investment opportunities. *Biofuels, Bioprod. and Biorefin.* Submitted.
4. Difo C, Chambost V, Stuart P, Systematic Assessment of Triticale-based Biorefinery : Market competitive analysis for business plan development. *Biofuels, Bioprod. and Biorefin.* X:p-p (201x)
5. Mu D, Seager T, Rao P and Zhao F, Comparative Life Cycle Assessment of Lignocellulosic Ethanol Production: Biochemical Versus Thermochemical Conversion. *Environmental Management.* 4:565-578. (2010)
6. International Standard Organization, *ISO 14040: Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Principes et cadre.* Suisse (2006).
7. Gaudreault C, *Cadre méthodologique de gestion du cycle de vie appliqué à l'industrie papetière [Ph.D].* Montréal: École Polytechnique. 421 pp (2008).
8. Curran MA. *Life cycle assessment: principles and practice.* By Scientific Applications International Corporation (SAIC) for National risk management research laboratory office of research and development U.S EPA. Cincinnati, OH. (2006).

9. Miettinen P and Hämäläinen RP, How to benefit from decision analysis in environmental life cycle assessment (LCA). *European Journal of Operational Research*. **2**:279-94 (1997).
10. Norris G, The requirement for congruence in normalization. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2**:85-88 (2001).
11. Fream P, Husky to build new ethanol plant in Lloydminster. *Canadian oil & gas review*. (2004).
12. Gruber PR, Hall ES, Kolstad JJ, Iwen ML, Benson RD and Borchardt RL, Continuous process for the manufacture of a purified lactide from esters of lactic acid. US Patent 5247059 (1993).
13. Vink ETH, Rabago KR, Glassner DA and Gruber PR, Applications of life cycle assessment to NatureWorksTM polylactide (PLA) production. *Polym. Degrad. Stab.* **3**:403-419 (2003).
14. Vink ETH, Glassner DA, Kolstad JJ, Wooley RJ and O'Connor RP. ORIGINAL RESEARCH: The eco-profiles for current and near-future NatureWorks[®] polylactide (PLA) production. *Ind. Biotechnol.* **1**:58-81 (2007).
15. Huneault MA and Li H, Morphology and properties of compatibilized polylactide/thermoplastic starch blends. *Polymer*. **1**:270-280 (2007).
16. Pronyk C and Mazza G, Kinetic Modeling of Hemicellulose Hydrolysis from Triticale Straw in a Pressurized Low Polarity Water Flow-Through Reactor. *Ind. Eng. Chem. Res.* **14**:6367-6375 (2010).
17. Aden A, Ruth M, Ibsen K, Jechura J, Neeves K, Sheehan J, et al. *Lignocellulosic biomass to ethanol process design and economics utilizing co-current dilute acid prehydrolysis and enzymatic hydrolysis for corn stover*. National Renewable Energy Laboratory and Harris Group. Report No. NREL/TP-510-32438. Golden, CO. 154 pp (2002).
18. D. Rathin and Glassner D, Process for production and purification of lactic acid. US patent EP0393818 (1990).
19. Jolliet O, Margni M, Charles R, Humbert S, Jérôme P, Rebitzer G, et al., IMPACT 2002+: A New Life Cycle Assessment Methodology. *Int. J. Life Cycle Assess.* **6**:324-330 (2003).

20. IMC, *Canadian Triticale Biorefining Initiative, Producer Value Proposition*. Submitted to Alberta Agriculture & Rural development. 84 pp (2008).
21. Winter B, *Alberta Irrigation Information, Facts and figures for the year 2009*. Alberta Agriculture and Rural Development. Lethbridge, AB. 29 pp (2010).
22. Weidema B, *Market information in life cycle assessment*. Danish Environmental Protection Agency. Environmental Project No. 863. Copenhagen, Denmark. (2003)
23. Bauen A, Chudziak C, Vad K and Watson P, *A causal descriptive approach to modelling the GHG emissions associated with the indirect land use impact of biofuel*. E4Tech for the UK Department for Transport. London, UK. 182 pp (2010).
24. EPA, *Renewable fuel standard program (RFS2) Regulatory Impact Analysis*. United States Environmental Protection Agency. Contract No.: EPA-420-R-10-006 (2010).
25. IPCC, *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds) (2006).
26. Statistique Canada, *Tableau 128-0014: Énergie électrique produite à partir de combustibles, annuel (gigawatt-heures)* [database on the Internet]. E-STAT (2009) [cited 10-05-2011].
27. Statistique Canada, *Tableau 001-0041 : Bilan des grains au Canada au 31 mars, au 31 juillet, au 31 août (soya seulement) et au 31 décembre, 3 fois par année (tonnes métriques)* [database on the Internet]. E-STAT (2010) [cited 22-07-2010].
28. Seppälä J, Basson L and Norris GA, Decision analysis frameworks for life-cycle impact assessment. *J. Ind. Ecol.* **4**:45-68 (2001).
29. Air Policy Branch, *Alberta Air Emissions Trends and Projections*. Alberta environment ISBN: 978-0-7785-7600-6 (On-line). Edmonton, AB. 21 pp (2008).
30. Statistique Canada, *Tableau 001-0010: Estimation de la superficie, du rendement, de la production et du prix moyen à la ferme des principales grandes cultures, en unités métriques*. E-STAT (2010) [cited 22-07-2010].

31. Natural resources of Canada, *Canadian Vehicle Survey*. Summary Report. Ottawa. ISBN 978-0-662-45557-8 (2007).
32. Sanaei S and Stuart P, Systematic Assessment of Triticale-based Biorefinery Strategies: Sustainability Assessment Employing Multi Criteria Decision Making (MCDM) Tool. *Biofuels, Bioprod. and Biorefin.* Submitted.
33. Janssen MJM, Retrofit Design Methodology Based On Process And Product Modeling [Ph.D]. Montréal: École Polytechnique (2007).
34. Cohen J, Janssen M, Chambost V and Stuart P, Critical Analysis Of Emerging Forest Biorefinery (FBR) Technologies For Ethanol Production. *PAPTAC Annual Meeting*, February 2-3, 2010; Montreal, Que., Pulp & Paper Canada p. T42-T48 (2010).

4.8 Résultats supplémentaires

4.8.1 Identification des critères

Pour sélectionner les critères à présenter au panel préliminaire, la méthode de Gaudreault (2008) a été appliquée. Cette partie présente le cheminement suivi plus en détail que dans l'article.

La méthode IMPACT 2002+ a été sélectionnée car elle est très utilisée dans le domaine de l'ACV, elle est orientée dommage et problème et elle n'inclut pas les GES dans ses indicateurs dommages. Aucune raison n'a été identifiée pour choisir une méthode orientée problèmes, les quatre catégories de dommages : santé humaine, qualité des écosystème, réchauffement climatique et ressources ont donc été sélectionnés.

Exigence d'exhaustivité : la méthode IMPACT 2002+ n'inclut pas toutes les catégories problèmes dans ses indicateurs de dommages car les modèles doivent encore être développés. Ainsi, l'acidification et l'eutrophisation aquatique ne sont pas incluses dans la qualité des écosystèmes, de même que la destruction de la couche d'ozone et l'ozone photochimique bien que les auteurs de la méthode reconnaissent qu'ils ont un impact sur la qualité des écosystèmes (Joliet et al., 2003). L'utilisation des terres agricoles est un enjeu particulièrement important dans le contexte de la bioraffinerie à cause de la compétition avec l'alimentaire. Bien que son impact sur la qualité des écosystèmes soit inclus dans IMPACT 2002+, à travers la diminution de

biodiversité qu'elle implique, cet enjeu a été jugé tellement crucial dans le contexte de l'étude qu'il a été choisi de l'ajouter à l'ensemble des critères identifiés pour représenter la problématique de la compétition « food to fuel ». De plus, l'utilisation de l'eau n'est incluse dans aucune catégorie d'impacts alors que c'est une problématique non négligeable compte tenu de l'importante consommation des bioraffineries. Enfin, la problématique des organismes génétiquement modifiés n'est pas incluse dans la modélisation ACV et est pourtant une voie de développement envisagée pour l'amélioration du rendement du triticales dans les prochaines années.

Exigence de non redondance : le profil d'impact d'eutrophisation aquatique est le même que celui sur la qualité des écosystèmes pour les scénarios de la plateforme de PLA. Considérer cet indicateur n'apporte donc aucune information supplémentaire. Bien que l'indicateur de réchauffement climatique et d'utilisation des ressources soient corrélés puisque liés à la combustion de ressources énergétiques fossiles, ces deux critères n'ont pas été jugés redondants dans le contexte de l'étude car chacun de ces critères représente une problématique différente. L'utilisation des terres est le principal contributeur aux impacts sur la qualité des écosystèmes, ces deux critères pourraient, de prime abord, sembler redondants. Cependant, l'indicateur de qualité des écosystèmes représente l'impact du projet sur la biodiversité alors que l'indicateur d'utilisation des terres agricoles représente la compétition avec l'alimentaire. Les deux critères font donc référence à deux problématiques différentes et n'ont pas la même interprétation. Ils ne sont donc pas jugés redondants.

Exigence de discrimination : pour déterminer si les critères étaient discriminants, un seuil de 20% de variation entre les scénarios a été fixé. Ce seuil a été choisi car on considère généralement qu'on ne peut affirmer de différence entre des scénarios si la différence d'impacts est inférieure à 20%, du fait des incertitudes en ACV. Les impacts sur la formation d'ozone photochimique et l'appauvrissement de la couche d'ozone des scénarios ayant une variation inférieure à ce seuil, ils ne sont pas inclus dans les critères. De plus, tous les scénarios utilisent la même biomasse, le fait d'utiliser des cultures génétiquement modifiées ne discrimine pas les scénarios, ce critère n'est donc pas retenu non plus.

Exigence de cohésion : aucun critère identifié n'a été jugé préférentiellement corrélé.

Un total de sept critères ont été identifiés:

- Santé humaine;
- Qualité des écosystèmes;
- Réchauffement climatique;
- Utilisation des ressources non renouvelables;
- Acidification aquatique;
- Utilisation de l'eau;
- Utilisation des terres.

Bien que l'arbre de choix développé par Gaudreault (2008) ait été appliqué, le nombre de critères est encore élevé. Le panel présenté dans la méthodologie et dans l'article a donc été conduit dans le but d'identifier les critères les plus pertinents à considérer dans le contexte spécifique du choix de technologie pour une plateforme de PLA. On observe que la pondération des quatre premiers critères (GES, ressources, occupation des terres agricoles et santé humaine) est significativement plus importante que celle des trois derniers critères avec des pondérations entre 27 et 17% contre 2 à 8% pour l'acidification aquatique, l'utilisation de l'eau et la qualité des écosystèmes. Les quatre premiers critères ont donc été identifiés comme les plus pertinents pour la prise de décision globale incluant des critères économiques et de compétitivité.

4.8.2 Facteur de normalisation des émissions de GES

En suivant la méthodologie définie section 3.4.1, le facteur de normalisation identifié pour les émissions de GES représentait initialement une moyenne mondiale des GES émis par une personne sur un an. Lors des discussions avec le panel, il est ressorti que cette référence n'apportait pas l'information nécessaire pour évaluer l'amplitude des impacts sur les émissions de GES car ce n'était pas une référence représentative pour les panélistes. Cette référence a été changée pour celle que le gouvernement du Canada utilise souvent i.e., les émissions d'une auto pendant un an en considérant une moyenne des distances voyagée et des types d'auto utilisées.

CHAPITRE 5 DISCUSSION GÉNÉRALE

Les objectifs de l'étude étaient d'évaluer les impacts environnementaux des différentes technologies de bioraffinage à base de triticales, d'identifier un ensemble d'indicateurs environnementaux nécessaires et suffisants à considérer pour une prise de décision se voulant durable et d'évaluer les bénéfices d'utiliser du triticales en Alberta. Ce chapitre propose de revenir sur chaque étape méthodologique pour analyser dans quelle mesure elles ont permis d'atteindre les objectifs ainsi que de soulever les points encore non résolus et proposer des pistes d'améliorations pour les futurs projets.

5.1 ACV des options bioraffineries

La revue de littérature a montré que l'ACV était presque toujours utilisée pour comparer des produits issus de la bioraffinerie à des produits pétrochimiques mais que les options technologiques de bioraffineries, pourtant nombreuses n'étaient pas souvent comparées. La méthodologie mise en place a permis de répondre à cette lacune (objectif 1) en comparant seize scénarios de bioraffinerie à base de triticales pour la production de trois produits : l'éthanol, le PLA et le mélange de TPS-PLA. Cette partie du travail a permis de valider la première hypothèse de recherche.

Les choix de modélisation et les hypothèses posées influent parfois significativement sur les résultats alors que ces choix ne font pas consensus dans la communauté scientifique ou que les hypothèses ne sont pas toujours vérifiables. Cette partie porte sur les principaux choix et hypothèses et comment ils influent sur la pertinence des résultats présentés dans l'article.

5.1.1 Méthode de gestion des coproduits

Dans tous les scénarios à l'étude, l'électricité est un important contributeur aux impacts, sous la forme de crédits. Bien que cette remarque ait déjà été faite par plusieurs auteurs (i.e. (Gaudreault et al., 2009; Kaufman et al., 2010), il est intéressant de noter qu'un autre choix de gestion des coproduits aurait certainement mené à des résultats différents. Une allocation économique des impacts, par exemple, aurait beaucoup moins favorisé le scénario de cogénération. En effet, dans le cas de l'extension des frontières, la production d'électricité représente plus de 80% des crédits alors que du point de vue des revenus, les ventes d'électricité

sont presque équivalentes à celles des DDGS (respectivement 12 et 10% des revenus totaux). De plus, comme le défend Schmidt (2009) opter pour une approche conséquentielle rend l'étude plus réaliste, mais augmente l'incertitude par rapport à une approche attributionnelle, qui utiliserait une allocation physique ou économique, du fait de l'identification des processus affectés. Une analyse de sensibilité sur le type d'électricité affectée a été menée en considérant de l'électricité à base de gaz naturel et de pétrole (voir annexe). Les résultats ont montré que les conclusions générales et le classement des scénarios restent inchangés, mais que la différence d'impact entre les scénarios est réduite. Dans un contexte où l'électricité affectée serait renouvelable, les crédits seraient bien moins élevés pour les émissions de GES et la consommation de ressources non renouvelables.

De plus, les ratios de substitution considérés entre les résidus de la ligne de grain et l'orge sont basés sur la teneur en protéine et non sur le contenu en énergie des coproduits. Bien que cela induise un biais dans l'étude, l'impact de ce biais est plus faible que l'incertitude sur l'électricité compte tenu de la faible contribution de l'orge dans les crédits.

5.1.2 Changements indirects d'utilisation des terres (iLUC)

Les changements d'utilisation des terres ont été pris en compte en utilisant la méthode de description des causes à effets (Bauen et al., 2010). Un point discutable de cette méthode est de ne pas considérer de « valeur de seuil ». En effet, même s'il est admis en ACV qu'une faible perturbation entraîne un impact, on peut douter que les faibles quantités impliquées dans les bioraffineries à l'étude seraient suffisantes pour induire des changements d'utilisation des terres. Ils ont tout de même été inclus pour éviter un déplacement d'impacts dans l'optique où ce type de projet pourrait se répandre. De plus, le calcul du facteur d'émission (66 tonnes CO_{2eq}/ha) est basé sur des hypothèses assez simplistes, notamment que tous les changements d'utilisation des terres aient lieu au Canada. Une analyse de sensibilité considérant de 0 à 240 tonnes CO_{2eq}/ha a montré que l'influence des iLUC sur les émissions de GES est limitée à l'amplitude des impacts mais ne change ni les conclusions ni le classement des options.

De façon plus générale, bien que la modélisation soit entachée d'incertitudes dues à la collecte de données et aux hypothèses de modélisations, les analyses de sensibilité ont montré que les résultats, du point de vue du classement des technologies, sont assez robustes. Cela vient du fait que l'ensemble des scénarios ont les mêmes entrants et sortants, mais en quantité

variables. Les incertitudes de modélisation sur l'un des entrants ou sortants (i.e. émissions de $\text{CO}_{2\text{eq}}$ /ha des iLUC, modélisation du triticale, etc.) se propagent sur tous les scénarios.

5.1.3 Carbone biogénique

Le carbone absorbé par le triticale et celui, de source végétale, émis lors des différentes étapes de cycle de vie a été affecté d'un facteur de caractérisation nul. Ainsi, le carbone séquestré lors de la culture du triticale, le carbone émis lors de l'étape de fermentation et le carbone émis lors de la combustion de l'éthanol ou la fin de vie du PLA et du mélange de TPA-PLA n'ont pas été inclus dans les impacts.

Dans le cas de l'éthanol, l'ensemble du carbone séquestré est réémis lors de l'étape de fermentation dans la phase de production et de la combustion dans la phase d'utilisation. Un biais est introduit seulement si le gaz de combustion contient d'autres gaz à effet de serre que le dioxyde de carbone. Dans le cas du PLA et du mélange de TPS-PLA, un plus grand biais peut être introduit si ces plastiques sont enfouis, ce qui prolonge la séquestration du carbone. Dans ce cas, les émissions de GES tels que présentés dans les résultats ont été sur-estimés. Si les plastiques sont dégradés en situation anaérobie et que le site d'enfouissement n'est pas équipé d'un système de captation du biogaz, la fin de vie des deux plastiques étudiés seront responsables d'émission de méthane biogénique qui a un plus grand pouvoir radiatif que le dioxyde de carbone. Dans ce cas, les émissions de GES tels que présentés dans les résultats ont été sous-estimées. Enfin, si le PLA et le mélange de TPS-PLA sont compostés, alors aucun biais n'a été introduit puisque l'ensemble du dioxyde de carbone absorbé lors de la culture du triticale sera réémis lors de l'étape de fermentation dans la phase de production et de la décomposition du plastique au cours de sa fin de vie.

5.2 Intégration de l'ACV dans l'AMCD

La revue de littérature a mis en évidence qu'il était nécessaire de travailler sur la normalisation pour améliorer l'interprétation des indicateurs d'impacts d'ACV en tant que critères de prise de décision et de compléter la méthodologie développée par Gaudreault (2008) afin de respecter le critère de minimalisme. Il a été proposé de développer des facteurs de normalisation régionalisés pour faciliter l'évaluation de l'amplitude de chaque catégorie d'impact et de mettre en place un panel ADMC pour identifier les critères les plus importants dans le

contexte de la prise de décision parmi les critères retenus grâce à la méthodologie définie par Gaudreault (2008). Cette partie de la discussion porte sur l'application de la méthode de Gaudreault (2008), sur l'importance et le choix des facteurs de normalisation et enfin sur les limites et les implications de l'application du panel AMCD tel que fait dans l'étude.

5.2.1 Application de la méthode de Gaudreault (2008)

Les émissions GES dues aux changements indirects d'utilisation des terres ont été jugées assez importante pour être inclus dans les frontières du système, mais aucun critère représentant les impacts sur la biodiversité et la qualité des sols des changements indirects d'utilisation des terres n'a été considéré dans la famille présentée au panel. Le critère d'exhaustivité n'a donc pas été respecté. En observant les résultats du panel, la qualité des écosystèmes a obtenu un poids très faible (7%), on peut penser qu'un critère représentant l'impact sur la qualité des écosystème des changements indirects d'utilisation des terres n'aurait donc pas obtenue une pondération importante. De plus, l'utilisation des terres est le plus gros contributeur à la qualité des écosystèmes et est directement proportionnel à la quantité de grain utilisé, de même que le serait un critère représentant les impacts sur la biodiversité des changements indirects d'utilisation des terres. Les deux critères auraient donc été jugés redondant et n'aurait pas été amenés jusqu'au panel.

Gaudreault (2008) suppose que les indicateurs d'une méthode d'impact d'ACV forment une famille cohésive mais ne justifie pas cette hypothèse. Il aurait été intéressant de profiter du panel pour vérifier avec les décideurs s'ils sont d'accord avec cette hypothèse.

5.2.2 Importance de la normalisation

Comme indiqué dans la partie 3.4.2, le pré-panel est l'occasion de discuter et valider les choix des critères et leur calcul, incluant la normalisation. Cependant, à cause de contraintes de temps, cela n'a pas été réellement possible, or la normalisation présentée dans la partie 3.4.2 n'était pas celle utilisée initialement, il a donc fallu refaire le panel. Lors du premier panel, les scénarios étaient normalisés par un scénario de référence¹ interne à l'étude et de nombreuses discussions ont eu lieu lors de l'étape de pondération car il était difficile pour les panélistes

¹ Scénario de référence utilisé : Cas de base utilisant du blé comme biomasse.

d'évaluer la criticité de chaque problématique représentée par les critères. En effet, en normalisant par un scénario de référence, les panélistes pouvaient évaluer si les performances variaient beaucoup par rapport à ce dernier, mais n'ayant pas d'idée sur l'importance des impacts du scénario de référence sur chaque catégorie, ils ne pouvaient pas juger de la criticité de chaque indicateur d'impacts.

Il a été proposé de normaliser les scénarios par les impacts d'un canadien moyen sur un an (Lautier et al., 2010), mais le panel a jugé que ces facteurs n'étaient pas assez spécifiques au contexte pour apporter une information pertinente à la prise de décision. Dans un troisième temps, la normalisation présentée partie 3.4.2 a été proposée et le panel a dû être refait pour obtenir une pondération plus adaptée au contexte de la prise de décision.

Lors du premier panel, considérant une normalisation interne, les panélistes ont tout de même pondéré les critères. Cependant, les justifications et les arguments amenés dans les discussions montraient que la plupart des panélistes pondéraient en fonction de l'importance du critère dans son concept sans tenir compte du contexte de l'étude. Étant donné que la notion de criticité des impacts n'a pas été prise en compte dans la définition des fonctions d'utilité, il est pourtant primordial que les panélistes tiennent compte des résultats pour juger de l'importance de chaque critère. Dans le cas contraire, les panélistes risqueraient de juger qu'un critère conceptuellement fondamental, mais dont les impacts sont négligeables, est plus important qu'un critère moins important dans son concept, mais dont les impacts sont critiques pour certaines options considérées.

5.2.3 Choix des facteurs de normalisation

Dans les parties précédentes, nous avons vu à quel point la normalisation est importante dans le processus de pondération. Miettinen (1997) et Seppälä (2001) ont déjà relevé que l'opérationnalisation des résultats d'ACV dans un processus de prise de décision est un défi car il n'existe pas de point de référence absolu qui permette d'évaluer la criticité des impacts les uns par rapport aux autres. L'ensemble de facteurs proposé est un premier essai pour tendre vers la solution de ce défi, cependant certains facteurs devraient être revus pour améliorer l'interprétation des critères. Une des limitations des facteurs proposés pour la santé humaine et la qualité des écosystèmes est qu'ils ne considèrent que le plus gros contributeur à l'impact (e.g. effets respiratoires pour la santé humaine). De plus, un facteur de normalisation ne permet

d'évaluer la criticité d'un impact que si les facteurs choisis sont représentatifs pour les décideurs. Ainsi, une autre limitation de l'ensemble proposé est que sans information sur le niveau de criticité des émissions des régions choisies comme référence, l'information apportée est incomplète : elle ne permet que d'évaluer l'ordre de grandeur des impacts des scénarios comparés aux impacts actuels, sans aucune idée de l'ampleur absolue des impacts. Des facteurs génériques pourraient pallier à ce problème, en choisissant toujours des références où les impacts sont connus pour être importants, Los Angeles pourrait, par exemple, être choisie comme référence pour le smog. La difficulté d'un tel choix de facteur est alors que l'on exprime les impacts d'une unité fonctionnelle par rapport aux impacts d'une région ou d'une ville ce qui mène généralement à des pourcentages faibles qui donnent l'impression aux panélistes que l'impact est faible. Il est donc nécessaire de trouver une façon de rendre le rapport entre l'unité fonctionnelle et la référence interprétable pour les panélistes. De plus, si les facteurs de normalisation incluent toutes les substances les plus contributrices et les lieux d'émissions, alors les décideurs devront comprendre toutes les références choisies pour un seul indicateur d'impact. Dans le cas où les impacts sont répartis entre différents lieux et différentes émissions, ce choix de normalisation n'est alors pas approprié.

5.2.4 Impact d'avoir utilisé l'AMCD pour la sélection des critères environnementaux

Comme présenté dans la partie « implication des résultats » de l'article, le critère des émissions de GES a été jugé comme étant le deuxième critère le plus important après le taux de retour sur investissement dans la prise de décision finale incluant des critères de performance économiques et de compétitivité. D'autres processus de prise de décisions, utilisant la même approche, dans le domaine de la bioraffinerie (Cohen et al., 2010) ou de l'installation retrofit de système de cogénération dans une usine de pâte et papier (Janssen, 2007) avaient déjà considéré des critères environnementaux, mais ceux-ci avaient été jugés très peu importants par les panélistes. Il est impossible d'affirmer que ce soit la méthodologie mise en place qui ait permis une meilleure considération d'un critère environnemental puisque le contexte de l'étude et les panélistes étaient différents. Cependant les discussions lors du panel ont permis de familiariser les panélistes aux critères environnementaux et à leur importance ce qui a eu, probablement plus d'influence sur la pondération des critères que la normalisation qui a encore beaucoup de limites.

Il est important de noter que dans le cadre de ce projet, le panel a été simulé grâce à la participation de doctorants et d'un chercheur de Ressources Canada familiers avec le domaine de la bioraffinerie. Il n'est pas possible d'affirmer que les mêmes résultats auraient été obtenus avec des industriels qui connaissent mieux les problèmes clefs de la bioraffinerie et qui auraient basé leur investissement sur les résultats de l'ADMC. Dans le cadre de la simulation, tous les panélistes étaient déjà familiers avec la méthode MAUT et la pondération par compromis, ce qui a facilité le déroulement du panel. Cependant, c'est une méthode assez complexe qui peut être difficile à implémenter dans un panel industriel non familier à l'approche.

CHAPITRE 6 CONCLUSION & RECOMMANDATIONS

Au cours de ce projet, les impacts de seize options technologiques de bioraffineries à base de triticales ont été évalués et l'utilisation du triticales a été comparée à celle du blé. L'ACV-C a été utilisée pour calculer les impacts de l'ensemble des scénarios et un ensemble de critères environnementaux nécessaires et suffisants a ensuite été identifié à partir des résultats d'ACV pour représenter les enjeux environnementaux majeurs dans le contexte de la production de PLA. Les deux objectifs du projet ont donc été atteints.

Du point de vue des performances des options de bioraffinerie, l'ACV a montré que maximiser la production d'électricité dans des régions où l'électricité affectée est produite à base de charbon ou de gaz naturel mène aux meilleures performances du point de vue des émissions de GES, de l'utilisation des ressources et de l'acidification aquatique, mais augmente les impacts sur la santé humaine et l'utilisation des terres agricoles. Il a aussi été montré que l'utilisation de triticales permet de réduire les impacts des bioraffineries de façon générale par rapport au blé surtout pour les plateformes utilisant beaucoup de biomasse. De plus, cultiver le triticales sur des terres marginales réduit la compétition avec l'alimentaire sans augmenter les impacts sur les autres catégories. Enfin, l'unité d'ultrafiltration est apparue particulièrement intéressante pour la plateforme de PLA alors que pour toutes les plateformes, l'utilisation d'une unité de broyage humide génère plus d'impacts que l'utilisation d'une unité de broyage à sec. Concernant cette première partie du projet, une observation peut être faite : lorsque les systèmes à l'étude sont très similaires du point de vue des entrants et sortants, mais dans des quantités différentes, le choix de modélisation des changements d'utilisation des terres et l'identification des processus affectés n'a pas d'effet significatif sur les résultats car l'incertitude est alors la même dans tous les scénarios.

Du point de vue de l'utilisation des résultats d'ACV dans la prise de décision, il a été montré à quel point la normalisation est une étape critique pour évaluer la pertinence des critères dans le contexte de l'étude. La normalisation proposée a, en partie, permis de pallier au problème déjà soulevé dans la littérature du manque de points de référence pour interpréter les résultats ACV, cependant des améliorations pourraient encore être apportées. Il faudrait notamment inclure l'ensemble des contributeurs aux impacts dans les facteurs de normalisation et s'assurer que la référence choisie pour calculer le facteur de normalisation permette aux panélistes d'évaluer l'ampleur des impacts des scénarios, c'est-à-dire que la référence choisie soit connue et

pertinente pour les panélistes. Identifier des cibles permettrait d'aider à évaluer l'importance d'un critère, cependant la difficulté reste, comme dans le cas de la normalisation, dans l'identification de cibles (ou références) pertinentes. Enfin, pour travailler sur l'intégration des résultats ACV dans la prise de décision, il est nécessaire d'accepter la subjectivité du processus de prise de décision.

BIBLIOGRAPHIE

- Agriculture Alberta. (2000). Fertilizing Winter Wheat in Southern Alberta. [2011] from [http://www1.agric.gov.ab.ca/\\$department/deptdocs.nsf/all/agdex96](http://www1.agric.gov.ab.ca/$department/deptdocs.nsf/all/agdex96)
- Agriculture Saskatchewan. (2006). Best Management Practices when Harvesting Surplus Cereal Straw. [2011] from <http://www.agriculture.gov.sk.ca/Default.aspx?DN=9d0653b7-9839-42e5-9a72-c5f678834165>
- Ammar, K., Mergoum, M., & Rajaram, S. (2004). The history and evolution of triticale. In *Triticale improvement and production* (M. Mergoum and H. Gomez-Macpherson, pp. 1-9). Rome, Italy: FAO.
- Ananda, J., & Herath, G. (2009). A critical review of multi-criteria decision making methods with special reference to forest management and planning. *Ecological Economics*, 68(10), 2535-2548.
- Badger, P. C. (2002). Ethanol from cellulose: a general review, *Trend in new crops and new uses*. Alexandria, VA: ASHS Press.
- Bare, J., Hofstetter, P., Pennington, D., & de Haes, H. (2000). Midpoints versus endpoints: The sacrifices and benefits. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 5(6), 319-326.
- Basson, L., & Petrie, J. G. (2007). An integrated approach for the consideration of uncertainty in decision making supported by Life Cycle Assessment. *Environmental Modelling & Software*, 22(2), 167-176.
- Bauen, A., Chudziak, C., Vad, K., & Watson, P. (2010). *A causal descriptive approach to modelling the GHG emissions associated with the indirect land use impact of biofuel*. London: E4Tech for the UK Department for Transport.
- Bécaert, V., Bernier, E., Clément, E., Lesage, P., Rosenbaum, R., Samson, R. et al. (2007). *Notes de Cours "Conception environnementale et cycle de vie"*. École Polytechnique Montréal.
- Bengtsson, M., & Steen, B. (2000). Weighting in LCA – approaches and applications. *Environmental Progress*, 19(2), 101-109.
- Beres, B.L. (2011). Communication personnelle.
- Beres, B. L., Harker, K. N., Clayton, G. W., Bremer, E., Blackshaw, R. E., & Graf, R. J. (2010a). Weed-Competitive Ability of Spring and Winter Cereals in the Northern Great Plains. *Weed Technology*, 24(2), 108-116.
- Beres, B.L., Randhawa, H., Eudes, F., Goyal, A., Graf, R. J., Spaner, D. M., et al. (2010b). *A Pan-Canadian Ethanol Feedstock Study to Benchmark the Relative Performance of Triticale*. Paper presented at the ASA, CSSA and SSSA 2010 International Annual Meetings.
- Bio Intelligence Service. (2010). *Analyse de Cycle de Vie appliquées aux biocarburants de première génération consommés en France*: Remis à l'ADEME.

- Blottnitz, H., & Curran, M. A. (2007). A review of assessments conducted on bio-ethanol as a transportation fuel from a net energy, greenhouse gas, and environmental life cycle perspective. *Journal of Cleaner Production*, 15(7), 607-619.
- Bolin, C. A., & Smith, S. (2010). Life cycle assessment of ACQ-treated lumber with comparison to wood plastic composite decking. *Journal of Cleaner Production*, 19(6-7), 620-629.
- Bothast, R. J., & Schlicher, M. A. (2005). Biotechnological processes for conversion of corn into ethanol. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 67(1), 19-25.
- Bower, J., Fernholz, K., Howe, J., & Bratkovich, S. (2010). *Wood-Plastic Composite Lumber Vs. Wood Decking A Comparison Of Performance Characteristics And Environmental Attributes*: Dovetail Partners Inc.
- Bradley, D. (2006). *Canada Biomass-Bioenergy Report* (Rapport technique). Ottawa, Ontario: Climate Change Solutions.
- Bulle, C., Godin, J., Reid, C., & Deschênes, L. (2007). LUCAS - A New LCIA Method Used for a Canadian-Specific Context (10 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 12(2), 93-102.
- Butler, J., Jia, J., & Dyer, J. (1997). Simulation techniques for the sensitivity analysis of multi-criteria decision models. *European Journal of Operational Research*, 103(3), 531-546.
- CBES. (2009). *Land-Use Change and Bioenergy: Report from the 2009 workshop*: U.S. Department of Energy, Office of Energy Efficiency and Renewable Energy and Oak Ridge National Laboratory, Center for Bioenergy Sustainability.
- Chandel, A. K., Chan ES, Ravinder Rudravaram, M. Lakshmi Narasu, Rao, L. V., & Pogaku Ravindra. (2007). Economics and environmental impact of bioethanol production technologies: an appraisal. [Standard Review]. *Biotechnology and Molecular Biology Reviews*, 2(1), 14-32.
- Cherubini, F. (2010). The biorefinery concept: Using biomass instead of oil for producing energy and chemicals. *Energy Conversion and Management*, 51(7), 1412-1421.
- Cohen, J. (2010). *Outil de prise de décision pour différentes options technologiques émergentes en bioraffinage forestier liées à la production de bioéthanol*. M.Sc.A. Polytechnique Montréal, Qc., Canada.
- Cohen, J., Janssen, M., Chambost, V., & Stuart, P. (2010). *Critical Analysis Of Emerging Forest Biorefinery (Fbr) Technologies for Ethanol Production*. Paper presented at the PAPTAC Annual Meeting.
- Corbière-Nicollier, T., Gfeller Laban, B., Lundquist, L., Leterrier, Y., Mânson, J. A. E., & Jolliet, O. (2001). Life cycle assessment of biofibres replacing glass fibres as reinforcement in plastics. *Resources, Conservation and Recycling*, 33(4), 267-287.
- Cornejo, F. (2005). *Using Life Cycle Assessment (LCA) as a Tool to Enhance Environmental Impact Assessments (EIA) with a case study application in the pulp and paper industry*. Polytechnique, Université de Montréal, Montréal.
- Cornelissen, S., & Dehue, B. (2009). *Summary of approaches to accounting for indirect impacts of biofuel production*. Utrecht: Ecofys Commissioned by Roundtable on Sustainable biofuels.

- Detzel, A., & Krüger, M. (2006). *Life Cycle Assessment of PLA A comparison of food packaging made from NatureWorks® PLA and alternative materials*. Heidelberg: IFEU.
- Dinca, C., Badea, A., Rousseaux, P., & Apostol, T. (2007). A multi-criteria approach to evaluate the natural gas energy systems. *Energy Policy*, 35(11), 5754-5765.
- Duarte, B. P. M. (2001). The expected utility theory applied to an industrial decision problem ,Â what technological alternative to implement to treat industrial solid residuals. *Computers & Operations Research*, 28(4), 357-380.
- ECN. (2010). The composition of biomass and waste. Retrieved September 2011, from Disponible: <http://www.ecn.nl/phyllis/dataTable.asp>:
- Edwards W, Barron FH. (1994) Smarts and smarter: improved simple methods for multiattribute utility measurement. *Organizational Behavior and Human Decision Processes*, 60:306–325.
- EIA. (2009). Retrieved August 2011, from <http://www.indexmundi.com/energy.aspx?region=na&product=ethanol&graph=production>
- Ekvall, T., & Weidema, B. (2004). System Boundaries and Input Data in Consequential Life Cycle Inventory Analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 9(3), 161-171.
- Regulation of fuels and Fuel Additives: Changes to Renewable Fuel Standard Program; Final Rule (2010a).
- EPA. (2010). *Renewable fuel standard program (RFS2) Regulatory Impact Analysis*: United States Environmental Protection Agency.
- Erekul, O., & Köhn, W. (2006). Effect of Weather and Soil Conditions on Yield Components and Bread-Making Quality of Winter Wheat (*Triticum aestivum* L.) and Winter Triticale (*Triticosecale* Wittm.) Varieties in North-East Germany. *Journal of Agronomy and Crop Science*, 192(6), 452-464.
- Directive 2003/30/EC of the European parliament and of the council of 8 May 2003 on the promotion of the use of biofuels or other renewable fuels for transport (2003).
- Fargione, J., Hill, J., Tilman, D., Polasky, S., & Hawthorne, P. (2008). Land Clearing and the Biofuel Carbon Debt. *Science*, 319(5867), 1235-1238.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2009). FAOSTAT. Retrieved 18-08-2011, from <http://faostat.fao.org/site/567/DesktopDefault.aspx?PageID=567 - ancor>
- Fritsche, U. R., Klaus Hennenberg, & Katja Hünecke. (2010). *The "iLUC factor" as a mean to Hedge Risks ok GHG Emissions from Indirect Land Use Change* (Working paper). Darmstadt: Oeko-Institut.
- Galbe, M., & Zacchi, G. (2002). A review of the production of ethanol from softwood. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 59(6), 618-628.
- Gaudreault, C. (2008). *Cadre méthodologique de gestion du cycle de vie appliqué à l'industrie papetière*. PhD, Polytechnique Montréal, Qc., Canada.

- Gaudreault, C., Samson, R., Chambost, V., & Stuart, P. (2009). LCA for the engineering analysis of the forest biorefinery. *Appita Annual Conference, p 12-27, 2009, 63rd Appita Annual Conference and Exhibition - Conference Technical Papers*.
- Gnansounou, E., Panichelli, L., Dauriat, A., & Villegas, J. D. (2008). Accounting for indirect land-use changes in GHG balances of biofuels, Review of current approaches. Unpublished Working paper. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne.
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., Schryver, A. D., Struijs, J., & Zelm, R. v. (2009). *ReCiPe 2008 : A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level*: Ruimte en Milieu.
- Golbabaie, M. (2006). *Applications of Biocomposites in Building Industry*: Department of Plant Agriculture University of Guelph.
- Goyal, A., Beres, B. L., Navabi, A., Salmon, D. F., Eudes, F. (2011). Yield stability analysis of broadly adaptive triticale germplasm in southern and central Alberta, Canada, for industrial end-use suitability. *Canadian Journal of Plant Science*, 91(1), 125-135.
- Goyal, H. B., Seal, D., & Saxena, R. C. (2008). Bio-fuels from thermochemical conversion of renewable resources: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 12(2), 504-517.
- Guinée, J. (2002). *Handbook on life cycle assessment: operational guide to the ISO standards*: Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Hajkowicz, S.A., Young, M., Wheeler, S., MacDonald, D. H., et Young, D. (2000). *Supporting decisions: understanding natural resource management assessment techniques*. Australia: Land and Water Resources Research and Development Corporation, CSIRO.
- Hamelinck, C. N., Hooijdonk, G. V., & Faaij, A. P. C. (2005). Ethanol from lignocellulosic biomass: techno-economic performance in short-, middle- and long-term. *Biomass and Bioenergy*, 28(4), 384-410.
- Haye, S., Slaveykova, V. I., & Payet, J. (2007). Terrestrial ecotoxicity and effect factors of metals in life cycle assessment (LCA). *Chemosphere*, 68(8), 1489-1496.
- Heijungs, R., Guinée, J., Kleijn, R., & Rovers, V. (2007). Bias in normalization: Causes, consequences, detection and remedies. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 12(4), 211-216.
- Huang, H.-J., Ramaswamy, S., Tschirner, U. W., & Ramarao, B. V. (2008). A review of separation technologies in current and future biorefineries. *Separation and Purification Technology*, 62(1), 1-21.
- Huneault, M. A., & Li, H. (2007). Morphology and properties of compatibilized polylactide/thermoplastic starch blends. *Polymer*, 48(1), 270-280.
- Hytönen, E., & Stuart, P. (2009). Integrated bioethanol production into an integrated kraft Pulp and Paper mill : techno-economic assesment. *Pulp and Paper Canada, May/June 2009*, 25-32.
- Ifeu. (2009). *Synopsis Current Models and Methods Applicable to Indirect Land-Use Change (ILUC). Executive summary*. Heidelberg: Commissioned by Bundesverband der deutschen Bioethanolwirtschaft e.V.

- IMC. (2008). *Canadian Triticale Biorefining Initiative, Producer Value Proposition*: Submitted to Alberta Agriculture & Rural development.
- IPCC. (2006). *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*: Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds).
- ISO. (2006a). ISO 14040: Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Principes et cadre. Suisse.
- ISO. (2006b). ISO 14044: Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Exigences et lignes directrices (Vol. ISO 14044). Suisse.
- James, K., & Grant, T. (2005). *LCA of Degradable Plastic Bags*. Report.
- Janssen, M., & Stuart, P. (2010). Drivers and Barriers for Implementation of the Biorefinery. *Pulp & Paper Canada Journal*(May/June), 13-17.
- Janssen, M. J. M. (2007). *Retrofit design methodology based on process and product modeling*. Unpublished Ph.D, École polytechnique, montréal, Qc., Canada.
- Jia JM, Fisher GM, Dyer JS. (1998). Attribute weighting methods and decision quality in the presence of response error: a simulation study. *Journal of Behavioral Decision Making* 11:85–105.
- Jolliet, O., margni, M., charles, R., Humbert, S., Jérôme, P., Rebitzer, G., et al. (2003). IMPACT 2002+: A New Life Cycle Assessment Methodology. *Int J LCA*, 8(6), 324-330.
- Jolliet, O., Saadé, M., & Crettaz, P. (2005). Analyse du cycle de vie, Comprendre et réaliser un bilan *Analyse de cycle de vie, Comprendre et réaliser un bilan* (pp. 165). LAUSANNE: Presses polytechniques et universitaires romanes.
- Kamm, B., & Kamm, M. (2004). Principles of biorefineries. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 64(2), 137-145.
- Kaufman, A. S., Meier, P. J., Sinistore, J. C., & Reinemann, D. J. (2010). Applying life-cycle assessment to low carbon fuel standards, How allocation choices influence carbon intensity for renewable transportation fuels. *Energy Policy*, 38(9), 5229-5241.
- Keeney, R. L. (1982). Decision Analysis: An Overview (Vol. 30, pp. 803): INFORMS: Institute for Operations Research.
- Kim, H., Kim, S., & Dale, B. E. (2009). Biofuels, Land Use Change, and Greenhouse Gas Emissions: Some Unexplored Variables. *Environmental Science & Technology*, 43(3), 961-967.
- Kim, S., & Dale, B. E. (2005). Environmental aspects of ethanol derived from no-tilled corn grain: nonrenewable energy consumption and greenhouse gas emissions. *Biomass and Bioenergy*, 28(5), 475-489.
- Lahdelma, R., Salminen, P., & Hokkanen, J. (2000). Using Multicriteria Methods in Environmental Planning and Management. *Environmental Management*, 26(6), 595-605.

- Larson, E. D. (2006). A review of life-cycle analysis studies on liquid biofuel systems for the transport sector. *Energy for Sustainable Development* X(2), 109-126.
- Lautier, A., Rosenbaum, R. K., Margni, M., Bare, J., Roy, P.-O., & Deschênes, L. (2010). Development of normalization factors for Canada and the United States and comparison with European factors. *Science of The Total Environment*, 409(1), 33-42.
- Liska, A. J., & Perrin, R. K. (2009). Indirect land use emissions in the life cycle of biofuels: regulations vs science. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 3(Copyright 2009, The Institution of Engineering and Technology), 318-328.
- Ma, F., & Hanna, M. A. (1999). Biodiesel production: a review. *Bioresource Technology*, 70(1), 1-15.
- Madival, S., Auras, R., Singh, S. P., & Narayan, R. (2009). Assessment of the environmental profile of PLA, PET and PS clamshell containers using LCA methodology. [doi: DOI: 10.1016/j.jclepro.2009.03.015]. *Journal of Cleaner Production*, 17(13), 1183-1194.
- Michigan State University. (2010). Food vs. fuel: Growing grain for food is more energy efficient. *Science Daily*, Consulté en Août 2011 sur <http://www.sciencedaily.com/releases/2010/04/100419172855.htm>
- Miettinen, P., & Hämäläinen, R. P. (1997). How to benefit from decision analysis in environmental life cycle assessment (LCA). *European Journal of Operational Research*, 102(2), 279-294.
- Mohanty, A. K., Misra, M., & Drzal, L. T. (2002). Sustainable Bio-Composites from Renewable Resources: Opportunities and Challenges in the Green Materials World. *Journal of Polymers and the Environment*, 10(1), 19-26.
- Mu, D., Seager, T., Rao, P., & Zhao, F. (2010). Comparative Life Cycle Assessment of Lignocellulosic Ethanol Production: Biochemical Versus Thermochemical Conversion. *Environmental Management*, 46(4), 565-578.
- Murphy, R. (2004). Life cycle assessment. In *Green composites: polymer composites and the environment*. (C. Baillie, 23-47). Cambridge : CRC Press.
- Norris, G. (2001). The requirement for congruence in normalization. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 6(2), 85-88.
- NREL. (2009, September 28, 2009). Conceptual biorefinery. Retrieved August 17, 2011, from <http://www.nrel.gov/biomass/biorefinery.html>
- OECD. (2008). *Biofuel Support Policies: an economic assessment* (2 ed.): OECD.
- Palme, U., Lundin, M., Tillman, A.-M., & Molander, S. (2005). Sustainable development indicators for wastewater systems - researchers and indicator users in a co-operative case study. *Resources, Conservation and Recycling*, 43(3), 293-311.
- Panichelli, L., & Gnansounou, E. (2008). Estimating greenhouse gas emissions from indirect land-use change in biofuels production: concepts and exploratory analysis for soybean-based biodiesel. [Article]. *Journal of Scientific & Industrial Research*, 67(11), 1017-1030.
- Patel, M. (2005). Environmental Life Cycle Comparisons of Biodegradable Plastics *Handbook of Biodegradable Polymers* (pp. 431-484).

- Perlack, R. D., Wright, L. L., Turhollow, A. F., & Graham, R. L. (2005). *Biomass as a Feedstock for a Bioenergy & Bioproducts Industry: The Technical Feasibility of a Billion-ton annual supply* (Rapport technique). Oak Ridge, Tennessee: Oak Ridge National Laboratory.
- Pohekar, S. D., & Ramachandran, M. (2004). Application of multi-criteria decision making to sustainable energy planning, A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 8(4), 365-381.
- Reguly, E. (2009). Food vs. Fuel. *The globe and mail* Retrieved August, 2011, from <http://www.theglobeandmail.com/report-on-business/rob-magazine/food-vs-fuel/article1299034/>
- Research Recap. (2008). World Biofuels Demand to Expand 20 percent Annually. Retrieved from <http://www.alacrastore.com/blog//index.php/tag/biofuels/page/2/>
- Sandén, B. A., & Karlström, M. (2007). Positive and negative feedback in consequential life-cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 15(Compendex), 1469-1481.
- Schmidt, J. H., Christensen, P., & Christensen, T. S. (2009). Assessing the land use implications of biodiesel use from an LCA perspective. *Journal of Land Use Science*, 4(1), 35 - 52.
- Searchinger, T., Heimlich, R., Houghton, R. A., Dong, F., Elobeid, A., Fabiosa, J., et al. (2008). Use of U.S. Croplands for Biofuels Increases Greenhouse Gases Through Emissions from Land-Use Change. *Science*, 319(5867), 1238-1240.
- Seppälä, J., Basson, L., & Norris, G. A. (2001). Decision analysis frameworks for life-cycle impact assessment. *Journal of Industrial Ecology*, 5(4), 45-68.
- Shen, L., Haufe, J., & Patel, M. K. (2009). *Product overview and market projection of emerging bio-based plastics. PRO-BIP 2009. Final report*: Copernicus Institute for Sustainable Development and Innovation Utrecht University.
- Shen, L., & Patel, M. (2008). Life Cycle Assessment of Polysaccharide Materials: A Review. *Journal of Polymers and the Environment*, 16(2), 154-167.
- Simos J. Evaluer l'impact sur l'environnement: Une approche originale par l'analyse multicritère et la négociation. Lausanne: Presses Polytechniques et Universitaires Romandes; 1990.
- Solomon, B. D., Barnes, J. R., & Halvorsen, K. E. (2007). Grain and cellulosic ethanol: History, economics, and energy policy. *Biomass and Bioenergy*, 31(6), 416-425.
- Spath, P. L., & Dayton, D. C. (2003). *Preliminary Screening — Technical and Economic Assessment of Synthesis Gas to Fuels and Chemicals with Emphasis on the Potential for Biomass-Derived Syngas*: NREL
- St-Pierre, N., Favis, B. D., Ramsay, B. A., Ramsay, J. A., & Verhoogt, H. (1997). Processing and characterization of thermoplastic starch/polyethylene blends. *Polymer*, 38(3), 647-655.
- Statistique Canada. (2010a). Tableau 001-0010: Estimation de la superficie, du rendement, de la production et du prix moyen à la ferme des principales grandes cultures, en unités métriques: E-STAT.
- Statistique Canada. (2010b). Tableau 001-0069 : Expéditions d'engrais vers les marchés agricoles canadiens, selon la teneur en éléments fertilisants et la campagne de fertilisation, données cumulatives, annuel (tonnes métriques): E-STAT.

- Stuart, P. (2006). *The forest biorefinery : Survival strategy for canada's pulp and paper sector?* (Vol. 107). Don Mills, ON, Canada: Southam.
- Suslick, S. B., & Furtado, R. (2001). Quantifying the value of technological, environmental and financial gain in decision models for offshore oil exploration. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, 32(2-4), 115-125.
- Tillman, A.-M. (2000). Significance of decision-making for LCA methodology. *Environmental Impact Assessment Review*, 20(1), 113-123.
- Tolle DA (1997): Regional Scaling and Normalization in LCIA. Development and Application of Methods. *Int J LCA* 2 (4) 197–208
- U.S Congress. (2000). *Biomass Research and Development Act of 2000*. Washington, D.C.: U.S Congress.
- Uihlein, A., Ehrenberger, S., & Schebek, L. (2008). Utilisation options of renewable resources: a life cycle assessment of selected products. [doi: DOI: 10.1016/j.jclepro.2007.06.009]. *Journal of Cleaner Production*, 16(12), 1306-1320.
- Ulukan, H. Z., & Kop, Y. (2009). *Multi-criteria decision making (MCDM) of solid waste collection methods using Life Cycle Assessment (LCA) outputs*. Paper presented at the International Conference on Computers & Industrial Engineering, 6-9 July 2009. CIE 2009.
- Vercalsteren, A., Spirinckx, C., & Sarlée, W. (2006). *4 types of drinking cups used on events: Life Cycle Assessment and Eco-Efficiency Analysis*. Paper presented at the 13th Cirp International Conference On Life Cycle Engineering.
- Vidal, R., Martinez, P., Mulet, E., Gonzalez, R., Lopez-Mesa, B., Fowler, P., et al. (2007). Environmental assessment of biodegradable multilayer film derived from carbohydrate polymers. *Journal of Polymers and the Environment*, 15(3), 159-168.
- Vierhout, R. (2009). Ethanol for fuel, EU market and policy developments. [Présentation Power Point]. Tiré de http://www.usbiomassboard.gov/pdfs/090225_brdi_san_antonio_vierhoutjg.pdf
- Vink, E. T. H., Glassner, D. A., Kolstad, J. J., Wooley, R. J., & O'Connor, R. P. (2007). ORIGINAL RESEARCH: The eco-profiles for current and near-future NatureWorks® polylactide (PLA) production. *Industrial Biotechnology*, 3(1), 58-81.
- Vink, E. T. H., Rabago, K. R., Glassner, D. A., & Gruber, P. R. (2003). Applications of life cycle assessment to NatureWorks(TM) polylactide (PLA) production. *Polymer Degradation and Stability*, 80(3), 403-419.
- Wang, J.-J., Jing, Y.-Y., Zhang, C.-F., & Zhao, J.-H. (2009). Review on multi-criteria decision analysis aid in sustainable energy decision-making. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 13(9), 2263-2278.

- Wang, S., Thomas, K. C., Sosulski, K., Ingledew, W. M., & Sosulski, F. W. (1999). Grain pearling and very high gravity (VHG) fermentation technologies for fuel alcohol production from rye and triticale. [Article]. *Process Biochemistry*, 34(5), 421-428.
- Wang, M., Wu, M., & Huo, H. (2007). Life-cycle energy and greenhouse gas emission impacts of different corn ethanol plant types. [Article]. *Environmental Research Letters*, 2(2).
- Weidema, B. (2003). *Market information in life cycle assessment*. Copenhagen: Danish Environmental Protection Agency.
- Weidema, B., Frees, N., & Nielsen, A.-m. (1999). Marginal production technologies for life cycle inventories. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 4(1), 48-48-56.
- Winter, B. (2010). *Alberta Irrigation Information, Facts and figures for the year 2009*. Lethbridge: Alberta Agriculture and Rural Development.
- von Winterfeldt D, Edwards W. (1986). *Decision analysi and behavioral research*. London: Cambridge University Press.
- Wright, M. M., & Brown, R. C. (2007). Comparative economics of biorefineries based on the biochemical and thermochemical platforms. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 1(1), 49-56.
- Wu, Y. V. (1993). Protein isolate from an experimental high-protein wheat and flour. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 41(7), 1048-1052.
- Ye YC, Ke LH, Huang DY. *System synthetical evaluation technology and its application*. Beijing: *Metallurgical Industry Press*; 2006.

ANNEXE A – DÉTAIL DES PROCÉDÉS BIOCHIMIQUES DE LA BIORAFFINERIE AGRICOLE

Cette annexe présente plus en détail les étapes de la bioraffinerie biochimique : le prétraitement de la biomasse, l'hydrolyse de l'hémicellulose et de la cellulose et la fermentation de sucres. Cette revue des technologies existante permet de mieux comprendre les choix de scénarios effectués.

A.1 Prétraitement de la biomasse

Dans le cas de la biomasse de première génération, les grains sont simplement broyés pour rendre l'amidon accessible. Deux types de broyage sont couramment utilisés : le broyage à sec et le broyage humide qui représentent respectivement 67 et 33% des procédés utilisés pour produire de l'éthanol à partir de grains de maïs aux États-Unis (Bothast & Schlicher, 2005). Dans le cas du broyage humide les composants du grain sont séparés incluant l'amidon, les fibres, les protéines et le germe, ce qui permet de produire de nombreux produits à haute valeur ajoutée (Bothast & Schlicher, 2005). Les grains sont d'abord trempés dans de l'eau en présence d'acide sulfurique ou d'un agent alcalin tel que l'hydroxyde de sodium (Wu, 1993) puis les différents composés sont séparés par séparation mécanique ou physique (hydro cyclone, broyage et filtration et/ou centrifugation...) (Huang et al., 2008). Le procédé de broyage humide consomme plus d'énergie et coûte plus cher à l'investissement, cependant la multitude de produits extraits offre une plus grande adaptabilité au marché que le procédé de broyage à sec (Kamm & Kamm, 2004). Dans le cas du broyage à sec, les grains sont simplement moulus pour augmenter la surface d'échange avec les enzymes lors de l'étape suivante (Wright & Brown, 2007) et mélangés à de l'eau pour former une pâte. Une étape de décorticage peut être ajoutée pour séparer le grain du son et ainsi augmenter la teneur en amidon de la matière à fermenter. Cela permet de réduire la taille des équipements, de diminuer la consommation énergétique et d'obtenir un coproduit supplémentaire : le son qui peut être vendu comme nourriture pour animaux d'élevage (S. Wang et al., 1999).

Dans le cas de la paille, le prétraitement devra être plus complexe car les sucres sont moins accessibles. La biomasse est d'abord déchiquetée ou broyée pour détruire sa structure, augmenter la surface d'échange avec les enzymes et le catalyseur et leur faciliter le transport ainsi

que celui de la vapeur (Hamelinck, et al., 2005). La lignine doit ensuite être séparée et l'hémicellulose solubilisée par traitement chimique, physique, biologique ou une combinaison de ceux-ci. Sans prétraitement, le rendement de l'hydrolyse de la cellulose (qui est l'étape suivante) est généralement inférieur à 20% alors qu'avec un prétraitement, le rendement est supérieur à 90% (Hamelinck, et al., 2005).

La description des prétraitements est basée sur la revue des technologies de production d'éthanol lignocellulosique de Hamelinck (2005).

A.1.1 Prétraitements chimiques

Les traitements par acide et agent alcalin sont les plus répandus.

A.1.1.1 Hydrolyse par acide:

L'acide sulfurique dilué est le plus répandu car il obtient un rendement de sucre à partir de l'hémicellulose acceptable. L'acide devra être neutralisé par la suite ce qui mène à une production importante de gypse. D'autres acides tel que l'acide nitrique ou chlorhydrique pourraient être aussi être utilisés, mais sont moins courants. Il existe aussi des procédés d'hydrolyse par acide concentré, mais ils sont beaucoup plus coûteux (Hamelinck, et al., 2005).

A.1.1.2 Prétraitement alcalin :

Ils utilisent des bases telles que l'hydroxyde de sodium ou l'hydroxyde de calcium. Toute la lignine et une partie de l'hémicellulose est retirée et la réactivité de la cellulose est augmentée suffisamment pour l'hydrolyse suivante. Bien que les coûts de réacteurs soient plus faibles que pour l'hydrolyse à base d'acide dilué, l'utilisation des sels en haute concentration soulève des interrogations du point de vue environnemental et pourrait entraîner des coûts de recyclage, traitement des eaux et gestion des résidus prohibitifs. De plus, ce type d'hydrolyse est généralement plus efficace pour solubiliser la lignine, mais laisse la plupart de l'hémicellulose sous sa forme polymérisée insoluble (Hamelinck, et al., 2005).

A.1.2 Prétraitements physiques

Ils utilisent l'explosion de vapeur ou de l'eau liquide chaude. Dans le cas de l'explosion de vapeur, la biomasse est chauffée grâce à de la vapeur haute pression (210-290°C sous 20-50

bar) pendant quelques minutes puis ramenée à pression atmosphérique rapidement. La plupart des traitements à la vapeur permettent une forte solubilisation de l'hémicellulose (de l'ordre de 45 à 65% des xyloses) et une faible solubilisation de la lignine. Pour être viable économiquement, le rendement doit encore être augmenté et les coûts d'opération réduits (Hamelinck, et al., 2005). Le procédé par eau liquide chaude utilise de l'eau chaude compressée au-dessus de son point de saturation, ce qui permet de solubiliser autour de 93% des xyloses. Comme aucun produit chimique ni catalyseur n'est utilisé, c'est un procédé intéressant du point de vue économique et environnemental. Il est cependant toujours à l'échelle de laboratoire (Hamelinck, et al., 2005).

A.1.3 Prétraitement biologique

Ils utilisent des champignons. Bien que consommant peu d'énergie, ce procédé n'est pas utilisé car son taux d'hydrolyse est très faible (Hamelinck, et al., 2005).

A.2 Hydrolyse des polymères en sucres fermentables

Dans le cas du grain, l'amidon est dépolymérisé grâce à l'action d'enzymes et à la cuisson de la pâte d'amidon (Bothast & Schlicher, 2005). Dans le cas de la ligne de paille, cette étape consiste en la dépolymérisation de la cellulose en glucose. Cette réaction est catalysée par un acide dilué, un acide concentré ou des enzymes (Hamelinck, et al., 2005).

A.2.1 Hydrolyse par acide

Il existe deux types d'hydrolyse par acide, l'hydrolyse par acide dilué, dont la concentration est inférieure à 10% et l'hydrolyse par acide concentré, dont la concentration est supérieure à 10%. *L'hydrolyse par acide dilué* a un temps de réaction de l'ordre de quelques secondes ou minutes, ce qui facilite une production en continu et se déroule à haute température et pression. La plupart des procédés par acides dilués ont un rendement de sucre limité à 50% car une partie des sucres est dégradé au fur et mesure de leur production. En plus de réduire la production de sucre, certains produits dégradés tels que le furfural inhibent l'action des microorganismes lors de l'étape de fermentation (Badger, 2002). C'est pourquoi cette hydrolyse est parfois faite en deux étapes. La première étape hydrolyse l'hémicellulose dans des conditions douces (0,7% d'acide sulfurique à 190°C) pour récupérer les sucres C-5. Seule la partie encore solide est envoyée à la deuxième étape à plus haute température (215°C), mais plus faible

concentration d'acide (0,4%), pour récupérer les sucres C-6 (Hamelinck, et al., 2005). Ainsi, les sucres C-5 sont moins dégradés. Le principal avantage de l'hydrolyse par acide dilué est son temps de réaction très court qui permet d'avoir un procédé en continu. Son principal désavantage est son faible rendement en sucres (Badger, 2002). *L'hydrolyse par acide concentré* a un temps de réaction beaucoup plus long, de l'ordre de quelques heures, et se déroule à des températures moyennes et à pression faible. Ces conditions d'opération permettent de minimiser la dégradation des sucres (Badger, 2002). Le taux de recouvrement du sucre est de l'ordre de 90%, cependant les équipements sont plus chers que pour l'hydrolyse par acide dilué et le recyclage de l'acide est une étape critique pour la viabilité économique de ce procédé. Certains procédés permettent d'atteindre 97% de récupération de l'acide avec seulement 2% de perte de sucres (Hamelinck, et al., 2005).

A.2.2 Hydrolyse par enzymes

La cellulase est un ensemble complexe d'enzymes qui se complète pour attaquer la cellulose. Elle peut être achetée ou produite à partir de champignons ou de bactéries. Les conditions de procédé sont douces, ce qui permet un rendement potentiellement élevé dû à une faible dégradation des sucres. De plus, des coûts de maintenance faible en font une voie prometteuse. L'hydrolyse par enzyme est compatible avec de nombreux prétraitements, mais les traitements physiques semblent insuffisants. L'hydrolyse peut être facilitée par l'ajout de surfactants pour aider la désorption de la cellulase après la réaction ou par l'utilisation de différentes enzymes aux actions complémentaires. Les produits intermédiaires et finaux : la cellobiose et le glucose, inhibent l'activité de la cellulase. Pour améliorer la dépolymérisation, des enzymes supplémentaires peuvent être ajoutées, les produits de réaction peuvent être retirés par ultrafiltration ou la fermentation peut être conduite simultanément à l'hydrolyse (Hamelinck, et al., 2005).

A.3 Fermentation

La fermentation est un procédé biochimique qui convertit les sucres accessibles en alcool ou acides organiques par l'action d'enzymes ou de bactéries. Alors que la fermentation des sucres C-6 est connue depuis plus de 6000 ans (production de bière en Égypte antique), la fermentation des sucres C-5 est plus récente (Hamelinck, et al., 2005). Historiquement, les différents sucres

étaient fermentés en différentes étapes, cependant la tendance actuelle est de réduire au maximum les étapes pour réduire les coûts et éviter la production de produits inhibiteurs. La recherche en ingénierie génétique travaille au développement de bactéries et levures capables de fermenter de plus en plus de sucres différents (Hamelinck, et al., 2005). Les bactéries et levures sont produites en utilisant une partie du flux de sucre. Les différentes étapes de saccharification (hydrolyse) et de fermentation peuvent se faire en plus ou moins de réacteurs selon les choix de design. L'objectif étant de tendre vers un procédé le plus intégré possible (Hamelinck, et al., 2005).

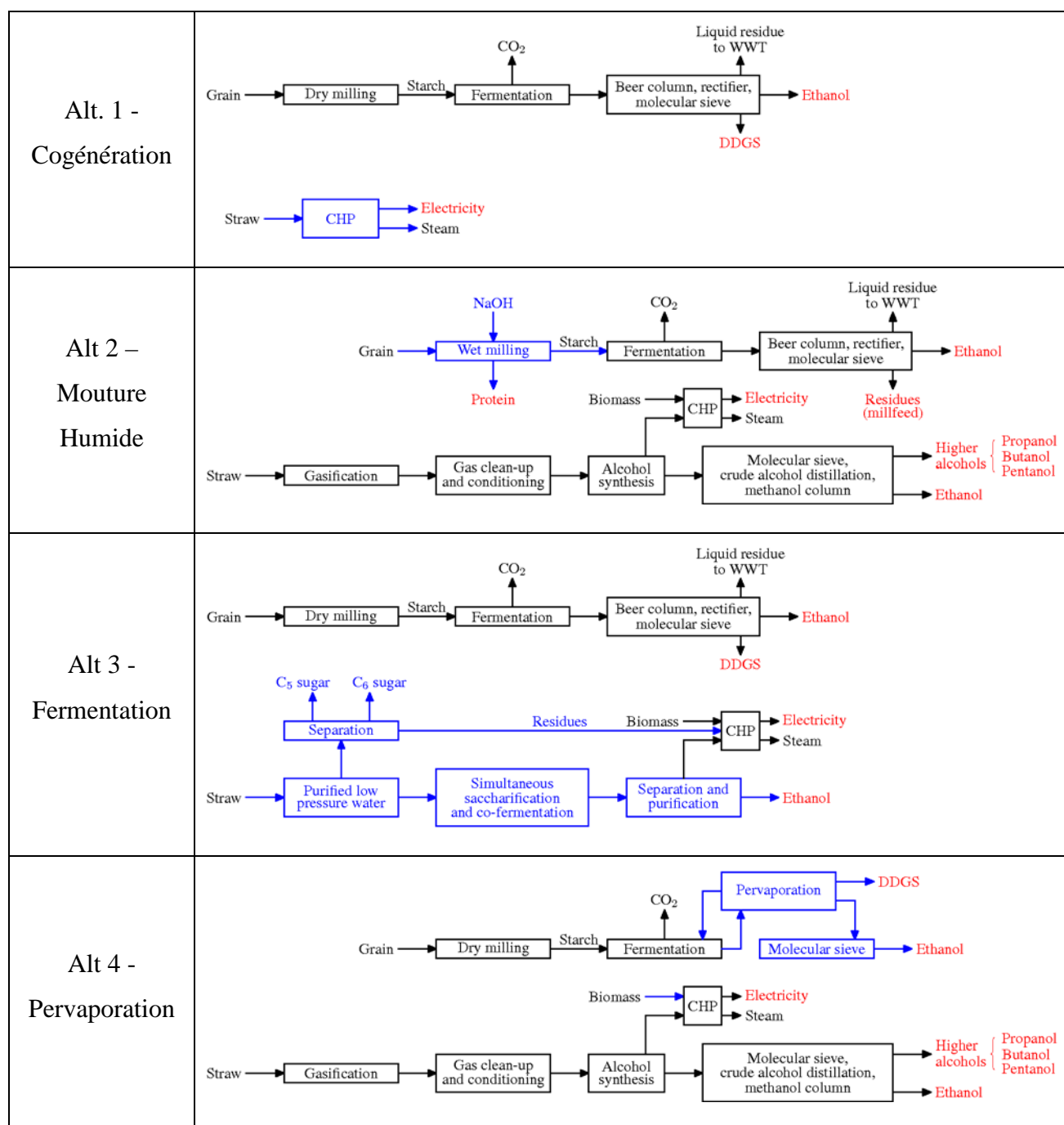
Les résidus de fermentation de matière lignocellulosique sont principalement de la lignine, celle-ci peut être brûlée pour produire de la chaleur et de l'électricité. Dans le cas de la fermentation de grains, les résidus solides peuvent être filtrés, séchés et vendus comme aliments pour animaux. C'est la drèche, plus connue sous l'acronyme DDGS¹ en anglais.

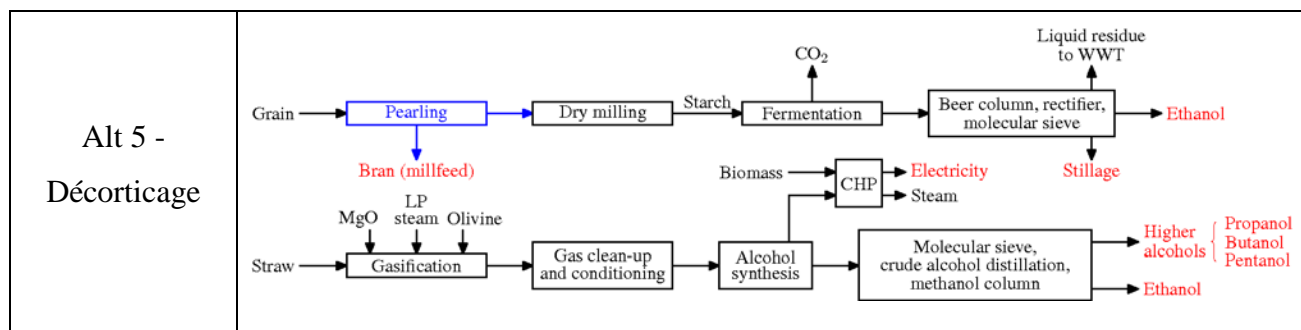
¹ Dry distillates grain and solubles

ANNEXE B – DIAGRAMMES DE FLUX DES ALTERNATIVES ÉTUDIÉES

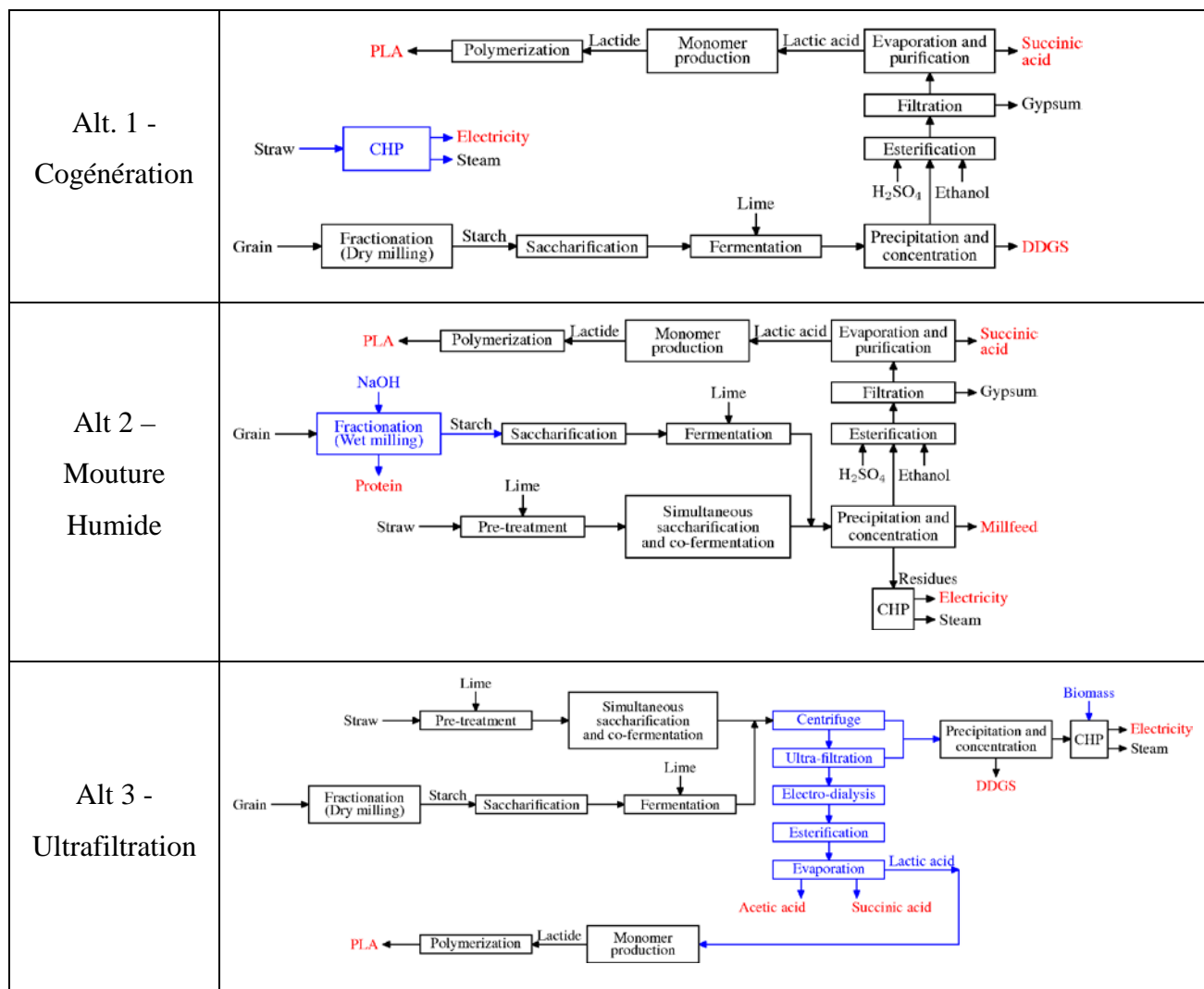
Cette annexe présente les diagrammes de flux de tous les scénarios étudié au cours du projet. Les scénarios sont présentés par plateforme.

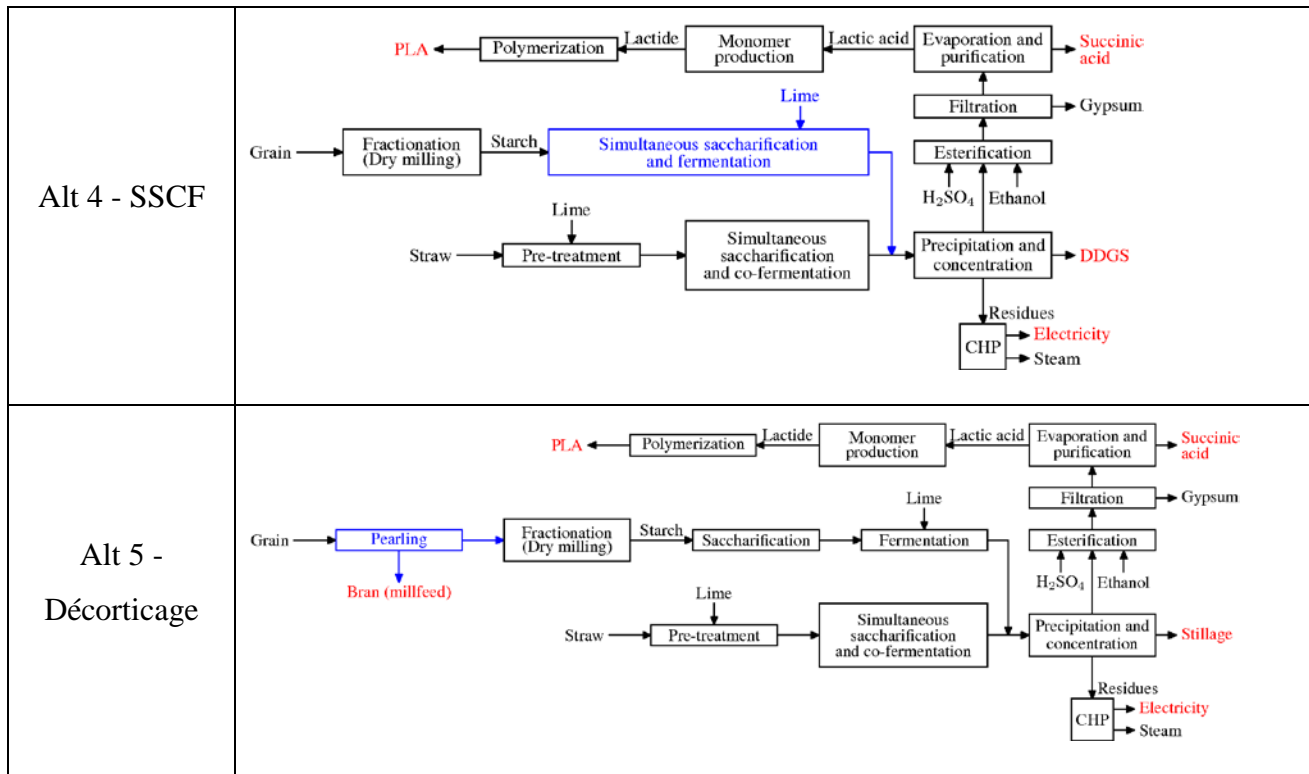
B.1 Plateforme d'éthanol



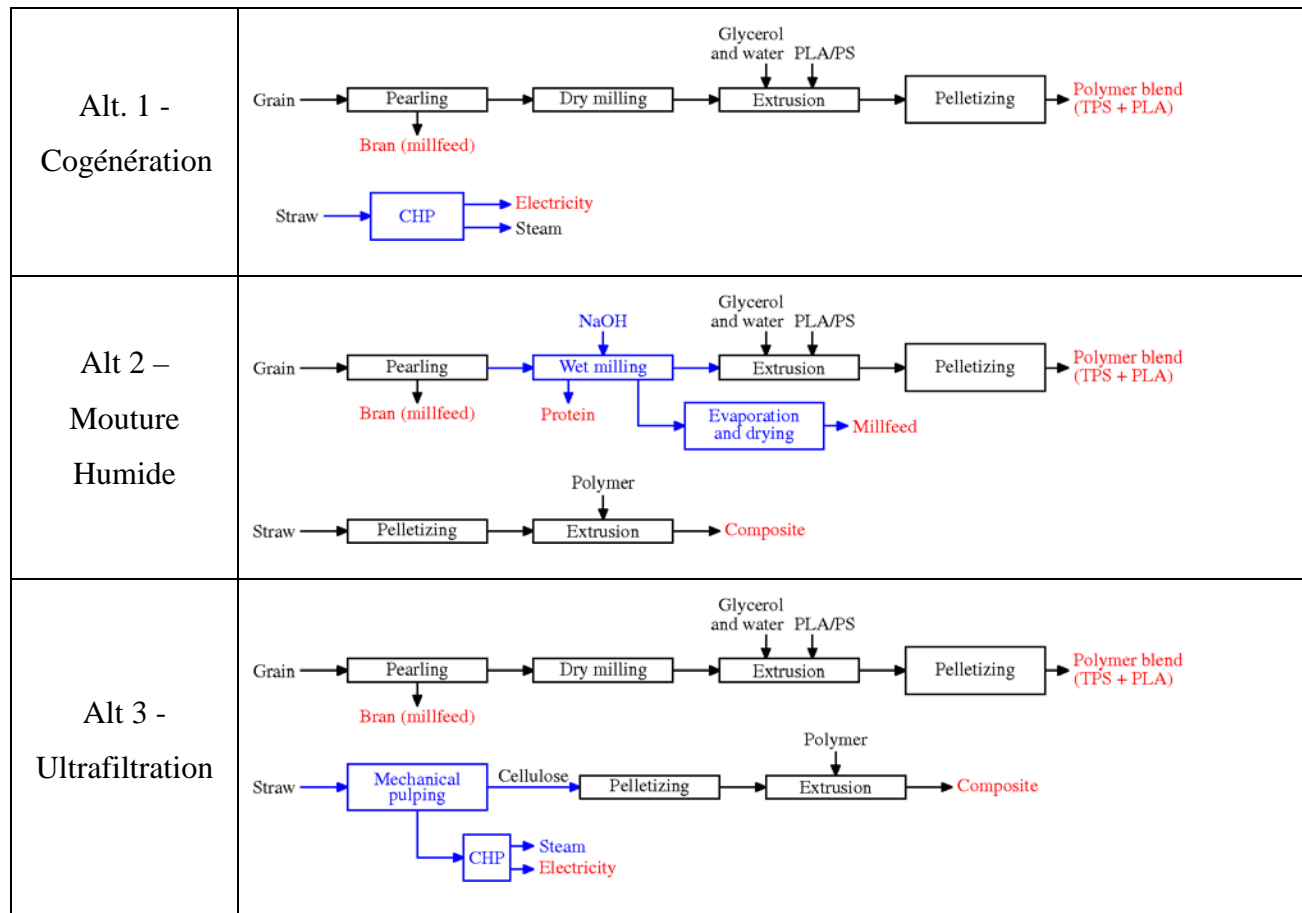


B.2 Plateforme de PLA





B.3 Plateforme de TPS



ANNEXE C – DÉTAIL DES INVENTAIRES

Les tableaux suivant présentent, par alternative, les entrant considérés, la quantité consommée pour la production d'une unité fonctionnelle et le processus choisit dans Ecoinvent pour le modéliser. Les bilans de masse et d'énergie ont été fournis par deux étudiants au doctorat travaillant aussi sur le projet.

C.1 Les transports

Tableau C-1: Hypothèses de transport considérées

Produit	Origine	Distance (km)		
		Train	Camion	Bateau
Acide Sulfurique	Prince George, AB, Ca	743	160	
Chaux	Exshaw, AB, Ca		225	
Olivine	Norvège	973	146	16896
Mono-éthanol-amine	Colombus, Oh, US	3 140	146	
Éthanol	Fort Mc Murray, Ab, Ca		598	
Chloroforme		3843	147	
Glycérol	Iowa Falls, IA, US	2208	147	
Polypropylène	Morris, IL, US	2204	147	
PLA (pour la plateforme de TPS)	Blair, NE, US	2224	217	
Biomasse	La bioraffinerie est supposée être au milieu de la surface de culture. Le rayon de collecte est donc entre 4 et 20 km.			
1- Les autres transports sont négligés				
2-Le transport est supposé se faire en train entre les principales grandes villes et Clagary ou Edmonton, par camion de 28 tonnes entre les villes d'origine et les grandes ville spuis entre Calgary ou Edmonton et Red Deer. Un camion de catégorie 3,5 à 16 tonnes transporte la biomasse.				

C.2 Plateforme d'éthanol

Tableau C-2: Production d'éthanol des lignes de grain et paille, co-produits et biomasse

		Cas de Base	Alt. 1	Alt. 2	Alt. 3	Alt. 4	Alt. 5
Biomasse	Grain	205 000	505 000	221 000	320 000	217 600	223 000
	Paille	246 000	605 000	265 000	384 000	261 100	267 000
	Surplus de résidus	23 619		7 223	533	1 197	14 037
Ligne de Grain	Ligne	Mouture à sec		Mout. humide	Mout. à sec	Pervap.	Décortication
	Pro. éthanol	58 138	143 475	51 314	90 813	52 768	44 951
Ligne de Paille	Ligne	Gazéificat°	Cogénérat°	Gazéificat°	Fermentat°	Gazéification	
	Prod. éthanol	85 337	0	92 161	52 662	90 707	90 777
Co-produits	Mélange d'alcool	15 598	-	16 845	-	16 579	16 592
	Sucres C5 et C6	-	-	-	78373	-	-
	Son	-	-	-	-		32 011
	DDGS	79 785	196 897	-	124 627	84 806	-
	Résidus pauvres ^a	-	-	66 345	-	-	-
	Résidus riches ^a	-	-	-	-	-	60 842
	Protéines	-	-	33 939		-	-
	Électricité	30	94	30	30	30	30
^a Pour animaux							

Tableau C-3: Inventaire de la ligne de paille - Fermentation - Mis à l'échelle de 1 kg d'éthanol produit

	Quantité	Unité	Processus Ecoinvent
Entrants			
Électricité	0,91	kWh	Electricity, hard coal, at power plant/US
Enzymes	0,042	kg	<i>Négligé</i>
Nutriments	0,048	µg	Soda, powder, at plant/RER U AmN CIRAIG
Urée	0,83	g	Urea, as N, at regional storehouse/RER U AmN CIRAIG
NaOH	7,5	g	Sodium hydroxide, 50% in H2O, production mix, at plant/RER U AmN CIRAIG
Eau	43,07	kg	Tap water, at user/RER U AmN CIRAIG
Combustion des résidus dans le cogénérateur	49	MJ	Wood chips, burned in cogen ORC 1400kWth/MJ/CH AmN CIRAIG
Émissions à l'air			
CO ₂ biogénique ^a	0,96	kg	Carbon dioxide, biogenic, high pop
^a Issue de la fermentation et de la combustion des résidus dans le cogénérateur			

Tableau C-5: Inventaire de la ligne de paille - Gazéification - Mis à l'échelle de 1 kg d'éthanol produit

Adapté de <i>methanol, from synthetic gas, at plant/kg/CH AmN CIRAIG</i> les éléments modifiés sont listé ci-dessous. Toutes les émissions à l'air ont été supprimées.			
	Quantité	Unité	Processus Ecoinvent
Entrants			
Électricité	0,274	kWh	Electricity, hard coal, at power plant/US
Mono-éthanol-amine	70,33	mg	Monoethanolamine, at plant/RER U AmN CIRAIG
Sable + Olivine	7,32	g	Silica sand, at plant/DE U AmN CIRAIG
Oxyde de Magnésium	3,08	g	Magnesium oxide, at plant/RER U AmN CIRAIG
Eau	0,986	kg	Tap water, at user/RER U AmN CIRAIG
Combustion gaz non convertis	4,6	MJ	biogenic Natural gas, burned in industrial furnace >100kW/RER U AmN CIRAIG emissions only *
Combustion de résidus charbonneux	1,24	MJ	Hard coal, burned in industrial furnace 1-10MW/RER U AmN CIRAIG emission only
Émissions à l'air : issue de la combustion des résidus dans le cogénérateur			
NO _x	0,0067	mg	Nitrogen oxides, high pop
CO ₂ biogénique	1,90	kg	Carbon dioxide, biogenic, high pop
SO ₂	0,05	mg	Sulfur dioxide, high pop
NO ₂	3,66	g	Nitrogen dioxide, high pop.
HCl	0,12	mg	Hydrogen chloride, high pop.
Disposition des déchets			
Traitement de l'eau	1,19	kg	Treatment, sewage grass refinery, to wastewater treatment, class 3/CH U AmN CIRAIG
Cendres ^a	0,413	kg	Disposal, wood ash mixture, pure, 0% water, to sanitary landfill/CH U AmN CIRAIG
Olivine+ Sable	73,2	g	Disposal, inert material, 0% water, to sanitary landfill/CH U AmN CIRAIG
* Processus adapté de <i>Natural gas, burned in industrial furnace >100kW/RER U AmN CIRAIG</i> , qui n'incluse que les émissions à l'air et dont le CH ₄ , CO ₂ et CO ont été changé pour leurs équivalents biogéniques.			
^a Issue des cyclones et du cogénérateur			

C.3 Plateforme de PLA

Tableau C-6: Inventaires des scénarios PLA - Mis à l'échelle de 100 000 tonnes de PLA produits

	Quantité selon le scénario						Unité	Processus Ecoinvent
	Cas de base	Alt. 1	Alt. 2	Alt. 3	Alt. 4	Alt. 5		
Entrants								
Grain	1,38	2,35	1,42	1,45	1,39	1,43	kg	Triticale
Surplus de résidus	298730	-	326726	268550	328544	341455	ton	Excess Straw
Électricité	48400	50720	62560	55360	42960	52640	MWh	Electricity, hard coal, at power plant/US
Gaz Naturel	275 520	275 520	275 520	275 520	269 600	275 520	MJ	Natural gas, burned in industrial furnace >100kW/RER U AmN CIRAIG
Acide Sulfurique	90 265	81 382	91 094	5 065	90 372	89 851	ton	Sulphuric acid, liquid, at plant/RER U AmN CIRAIG
Enzymes	1 913	339	1 945	2 014	1 925	1 965	ton	négligé
Chaux	51 304	46 128	51 050	6 123	51 366	51 071	ton	Quicklime, milled, packed, at plant/CH U AmN CIRAIG
Nutriments	5 817	22	5 967	808	5 852	6 040	ton	négligé
Tween 80	768	389	763	2 014	773	763	ton	négligé
Catalyseurs			15,5				ton	Tin, at regional storage/RER U AmN CIRAIG
Toluène			433				ton	Toluene, liquid, at plant/RER U AmN CIRAIG
Chloroforme	3 751	3 751	3 751	3 751	3 751	3 751	ton	Trichloromethane, at plant/ RER U AmN CIRAIG
Éthanol	2 564	2 441	2 477	2 222	2 566	2 546	ton	Ethanol from ethylene, at plan/ RER U AmN CIRAIG
Combustion résidus	1,4.10 ⁶	-		1,4.10 ⁶			GJ	Wood chips, burned in cogen ORC 1400kWth/MJ/CH AmN CIRAIG
Combustion paille	298730	282385	326726	268550	328544	341455	ton	Wood chips, burned in cogen ORC 1400kWth/MJ/CH AmN CIRAIG
Émissions à l'air								
NMVOC ^a	252						ton	Carbon dioxide, biogenic, high pop
CO ₂ biogénique ^b	14,72	21,6		2,38	4,712	4,62	kton	Carbon dioxide, biogenic, high pop
SO ₂ ^c	4,56	7,77		4,79	4,59	4,04	ton	Nitrogen dioxide, high pop.
NO ₂	4,56	7,77		4,79	4,59	4,04	ton	Hydrogen chloride, high pop.

Tableau C-6 (suite 1/2) : Inventaires des scénarios PLA - Mis à l'échelle de 100 000 tonnes de PLA produits

C.4 Plateforme de TPS

Tableau C-7: Inventaire des scénarios de TPS- Mis à l'échelle de 75 000 ton de mélange TPS-PLA

	Quantités selon le scénario				Unité	Processus Ecoinvent
	Cas de base	Alt. 1	Alt. 2	Alt. 3		
Entrants						
Grain	28	28	34,3	28	kton	Tritcale
Surplus de résidus	-	261	-	224	kton	Excess Straw
Électricité	502	234	667	480	GWh	Electricity, hard coal, at power plant/US
Vapeur	184	-	196	-	kton	Steam, for chemical processes, at plant/RER U AmN CIRAIG
Glycérine	9				kton	Glycerine, from epichlorohydrin, at plant/RER U AmN CIRAIG
Eau	900	900	27	900		Water, deionised, at plant/CH U AmN CIRAIG
PLA	45				kton	Polylactide, granulate, NatureWorks Nebraska (Ingeo 2009)/US S - glad System
Polypropylène	69	-	69	58,6	kton	Polypropylene, granulate, at plant/RER U AmN CIRAIG
NaOH	-	-	21	-	ton	Soda, powder, at plant/RER U AmN CIRAIG
Acide Sulfurique	-	-	264	-	ton	Sulphuric acid, liquid, at plant/RER U AmN CIRAIG
Combustion de paille	-	295	-	224	kton	Wood chips, burned in cogen ORC 1400kWth/CH U AmN CIRAIG emissions only
Combustion résidus	-	-	-	82 800	GJ	Wood chips, burned in cogen ORC 1400kWth/CH U AmN CIRAIG emissions only
Coproduits						
Électricité	-	232	-	48,9	GWh	Electricity, hard coal, at power plant/US
Son	4112	4112	5047	4112	ton	
Résidus pauvres ^b	-	-	1559	-	ton	Barley IP, at feed mill/CH U AmN CIRAIG
Protéines	-	-	4250	-	ton	-
Polypropylène	49,3	-	60,4	41,9	kton	Polypropylene, granulate, at plant/RER U AmN CIRAIG

C.5 Facteur d'émission de CO₂ due aux iLUC

Pour calculer les impacts sur les émissions de GES des changements indirects d'utilisation des terres, toutes les terres affectées sont supposées être au Canada. La surface convertie est supposée être la surface cultivée pour fournir la bioraffinerie moins la surface de terres nécessaire pour cultiver l'orge équivalent aux coproduits alimentaire (pour animaux).

Pour calculer le facteur d'émission de conversion des terres, les calculs développés par l'IPCC ont été appliqués (IPCC, 2006). Les facteurs suivant ont été considérés :

Tableau C-8: Choix des facteurs fait en suivant la méthode de calcul du IPCC

Factors C in soil	F _{lu}	F _{mg}	F _i	Source in (IPCC, 2006)
Forest	1	1	1	Table 5.10
Managed forest	1	1	1	
Grassland	1	1	1	
Managed grassland (min)	1	0,95	1	Table 6.2
Managed grassland (max)	1	1,14	1,11	
Mixed	1	1	1	Average Shrub land and forest
Savannah	1	1	1	Hyp: virgin land so same factors as for forest
Shrub land	1	1	1	
Wetland	1	1	1	
Cropland (min)	0,69	1	0,95	Table 5.5
Cropland (max)	0,8	1,15	1,44	

Tableau C-9: Stock de carbone présent dans le sol selon leur type d'utilisation des terres

Initial land use	Min	Max	Source
Forest	151	300	(EPA, 2010b), Fig 2.4.35 p398
Grassland	11	15	(EPA, 2010b), Fig 2.4.37 p400
Mixed	68	124	(EPA, 2010b), p 400
Savannah	19,8	27	
Shrub land	37,4	51	
Wetland	24,2	33	
Barren	0	0	
Cropland	5	5	Chapitre 5 IPCC AFOLU Table 5.9 p 5.28
Soil Alberta	151	242	(EPA, 2010b), Table 2.4.39 p 403
Soil rest of Canada	243	500	

Tableau C-10: Facteur d'émission de CO2 considéré dans l'étude et analyses de sensibilité

Type of land	Proportion	Reversion factors ^a (t CO2e/ha)	Average conversion factors (t CO2e/ha)	Maximum conversion factors (t CO2e/ha)
Forest	8,00%	42,1	238	378
Grassland	28,00%	16,2	37	115
Mixed	13,00%	31,7	108	202
Savannah	14,00%	19,1	36	105
Shrub land	31,00%	25,1	56	129
Wetland	2,00%	-	41	111
Barren	4,00%	-	12	78
Total	100%	30,54	66,00	143,73
^a Source : (E4Tech, 2010) Table 37 p 94				

ANNEXE D : RÉSULTATS DU PANEL MCDM

Parmi les 7 critères présentés, la première étape fut de sélectionner le plus important pour les panélistes : Émissions de GES a été sélectionné.

Pour chaque autre critère les panélistes ont du dire combien ils sont prêts à perdre en performance sur le critère le plus important pour passer de la pire à la meilleure performance sur chacun des autres critères. Ils peuvent perdre au maximum la différence de performance entre la meilleure et la pire alternative pour le critère principal soit 109'730 voitures équivalentes. Les résultats de ces « trade off » sont présentés **Error! Reference source not found.**

Tableau D-1: Résultats de *trade-off* du MCDM

Main criterion	Climate change				
Criteria for decision making	1. Human Health				
	2. Ecosystem Quality				
	3. GHG emissions				
	4. Resources				
	5. Aquatic acidification				
	6. Fresh Water input				
Panelist Criterion	M.Benali	M. Korbel	D. Batsy	C. Diffo	S. Sanaei
Criteria 3 vs. Criteria 4	81 000	75 000	85 000	86 400	86 000
Criteria 3 vs. Criteria 5	5 400	0	28 000	5 400	5 400
Criteria 3 vs. Criteria 6	27 000	30 000	30 000	27 000	43 000
Criteria 3 vs. Criteria 7	64 800	85 000	45 000	75 000	80 000
Criteria 3 vs. Criteria 1	48 600	70 000	93 000	54 000	75 000
Criteria 3 vs. Criteria 2	24 000	20 000	50 000	32 400	10 800
Criteria 3 vs. Criteria 3	0	0	0	0	0
Values that decision makers agree to loose on the Main Criterion.					
À REMPLIR PENDANT LE PANEL					

Le score des alternatives est calculé à partir des fonctions d'utilités présentées Tableau D.2.

Tableau D-2: Résultats d'ACV normalisés (x) et fonctions d'utilités (u) des scénarios pour tous les critères

Linear utility functions: $u(x) = m \cdot x + b$ x: normalized impact u : utility $\in [0;1]$								
<u>Human Health</u>			<u>Ecosystem Quality</u>			<u>Climate Change</u>		
	x	u		x	u		x	u
Ref. Case	3,74%	0,158	Ref. Case	0,41%	0,491	Ref. Case	9,22E+03	0,147
Base Case	3,64%	0,199	Base Case	0,34%	0,946	Base Case	4,12E+03	0,194
Cogen	1,72%	1,000	Cogen	0,48%	0,000	Cogen	-8,29E+04	1,000
Wet milling	4,12%	0,000	Wet milling	0,44%	0,280	Wet milling	2,51E+04	0,000
Ultra filtration	2,91%	0,503	Ultra filtration	0,33%	1,000	Ultra filtration	-1,13E+04	0,337
SSCF	3,88%	0,098	SSCF	0,35%	0,874	SSCF	4,78E+02	0,228
Pearling	4,06%	0,024	Pearling	0,36%	0,801	Pearling	6,50E+03	0,172
<u>Resources</u>			<u>Aquatic Acidification</u>			<u>Water Use</u>		
	x	u		x	u		x	u
Ref. Case	294%	0,072	Ref. Case	0,10%	0,090	Ref. Case	0,52%	0,184
Base Case	100%	0,099	Base Case	0,08%	0,173	Base Case	0,46%	0,364
Cogen	-6212%	1,000	Cogen	-0,05%	1,000	Cogen	0,57%	0,000
Wet milling	796%	0,000	Wet milling	0,11%	0,000	Wet milling	0,50%	0,230
Ultra filtration	-914%	0,244	Ultra filtration	0,00%	0,668	Ultra filtration	0,26%	1,000
SSCF	-216%	0,145	SSCF	0,08%	0,171	SSCF	0,46%	0,361
Pearling	217%	0,083	Pearling	0,09%	0,128	Pearling	0,47%	0,338
<u>Land occupation</u>								
	x	u						
Ref. Case	0,30%	0,668						
Base Case	0,23%	1,000						
Cogen	0,44%	0,000						
Wet milling	0,31%	0,598						
Ultra filtration	0,24%	0,950						
SSCF	0,23%	1,000						
Pearling	0,23%	0,977						

ANNEXE E : ANALYSES DE SENSIBILITÉ

E.1 Choix du facteur d'émission de iLUC

La **Error! Reference source not found.**E-1 présente les émissions de GES des 5 alternatives d'éthanol considérant 5 facteurs d'émissions iLUC différents de 240, 30.5, 66, 143.7 et 0 tonne de CO_{2eq} par hectare de terre utilisé. Est inclus dans le calcul la surface de terre « économisée » due aux coproduits qui substituent de l'orge.

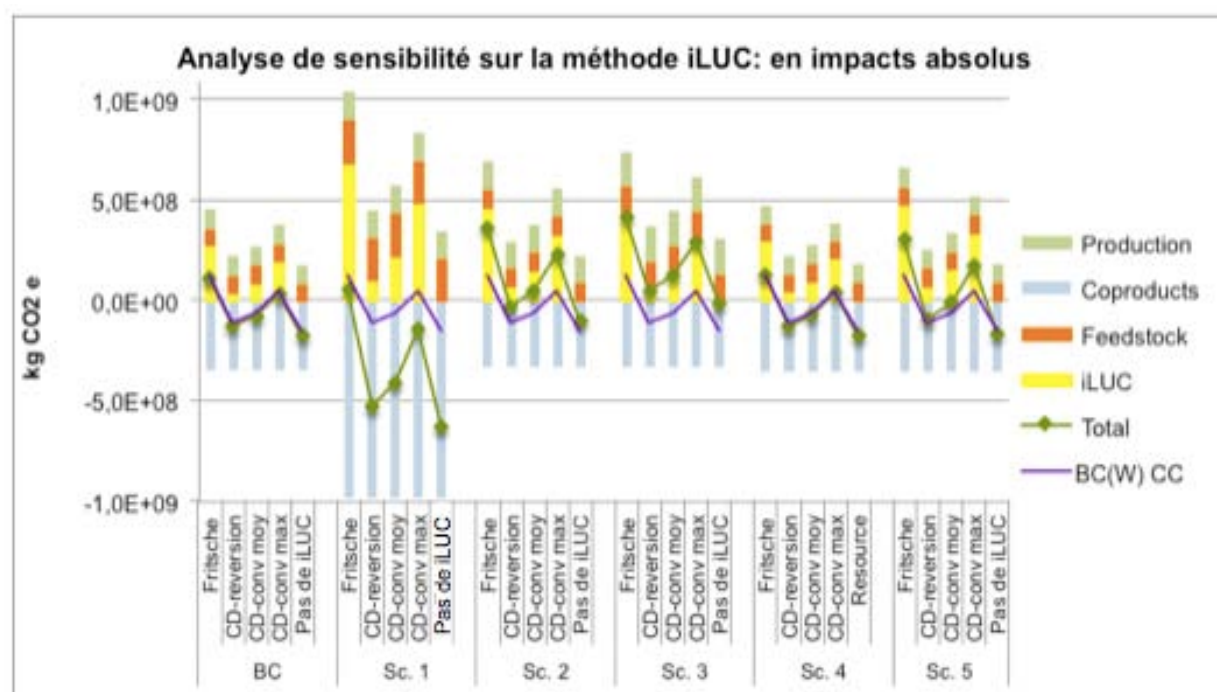


Figure E-1: Analyse de sensibilité sur le choix du facteur iLUC

La ligne violette représente sur les impacts du cas de base utilisant du blé calculé avec les différents facteurs d'émission. En comparant la position du point vert : qui représente les impacts totaux de chaque alternative avec la ligne violette, on peut observer que le choix du facteur d'émission venant des iLUC influe sur l'écart entre les alternatives mais pas sur leur classement.

E.2 Choix de l'électricité affectée

La Figure E-2 présente les impacts totaux des scénarios d'éthanol dans le cas où l'électricité affectée est à base de charbon (à gauche) ou de gaz naturel (à droite).

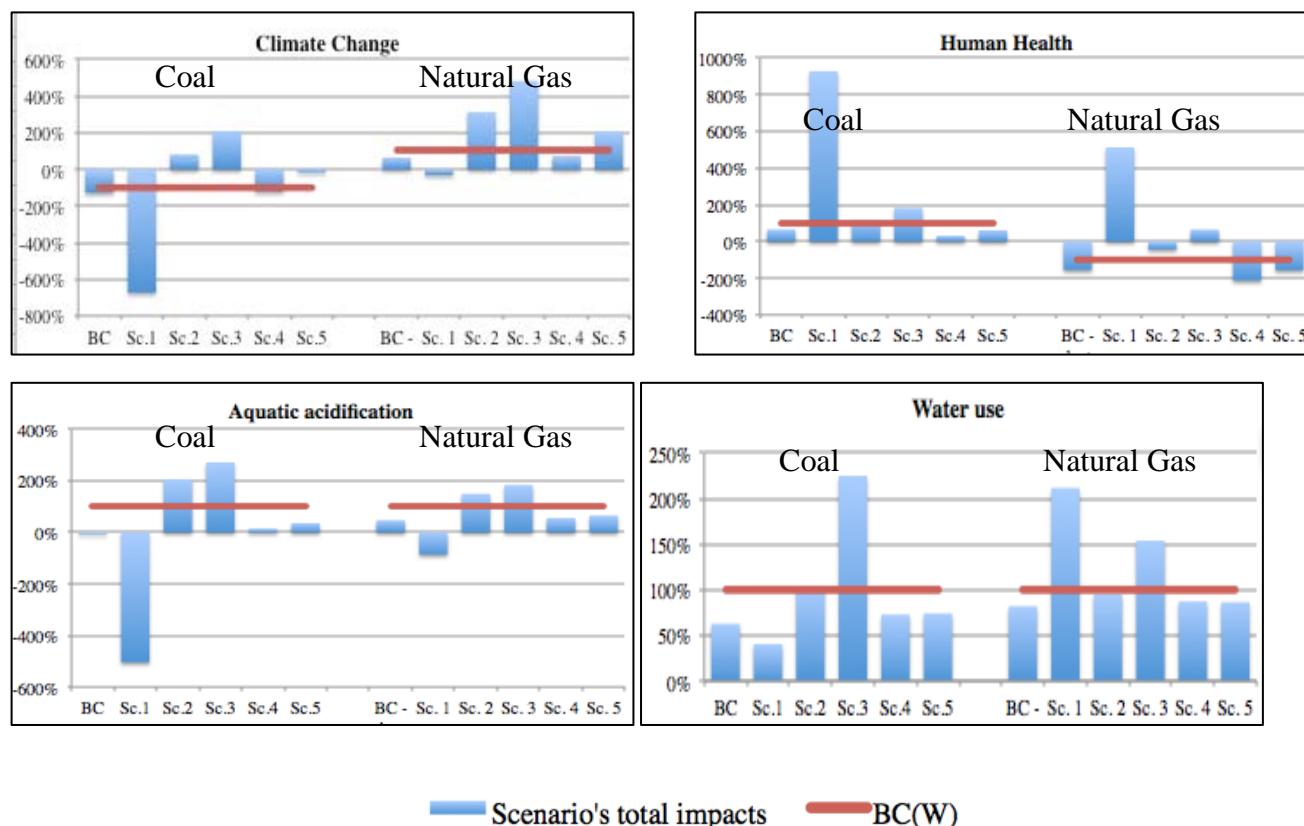


Figure E-2: Analyse de sensibilité sur l'électricité affectée

E.3 Choix de la méthode d'impact :

Le choix de la méthode d'impact entre IMPACT 2002+ et ReCiPe n'influe que sur la performance de l'alternative 1 sur la santé humaine. En effet, les impacts des émissions de GES sont inclus à la santé humaine et la qualité des écosystèmes. L'important crédit d'électricité de l'alternative 1 pour les émissions de GES vient donc réduire l'impact sur la santé humaine de ce scénario lorsqu'on utilise la méthode ReCiPe.

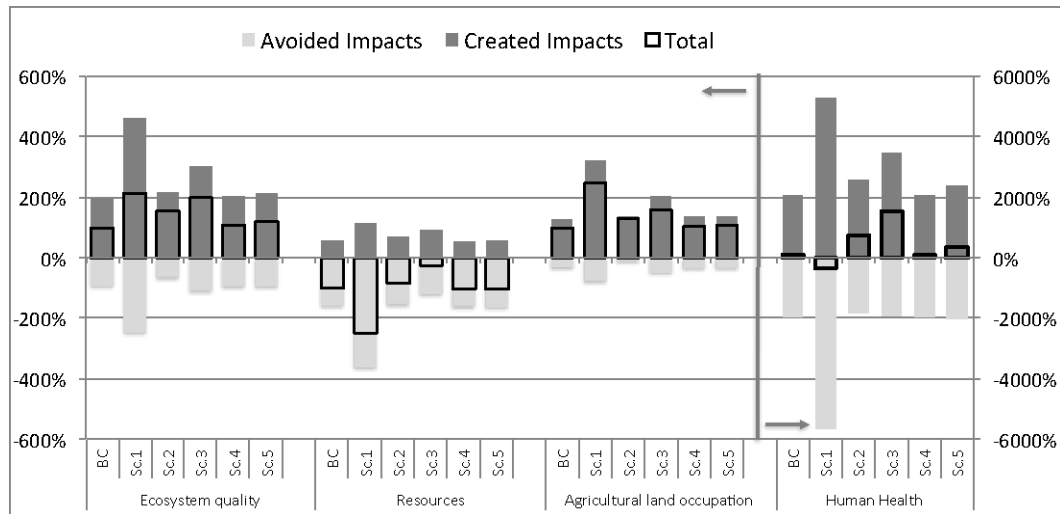


Figure E-3: Impacts de la plateforme d'éthanol calculés avec la méthode ReCiPe vision Hiérarchique