

TABLE DES MATIERES

<i>Résumé</i>	<i>iii</i>
<i>Abstract</i>	<i>v</i>
<i>Table des matières</i>	<i>vii</i>
<i>Liste des figures</i>	<i>x</i>
<i>Liste des tableaux</i>	<i>xii</i>
<i>Liste des abréviations</i>	<i>xiv</i>
<i>Remerciements</i>	<i>xvi</i>
<i>Avant-propos</i>	<i>xviii</i>
1. Introduction	1
2. Revue de littérature	4
2.1. L'industrie laitière au Canada	4
2.2. Les procédés de séparation par membranes dans l'industrie laitière	6
2.3. L'évaluation des impacts environnementaux	8
2.4. Les outils d'aide à la décision disponibles pour les industriels laitiers	13
2.5. Les simulateurs de procédés	16
3. Hypothèse et objectifs	19
3.1. Principaux enseignements de la revue de littérature	19
3.2. Hypothèse	20
3.3. Objectifs	20
4. Eco-efficiency applied to dairy processing: from concept to assessment.	21
Résumé	22
Abstract	23
4.1. Introduction	24
4.2. The eco-efficiency concept	25
4.2.1. Origins of the concept	25
4.2.2. Presentation of the concept	26
4.2.3. Eco-efficiency key aspects	27
4.3. Dairy processing: a multi-stakeholder activity, both consumer of natural resources and source of potentially polluting discharges into the environment.	29
4.3.1. A multi-stakeholder activity	29
4.3.2. A consumer of natural resources and a source of potential pollution released into the environment	32
4.4. Eco-efficiency guidelines and implementation	35
4.4.1. WBCSD eco-efficiency guidelines	35
4.4.2. Implementation of the eco-efficiency concept	38
4.4.3. Incentives and challenges	42

4.5. Measuring eco-efficiency	42
4.5.1. Efficiency and intensity assessments	43
4.5.2. A normalised assessment method	46
4.5.3. Assessing environmental impacts with Life Cycle Assessments	46
4.5.4. Determining the associated value	48
4.5.5. Eco-efficiency indicators	50
4.6. Process simulation as support for eco-efficiency assessments	52
4.6.1. Presentation of process simulation	53
4.6.2. Process simulation and eco-efficiency	54
4.7. Conclusion	56
5. Évaluation de l'éco-efficacité par simulation de procédés dans le domaine de la transformation laitière.	58
Résumé	59
5.1. Introduction	60
5.2. Démarche proposée	62
5.2.1. Concept de base de l'outil	62
5.2.2. Exigences relatives au développement de l'outil	63
5.2.3. Approche logicielle	65
5.3. Modélisation des procédés	65
5.3.1. Choix de réalisation et explications	65
5.3.2. Méthodes de développement informatique	66
5.3.1. Modélisation de procédés	69
5.4. Évaluation des impacts potentiels à l'environnement et de la valeur associée au procédé modélisé	78
5.4.1. Principes des calculs	79
5.4.2. Inventaire des flux de matières et d'énergies	80
5.4.3. Impacts potentiels à l'environnement	84
5.4.4. Valeur économique associée au procédé	88
5.5. Présentation des résultats	92
5.5.1. Indicateurs d'éco-efficacité	92
5.5.2. Contributions aux impacts	95
5.5.3. Paramètres économiques	97
5.6. Démonstration	98
5.6.1. Description des scénarios évalués	98
5.6.2. Résultats de l'évaluation	100
5.6.3. Bilan de la démonstration	104
5.7. Discussion	105
5.7.1. Avantages de la méthode	105
5.7.2. Possibilités d'amélioration	106
5.8. Conclusion	107
6. Contribution des procédés baromembranaires à l'éco-efficacité des procédés de transformation des produits laitiers.	110
Résumé	111
6.1. Introduction	112
6.2. Matériel et méthodes	114

6.2.1.	Scénarios évalués	114
6.2.2.	Évaluation de l'éco-efficacité des scénarios	119
6.2.3.	Modélisation des procédés de séparations par membranes	120
6.2.4.	Modélisation du procédé fromager	122
6.2.5.	Modélisation des opérations d'évaporation et séchage	123
6.2.6.	Paramètres économiques	123
6.3.	Résultats	125
6.3.1.	Produits laitiers générés	125
6.3.2.	Distribution des fluides à l'étape de standardisation	128
6.3.3.	Unités de filtration	130
6.3.4.	Indicateurs d'éco-efficacité	131
6.3.5.	Contributions aux impacts potentiels à l'environnement	133
6.3.6.	Viabilités économiques	136
6.4.	Discussion	136
6.4.1.	Rendements laitiers	136
6.4.2.	Effets de la distribution différenciée des fluides	138
6.4.3.	Éco-efficacités comparées	140
6.4.4.	Réalisme des modélisations des unités de filtration	143
6.5.	Conclusion	145
6.6.	Remerciements	145
7.	Conclusion générale	146
7.1.	Principaux résultats	146
7.1.1.	État des lieux de la mise en œuvre du concept d'éco-efficacité dans le domaine de la transformation laitière.	146
7.1.2.	Développement d'un nouvel outil d'évaluation de l'éco-efficacité en transformation laitière.	148
7.1.3.	Contribution des procédés baromembranaires à l'éco-efficacité des transformations laitières.	149
7.2.	Contributions originales de la thèse	151
7.2.1.	Un état des lieux instructif et exemplaire du concept d'éco-efficacité	151
7.2.2.	Une méthode et un outil novateur	152
7.2.3.	Une démonstration éclairante de la contribution des procédés baromembranaires à l'éco-efficacité en transformation laitière	153
7.3.	Perspectives	154
7.3.1.	Poursuite des travaux de recherche	154
7.3.2.	Développements à plus long terme	156
Bibliographie		158

LISTE DES FIGURES

<i>Figure 2.1 : Répartition volumique du lait cru transformé au Canada (d'après les données du Centre Canadien d'Information Laitière, 2016b).</i>	5
<i>Figure 2.2 : Répartition massique de la production canadienne de fromage (d'après les données d'Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2016a).</i>	5
<i>Figure 2.3 : Diagramme des étapes de l'analyse de cycle de vie (Jolliet & al., 2010)</i>	10
<i>Figure 4.1: Schematic representation of the range of stakeholders involved in the dairy processing activity. Presentation of the main materials and energy flows, and indications of the related life-cycle stages.</i>	31
<i>Figure 4.2: Historical timeline of the main advances related to eco-efficiency assessments. Dates in bold indicate a dairy processing related event.</i>	52
<i>Figure 4.3: Requirements and capabilities of an eco-efficiency assessment software based on process simulation and dedicated to dairy processing.</i>	55
<i>Figure 5.1 : Exigences nécessaires et capacités attendues du logiciel d'évaluation de l'éco-efficacité par simulation de procédés spécifique au domaine de la transformation laitière.</i>	62
<i>Figure 5.2 : Vue de l'interface utilisateur graphique du module de modélisation des procédés du prototype de logiciel d'évaluation de l'éco-efficacité des procédés de transformations des produits laitiers.</i>	67
<i>Figure 5.3 : Ensemble des aspects intervenant dans l'évaluation des bilans de matière et énergie individuels des éléments de procédés.</i>	72
<i>Figure 5.4 : Détails des panneaux de paramétrages (fixes, opératoires, et économiques) d'un échangeur à plaques. Assemblage de vues issues de l'interface utilisateur graphique du module de modélisation du prototype.</i>	76
<i>Figure 5.5 : Principes généraux de la démarche mise en œuvre dans le module de calculs des indicateurs d'éco-efficacités du prototype.</i>	79
<i>Figure 5.6 : Description sommaire des processus de réalisation de l'inventaire des flux de matières et d'énergies du procédé modélisé.</i>	82
<i>Figure 5.7 : Vue de l'interface utilisateur graphique du prototype présentant les résultats d'ensemble des indicateurs d'éco-efficacité des procédés modélisés.</i>	95
<i>Figure 5.8 : Vue de l'interface utilisateur graphique du prototype présentant l'exploration des contributions aux dommages à la qualité des écosystèmes des flux de référence du scénario QC-CA.</i>	96
<i>Figure 5.9 : Vue de l'interface utilisateur graphique du prototype présentant l'évaluation économique comparative des scénarios QC-CA et US.</i>	97

<i>Figure 5.10 : Diagramme du procédé de production de lait entier à 3,0% de matière grasse et de crème à 40,0% de matière grasse.</i>	<i>99</i>
<i>Figure 6.1 : Diagramme de procédé des scénarios A et B.</i>	<i>115</i>
<i>Figure 6.2 : Diagramme de procédé du scénario C.</i>	<i>116</i>
<i>Figure 6.3 : Schéma de distributions des fluides laitiers de l'étape de standardisation des scénarios A, B, et C.</i>	<i>127</i>

LISTE DES TABLEAUX

<i>Tableau 2.1 : Teneur massique, dimensions, et poids moléculaire des constituants du lait cru (données issues de Walstra & al., 2006 et De Boer, 2014)</i>	6
<i>Tableau 2.2 : Taille de pores et pression d'opération des procédés de séparation par membrane (De Boer, 2014).</i>	7
<i>Tableau 2.3 : Principaux objectifs des projets récents portant sur l'étude des impacts sur l'environnement des transformations des produits laitiers (Susmilk.com, 2014 ; Enremilk.eu, 2014 ; ec.europa.eu, 2014)</i>	15
<i>Table 4.1: Mass of raw milk required, and co-product generated, per kilogram of dairy product.</i>	33
<i>Table 4.2: Recommended actions for eco-efficiency improvements in dairy processing according to the main dedicated guides and manuals (● : present, — : absent).</i>	41
<i>Table 4.3: Recommended eco-efficiency indicators according to the main guides, manuals, and articles produced before eco-efficiency assessments were normalised.</i>	45
<i>Tableau 5.1 : Synthèse de l'ensemble des éléments de procédés intégrés au prototype. Précisions des paramètres de fonctionnement (fixes et opératoires), des phénomènes considérés par les modèles, et des sources des modèles sélectionnés</i>	74
<i>Tableau 5.2 : Présentation des cinq indicateurs d'éco-efficacité, et compléments d'informations sur les catégories de dommages à l'environnement considérées.</i>	94
<i>Tableau 5.3 : Présentation de l'ensemble des données économiques collectées pour l'évaluation de l'éco-efficacité des procédés modélisés.</i>	100
<i>Tableau 5.4 : Valeurs des indicateurs d'éco-efficacités et des dommages exprimés par tonne de lait cru reçu pour les scénarios QC-CA et US.</i>	101
<i>Tableau 6.1 : Ensemble des tarifs des charges d'exploitation des scénarios A, B, et C.</i>	124
<i>Tableau 6.2 : Masses et compositions de la matière première et des produits générés par les scénarios A, B, et C.</i>	126
<i>Tableau 6.3 : Composition des fluides laitiers de l'étape de standardisation des scénarios A, B, et C.</i>	128
<i>Tableau 6.4 : Dimensionnement des unités de concentration et de diafiltration des scénarios A et B.</i>	131
<i>Tableau 6.5 : Valeurs des indicateurs d'éco-efficacité (IEE), et des dommages et consommation d'énergie électrique (CEE) par tonne de lait cru réceptionné.</i>	132
<i>Tableau 6.6 : Moyennes des contributions aux dommages des étapes du cycle de vie du lait cru des scénarios A, B, et C.</i>	133
<i>Tableau 6.7 : Contribution des flux de référence de l'étape de transformation laitière aux dommages de cette étape pour les scénarios A, B, et C.</i>	134

Tableau 6.8 : Contribution des opérations de transformations à la consommation d'énergie électrique (CEE) de l'étape de transformation laitière pour les scénarios A, B, et C. CEE exprimées par tonne de lait cru réceptionné. _____ 135

Tableau 6.9 : Valeurs des marges nettes dégagées par tonne de lait cru réceptionné en fonction des prix de ventes des produits générés par les scénarios A, B, et C _____ 137

LISTE DES ABREVIATIONS

ACV	Analyse de cycle de vie
BDD	Base de données
BME	Bilan de matière et d'énergie
CEE	Consommation d'énergie électrique
CN	Caséines
CPL	Concentré protéique de lactosérum
DF	Diafiltration
DV	Diavolume
EE	Eco-efficacité
EP	Élément de procédés
FCV	Facteur de concentration volumique
GES	Gaz à effet de serre
HPL	Hydrolysats de protéines de lactosérum
ICV	Inventaire de cycle de vie
IEE	Indicateur d'éco-efficacité
IFME	Inventaire des flux de matière et d'énergie
IPL	Isolat de protéines de lactosérum
IPMP	Inventaire des polluants et matières premières
IUG	Interface utilisateur graphique
MF	Microfiltration
MG	Matière grasse
MIP	Matrice d'inventaire de production
NEP	Nettoyage en place
NF	Nanofiltration
OI	Osmose Inverse
PLD	Poudre de lactosérum déminéralisé
POO	Programmation orientée objets
PST	Poudre Sans Tour
PU	Procédé unitaire
QE	Qualité des écosystèmes
R	Ressources
SH	Santé Humaine
SPM	Séparation par membranes
UF	Ultrafiltration

*« Pour ce qui est de l'avenir,
il ne s'agit pas de le prévoir,
mais de le rendre possible. »*

Antoine de Saint-Exupéry.

REMERCIEMENTS

Cette thèse est l'aboutissement de près de quatre ans de travail, et je souhaite ici exprimer ma gratitude à tous ceux qui, de près ou de loin, et d'une manière ou d'une autre, ont contribué à sa réalisation.

J'aimerais tout d'abord remercier mon directeur de thèse, le Dr. Yves Pouliot, pour m'avoir non seulement confié la réalisation de ce projet de doctorat ambitieux et passionnant, mais aussi pour son soutien constant, et ses conseils précieux et avisés sans lesquels je ne serais parvenu à terminer cette thèse. Son positivisme et sa disponibilité ont été pour moi une importante source d'encouragement.

Je remercie également le Dr. Christian Bouchard, mon codirecteur de thèse. Ses conseils judicieux, ses critiques toujours très pertinentes, et sa rigueur exemplaire m'ont permis de mener les travaux de cette thèse avec exigence et sérénité. Qu'il trouve ici l'expression de ma gratitude et de ma reconnaissance.

Je tiens aussi à remercier le Dr. Michel Pouliot, Vice-Président Recherche et Science de la coopérative laitière Agropur, le Dr. Denis Groleau, Professeur titulaire à l'Université de Sherbrooke, et le Dr. Alain Doyen, Professeur adjoint à l'Université Laval, d'avoir accepté d'évaluer cette thèse.

Mes remerciements s'adressent également au Dr. Yves Pouliot, au Conseil de recherche en sciences naturelles et en génie du Canada, et à Novalait pour m'avoir fait confiance pour la réalisation de ce projet ainsi que pour le soutien financier sans lequel les travaux de ce doctorat n'auraient pu être menés à bien.

J'adresse également tous mes remerciements aux partenaires industriels et aux chercheurs-collaborateurs de la Chaire de recherche CRSNG-Novalait en efficacité des procédés de transformation du lait, qui ont su, par leurs remarques et leurs conseils, faire avancer ma

réflexion. Merci aussi à Philippe Rousseau, étudiant au baccalauréat en génie informatique de l'Université Laval, pour sa participation à la programmation de l'outil développé dans le cadre de cette thèse, et à l'ensemble des étudiants et stagiaires de cette Chaire de recherche dont j'ai particulièrement apprécié la constante bonne humeur, la curiosité débordante, et l'enthousiasme communicatif.

Enfin, je souhaite remercier très chaleureusement mes parents, mes soeurs, mon frère, leurs conjoints et enfants, pour leur soutien et leurs encouragements au cours de ces dernières années — je remercie tout particulièrement ma mère, pour sa participation à la relecture de mes travaux. Pour terminer, j'adresse mes remerciements les plus profonds à ma fiancée, Marie-Gabrielle. Sa patience, son réconfort et son affectueux soutien tout au long de ce travail m'ont été d'une aide précieuse.

AVANT-PROPOS

Cette thèse est constituée de sept chapitres. Au premier chapitre, une mise en contexte sommaire introduit les travaux de cette thèse. Au second chapitre, une revue de la littérature couvrant l'ensemble des domaines clés associés à ce projet de doctorat est présentée. Le chapitre 3 revient sur les principaux enseignements de la revue de littérature avant d'en tirer une hypothèse de recherche et de présenter les objectifs poursuivis par ces travaux. Les chapitres 4, 5, et 6, correspondent à trois travaux liés mais distincts, rédigés sous la forme d'articles scientifiques, qui visent à répondre aux trois objectifs formulés au chapitre 3. Enfin, le chapitre 7 prend la forme d'une conclusion générale. Les principaux résultats et les contributions scientifiques originales de ces travaux y sont soulignés, avant que ne soient présentées les perspectives à envisager afin de pérenniser et de renforcer les avancées réalisées au cours de ce projet.

Au chapitre 4, un état des lieux portant sur l'évolution du concept d'éco-efficacité et de son application au domaine de la transformation laitière a été réalisé. Cette étude a permis d'établir la pertinence de la démarche proposée, et ainsi, de valider le premier point de l'hypothèse de recherche. L'ensemble des travaux de recherche et de rédaction de cet article a été réalisé par l'auteur de cette thèse, premier auteur de cet article. Dr. Yves Pouliot et Dr. Christian Bouchard, respectivement directeur et co-directeur de recherche, et tous deux co-auteurs de l'article, ont révisé le manuscrit présenté au chapitre 4. Ce chapitre est rédigé en anglais et l'article sera soumis au *Journal of Cleaner Production* au cours de la session d'été 2018.

Le développement d'un outil de simulation de procédés permettant l'évaluation de l'éco-efficacité des procédés de transformation des produits laitiers est présenté au chapitre 5. Cette étude a permis de valider le second point de l'hypothèse de recherche. L'ensemble des travaux de recherche et de rédaction de cet article a été réalisé par l'auteur de cette thèse, premier auteur de cet article. Dr. Yves Pouliot et Dr. Christian Bouchard, tous deux co-auteurs de l'article, ont révisé le manuscrit présenté au chapitre 5. Hormis la programmation de l'interface utilisateur graphique du module de présentation des résultats (M3), réalisée, lors d'un stage d'été, par Philippe Rousseau (alors étudiant en première année au baccalauréat en génie

informatique de l'Université Laval), la totalité des travaux de développement et de programmation du prototype présenté a été réalisée par l'auteur de cette thèse. Ce chapitre est rédigé en français. Suite à sa traduction, l'article sera soumis au *Journal of Cleaner Production* au cours de la session d'été 2018. Une partie des travaux réalisés dans le cadre de cet article a été présentée oralement le 02 juin 2016 lors du Forum Novalait organisé à Drummondville, et le 07 juin 2016, lors d'un séminaire organisé à l'Université Laval.

Enfin, au chapitre 6, une étude mettant à profit l'outil développé pour apporter les premiers éléments de réponse à la question de la contribution des procédés de séparation par membranes à l'éco-efficacité globale des procédés de transformation des produits laitiers a été réalisée. Cette étude a permis de valider partiellement le troisième et dernier point de l'hypothèse de recherche. L'ensemble des travaux de recherche et de rédaction de cet article a été réalisé par l'auteur de cette thèse, premier auteur de cet article. À nouveau, les Dr. Yves Pouliot et Christian Bouchard, co-auteurs de l'article, ont révisé le manuscrit présenté au chapitre 6. Ce chapitre est rédigé en français. Suite à sa traduction, l'article sera soumis au *Journal of Dairy Science* au cours de la session d'été 2018. Une partie des travaux réalisés dans le cadre de cet article a été présentée oralement le 12 juin 2017 lors d'un séminaire organisé à l'Université Laval.

1. INTRODUCTION

Jusqu'à la fin des années 1980, il était commun pour les industriels d'introduire de nouveaux procédés dans leurs usines sans prendre en considération les effets sur l'environnement. Il était acquis qu'en cas de compromis entre la croissance économique et la protection de l'environnement, il était acceptable d'être susceptible de polluer pour que la croissance économique l'emporte (Du Pisani, 2006). Seulement, depuis 1992 et la Conférence des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement, des objectifs favorisant un développement dit « durable » ont été établis pour l'ensemble de la communauté internationale (UNEP, 2008). La lutte contre le réchauffement climatique et la préservation de l'environnement ont été proclamées « prioritaires » par de nombreux gouvernements, et des pratiques durables sont recommandées par différentes autorités, des organismes, des associations de consommateurs, et des industriels partout dans le monde. Cette volonté de changement a contribué aux développements de méthodes destinées à évaluer les impacts potentiels à l'environnement des produits et services. C'est pourquoi depuis 1997, il existe une méthode normalisée d'évaluation des impacts potentiels à l'environnement des produits et services (ISO, 2006a). Cette méthode, appelée Analyse de Cycle de Vie (ACV), prend en compte l'ensemble des dimensions environnementales et des étapes du cycle de vie des produits et services analysés. Ce sont donc les impacts des étapes de production, transport, transformation, consommation, et fin de vie qui sont considérées dans cette méthode d'analyse. L'immense majorité des entreprises ayant un but lucratif, des concepts de développement intégrant les dimensions économiques et environnementales des activités commerciales ont été développés. *L'écocfficacité est ainsi un concept qui lie les performances environnementales et économiques d'un produit ou d'un service, et qui a été spécifiquement conçu pour le monde de l'entreprise* (BCSD, 1992). Depuis 2012, ce concept fait lui aussi l'objet d'une méthode d'évaluation normalisée, et celle-ci intègre la méthodologie ACV (ISO, 2012). Ce type d'évaluation offre ainsi au monde de l'entreprise l'opportunité de prendre des décisions (stratégiques, technologiques) non plus basées uniquement sur des égards économiques, mais prenant aussi en considération les impacts potentiels à l'environnement.

La transformation des produits laitiers est l'une des innombrables activités industrielles susceptibles de tirer profit du concept d'éco-efficacité. Selon l'Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture, le lait est l'une des denrées alimentaires de base les plus bénéfiques et les plus produites au niveau mondial (FAO, 2016). Les transformateurs laitiers jouent un rôle central dans la production des produits laitiers en assurant la transformation du lait cru en produits laitiers dotés de qualités nutritionnelles, organoleptiques (texture, goût, saveur, et aspect visuel), et durées de conservation caractéristiques. Cependant, même si les activités de transformation des produits laitiers permettent de valoriser la matière première laitière et de créer de l'emploi (environ 240 millions d'emplois dépendraient directement ou indirectement de la production de produits laitiers dans le monde (FAO, 2016)), les produits laitiers sont associés à une exploitation significative des ressources naturelles et à la génération de rejets potentiellement polluants (De Jong, 2013). Par exemple, au niveau mondial, le secteur des produits laitiers est responsable de 2% des émissions de gaz à effet de serre d'origine anthropique, soit presque autant que l'ensemble des transports internationaux (Olivier & al., 2017). En première ligne se trouve la production de lait à la ferme, suivie de la transformation du lait cru en produits laitiers (IDF, 2009). Bien qu'à première vue, le concept d'éco-efficacité pourrait permettre au secteur de la transformation laitière d'adopter un développement économique responsable, la question se pose de l'applicabilité et de la mise en œuvre de telles évaluations dans ce domaine. Auquel cas, les procédés de séparation par membrane semblent à même de contribuer positivement à l'éco-efficacité des procédés de transformation des produits laitiers. En effet, ces procédés sont omniprésents dans ce domaine industriel et permettent non seulement la production de produits et d'ingrédients laitiers à fortes valeurs ajoutées, mais aussi la valorisation des sous-produits potentiellement polluants de cette activité (De Boer, 2014). Cependant, il n'est pas démontré que l'utilisation de procédés de séparation par membranes pour la production de produits et d'ingrédients laitiers permette d'améliorer les résultats économiques des industriels de la transformation laitière tout en réduisant leurs impacts potentiels à l'environnement. La question de leur véritable contribution à l'éco-efficacité des procédés de transformation des produits laitiers se pose donc.

Cette thèse de doctorat vise donc à répondre aux questions fondamentales suivantes : comment s'applique le concept d'éco-efficacité au domaine de la transformation laitière, et de quelle façon de telles évaluations peuvent-elles être mises en œuvre dans ce domaine ? Les procédés de séparation par membrane contribuent-ils positivement à l'éco-efficacité des procédés de transformation des produits laitiers ?

2. REVUE DE LITTÉRATURE

2.1. L'industrie laitière au Canada

Au Canada, l'industrie laitière se classe au deuxième rang du secteur agricole. En générant 17,0 milliards de dollars de revenus, le lait et les produits laitiers représentent 16 % des revenus totaux des aliments et boissons au Canada (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2016a). Le Québec et l'Ontario se partagent à eux seuls 68,6 % des recettes du secteur laitier, les recettes des autres provinces allant de 0,8 % pour Terre-Neuve et Labrador à 9,3 % pour la Colombie Britannique. Le pays compte plus de 470 usines de transformations laitières par lesquelles sont passés plus de 80 millions d'hectolitres de lait issus de plus de 11 600 fermes laitières au cours de l'année 2015 (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2016a et 2016b).

Trois multinationales — Agropur, Saputo, et Parmalat/Lactalis — dominent la transformation laitière au Canada (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2016b). Agropur est une coopérative d'origine québécoise, Saputo une entreprise privée d'origine québécoise, et Parmalat/Lactalis une entreprise privée d'origine européenne (Les Producteurs de Lait du Québec, 2014). Les chiffres d'affaires de Parmalat/Lactalis et Saputo les classent parmi les neuf plus grandes entreprises du secteur laitier du monde (Centre Canadien d'Information Laitière, 2016a). Ces trois entreprises sont propriétaires de 14 % des usines de transformations du Canada et transforment environ 75 % du volume de lait produit au Canada (Les Producteurs laitiers du Canada, 2011). Ainsi, quand les usines de ces trois géants transforment en moyenne 910 000 hectolitres de lait par an et par site, les autres entreprises transforment en moyenne 49 400 hectolitres par an. Ces différences de volumes suggèrent des capacités de productions différentes mais aussi des efficacités et des procédés de transformations différents.

Le lait canadien est principalement transformé en laits de consommation et fromages. La figure 2.1 présente l'utilisation faite du lait au Canada. Outre leur conditionnement, les laits de consommation se distinguent par leur teneur en matière grasse (3,25 %, 2 %, 1 %, écrémé) et leur durée de conservation.

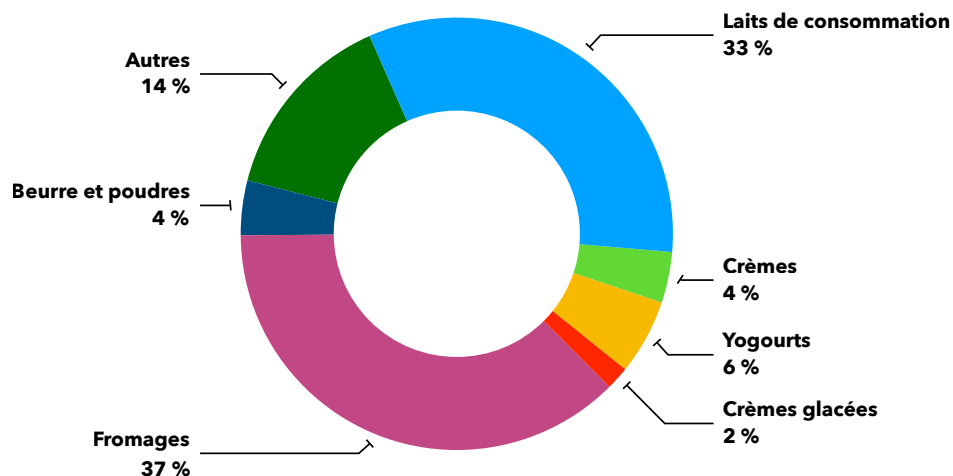


Figure 2.1 : Répartition volumique du lait cru transformé au Canada (d'après les données du Centre Canadien d'Information Laitière, 2016b).

Le Canada a produit 440 000 tonnes de fromages en 2015 (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2016a). La figure 2.2 présente la production canadienne de fromage par variété pour l'année 2015. Le cheddar et la mozzarella sont les variétés les plus produites avec une production de plus de 125 000 tonnes chacune. Comparativement à la Nouvelle-Zélande et à l'Union Européenne, le Canada est un petit producteur d'ingrédients à base de protéines laitières mais les plus gros transformateurs canadiens disposeraient des technologies et des infrastructures pour produire la grande majorité de ces ingrédients (Doyle, 2007).

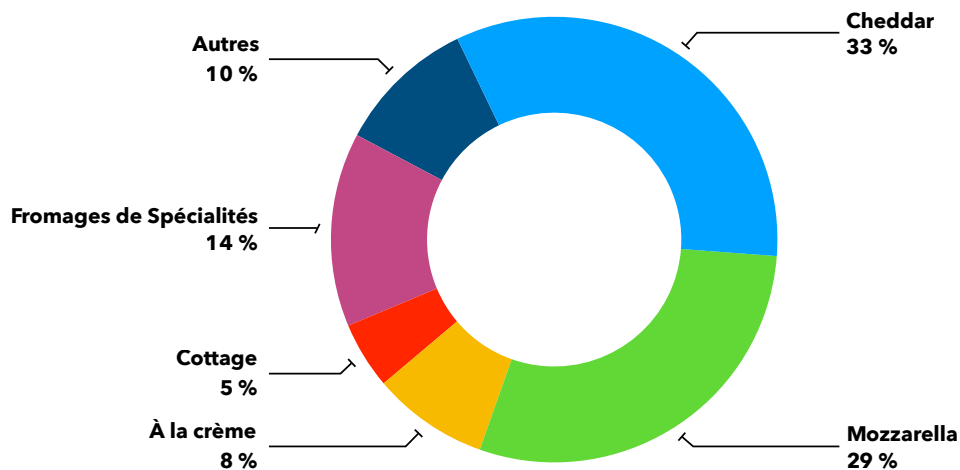


Figure 2.2 : Répartition massique de la production canadienne de fromage (d'après les données d'Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2016a).

2.2. Les procédés de séparation par membranes dans l'industrie laitière

Les opérations de séparation par membranes sont devenues une étape importante et systématique de la préparation des produits laitiers, et plus particulièrement dans la préparation des ingrédients laitiers (GEA, 2003). Les membranes sont utilisées pour séparer des substances de tailles inférieures à 10 µm en suspension dans les fluides laitiers en fonction de leur dimension et/ou de leur poids moléculaire (TetraPak, 2003). Le tableau 2.1 présente quelques caractéristiques des constituants du lait cru.

Tableau 2.1 : Teneur massique, dimensions, et poids moléculaire des constituants du lait cru (données issues de Walstra & al., 2006 et De Boer, 2014)

Constituants	Teneur massique	Dimensions	Poids moléculaire
<i>Eau</i>	85 à 89%	0,3 nm	18 Da
<i>Sels et minéraux (Ca, Mg, P, Na)</i>	0,5 à 0,9%	< 0,6 nm	< 150 Da
<i>Lactose</i>	3,8 à 5,3%	0,8 nm	350 Da
<i>Protéines sériques</i>	0,5 à 0,9%	3 à 6 nm	5 à 20 kDa
<i>Micelles de caséines</i>	1,8 à 3,5%	40 à 400 nm	≈ 10 ⁶ kDa
<i>Globules gras</i>	2,5 à 5,5%	0,5 à 10 µm	—
<i>Bactéries</i>	—	0,2 à 5 µm	—

La plupart des membranes utilisées en transformation laitière sont constituées d'un support macroporeux sur lequel est déposée une fine couche de membrane filtrante. Cette dernière est poreuse dans le cas de la microfiltration (MF), l'ultrafiltration (UF), et la nanofiltration (NF), et permselective dans le cas de l'osmose inverse (OI) (Bimbenet & al., 2007). Les membranes sont organiques (polymériques) ou inorganiques (céramiques) et sont présentées selon divers arrangements (plan, spiralé, à fibres creuses, tubulaire) dans les modules industriels. Dans ces modules fermés, le flux d'alimentation est orienté tangentiellement à la surface de la membrane et c'est la différence de pression entre les deux faces de la membrane (pression trans-membranaire) qui permet la séparation de la solution d'alimentation en perméat (le filtrat) et rétentat (TetraPak, 2003). Les membranes se distinguent par les matériaux utilisés pour leur fabrication, mais aussi par la taille de leurs pores, et la limite nominale de poids moléculaire (plus petite masse moléculaire retenue à 90 % par la membrane) pour les membranes d'UF et NF. La limite nominale de séparation de poids moléculaire n'est qu'une

indication puisque la concentration du flux d'alimentation, la pression appliquée, les caractéristiques moléculaires, la charge, et l'adsorption, peuvent aussi avoir un impact sur la sélectivité des membranes (De Boer, 2014). Le principe des membranes d'OI est de faire passer le solvant à l'inverse du gradient de concentration en appliquant de fortes pressions (Bimbenet & al., 2007). Le tableau 2.2 présente les principales caractéristiques des procédés de séparation par membranes. On remarquera que plus la taille des pores est faible plus la pression appliquée est importante. Enfin, les opérations sont conduites à 10 ou 50°C afin de limiter le développement des micro-organismes (De Boer, 2014).

Tableau 2.2 : Taille de pores et pression d'opération des procédés de séparation par membrane (De Boer, 2014).

	MF	UF	NF	OI
Taille de pores (nm)	0,1 à 1,4 µm	10 nm à 0,1 µm	1 à 10 nm	—
Pression (bar)	0,2 à 1,8	3 à 10	15 à 30	30 à 60

Dans l'industrie, les procédés de séparation par membranes sont principalement utilisés comme alternatives à des procédés unitaires tels que l'évaporation (OI, UF) et la débactérisation (MF), pour résoudre des difficultés de séparations telles que la séparation des protéines (MF, UF) ou le recyclage de solutions (NF, OI), et pour la création de nouveaux produits laitiers tels que les fromages UF, le lait à durée de vie étendue (MF), ou les boissons à base de lactosérum (Pouliot, 2008). Les principaux flux d'alimentation des modules de séparation par membranes sont le lait écrémé et le lactosérum (De Boer, 2014), auxquels on peut certainement ajouter les perméats et les effluents.

Outre son utilisation comme lait de consommation, le lait écrémé est aussi utilisé pour la production d'ingrédients destinés à l'industrie agro-alimentaire : l'enchaînement UF / (diafiltration) / évaporation permet l'obtention de protéines de lait concentrées de 42 à 85 % (Novak, 1991). Les étapes UF / NF / diafiltration sont mises en œuvre dans la production de lait délactosé, et l'OI est utilisée pour la production de lait concentré (GEA, 2003).

Le lactosérum est un sous-produit de la production de fromage et caséines (Smithers, 2008) que beaucoup d'industriels transforment en ingrédients (Aguirre-Villegas & al., 2012). Le

lactosérum est principalement transformé en poudre de lactosérum, poudre de lactosérum déminéralisé (PLD), concentré protéique (CPL) (34 à 85 %), isolat de protéines (IPL) (90 %), et hydrolysats de protéines (HPL) (Affertsholt, 2009). L'UF et la diafiltration sont principalement utilisées pour la production de CPL, IPL, et HPL, tandis que la NF est utilisée pour la production de PLD (GEA, 2003 ; De Boer, 2014). Ces produits sont principalement utilisés par les secteurs industriels laitiers et boulangers (Affertsholt, 2009) et se vendent à des prix allant de 1,5 fois (CPL 34) à plus de 60 fois (HPL) le prix du lait (CMN, 2014 ; Huffman & al., 2011), il peut donc être financièrement intéressant de valoriser ce sous-produit.

Les procédés de séparation par membranes permettent la production d'ingrédients à fortes valeurs ajoutées mais génèrent en contrepartie de grandes quantités de sous-produits et d'effluents. La plupart des sous-produits sont valorisables : les perméats d'UF et les rétentats de NF peuvent par exemple être utilisés pour la production de lactose (GEA, 2003 ; De Boer, 2014). Au cours des filtrations, les entités retenues s'accumulent et diminuent les flux de perméation. Lorsqu'il y a colmatage, l'altération des performances est dite irréversible et le nettoyage de la membrane est nécessaire (Bimbenet & al., 2007). Le nettoyage des membranes se fait généralement par nettoyage en place (NEP) et génère des eaux usées qui nécessitent un traitement (Moletta & al., 1999) puisqu'elles contiennent de fortes charges en composants organiques et minéraux (Sarkar, 2006). Des recherches récentes se sont intéressées à la possibilité de purifier et réutiliser ces eaux usées en utilisant des procédés de séparation par membranes (Farizoglu, 2011) tels que l'OI, la NF, et l'osmose directe (Aydiner & al., 2013 ; Aydiner & al., 2014) ou le couple UF - NF (Luo & al., 2011), et Nestlé a indiqué avoir entrepris la construction d'une usine de transformation laitière nommée « Zer-Eau Factory » utilisant l'OI pour être indépendante en eau (Philardeau, 2012). Enfin, NF ou OI peuvent être utilisées pour la récupération des détergents utilisés pour le NEP (GEA, 2003).

2.3. L'évaluation des impacts environnementaux

Il existe plusieurs méthodes permettant d'évaluer les impacts environnementaux d'un produit, d'une société, ou d'un service. On distingue ainsi trois méthodes : les diagrammes de flux, les Analyses du Cycle de Vie (ACV) simplifiées, et les ACV complètes. Les principaux

outils utilisés en diagrammes de flux sont l'AFME (Analyse des Flux de Matières et Énergies), les bilans carbone, et l'approche MIPS (Materials Intensity Per Service) (Leroix, 2014). L'AFME est une étape commune à de nombreuses études environnementales et est généralement complétée par d'autres méthodes telles que l'ACV (Colon & al., 2013). Les bilans carbone sont centrés sur les émissions de gaz à effet de serre (GES). Le Canada dispose de plusieurs outils de comptabilisation de GES tels que GreenWare's Greenhouse Gas™ qui permet calcul et surveillance des émissions de GES, Emission Manager™ pour les producteurs de pétrole et gaz naturel, et Carbon Balance Sheet™ pour les sociétés (Martinage, 2011). L'approche MIPS permet le calcul des impacts environnementaux sur la totalité du cycle de vie mais ne prend en compte que l'input matériel (MI) ramené à une unité de service (PS) selon le principe de la dématérialisation (Haake, 2000). Les évaluations simplifiées de cycle de vie reposent sur des approches matricielles ou l'utilisation de l'évaluation simplifiée qualitative du cycle de vie (ESQCV). La matrice MET ne prend en compte que les matériaux, l'énergie, et la toxicité, tandis que la matrice écologique intègre le recyclage (Leroix, 2014). L'ESQCV propose elle aussi une approche sur l'ensemble du cycle de vie mais ne prend pas en compte tous les critères environnementaux (UVED, 2014). L'ACV complète permet quant à elle d'évaluer tous les impacts environnementaux potentiels d'un produit, d'un procédé, ou d'un service sur l'ensemble de son cycle de vie. L'ACV est la méthode d'évaluation des impacts environnementaux la plus reconnue au niveau internationale (Bellini & al., 2011) et c'est la seule approche dont la méthode soit normalisée. Les études d'ACV doivent en effet être réalisées suivant les principes et dans le cadre décrit par les normes ISO 14040 et 14044 (ISO, 2006a ; ISO 2006b). La norme ISO 14044 distingue quatre phases dans la réalisation d'une étude ACV, celles-ci sont présentées à la Figure 2.3.

Lors de la première phase, l'unité fonctionnelle, base de comparaison des différents systèmes à l'étude, est définie en fonction des objectifs de l'étude et de la fonction étudiée. L'inventaire permet de quantifier les flux de matières et d'énergie entrant (matières premières et énergie) et sortant (produit, co-produit(s), rejets dans l'eau et l'air, et autres déchets). Les approches AFME et MIPS se limitent d'ailleurs à cette étape. Les flux de matières et d'énergie sont ensuite traduits en impacts sur l'environnement au cours de la troisième phase. Pour ce faire, des modèles d'impacts sont utilisés et permettent une classification des impacts en catégories

de dommages telles que la Santé Humaine, la Qualité des Écosystèmes, les Changements Climatiques, ou les Ressources (Humbert & al., 2012). Malgré leur validité comme critères d'impacts sur le réchauffement climatique, les approches monocritères telles que dépenses énergétiques et bilans carbone ne sont ainsi pas suffisantes pour estimer les impacts des autres catégories de dommages (Jolliet & al., 2010). La dernière phase de l'ACV permet de résumer et discuter les résultats de l'évaluation des impacts afin d'aboutir à des conclusions, des recommandations, et une prise de décision conforme à la définition des objectifs et du champ de l'étude (ISO, 2006b). L'ACV complète est lourde et coûteuse mais c'est la méthode qui implique le plus haut niveau d'évaluation (Bellini & al., 2011; Leroix, 2014). En revanche, les différents modèles d'impacts développés ne sont pas équivalents et l'évaluation des incertitudes des résultats d'impacts est devenue un enjeu primordial pour la crédibilité de l'outil et pour le support des processus de prise de décision basés sur les résultats d'ACV (Benetto, 2005).

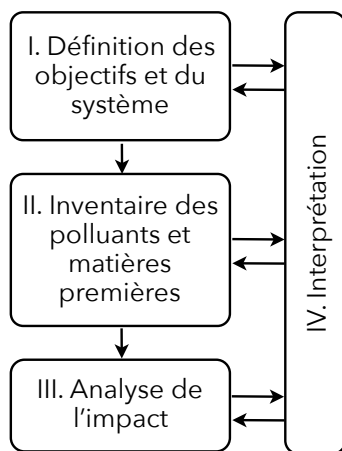


Figure 2.3 : Diagramme des étapes de l'analyse de cycle de vie (Jolliet & al., 2010)

La littérature compte d'assez nombreuses études ACV effectuées dans le secteur laitier. Un recensement des études réalisées (Quantis et al., 2011) a permis d'identifier deux types d'approches : l'évaluation des impacts environnementaux de différents produits laitiers (lait, fromage, yogourt), et ceux de la production laitière uniquement (sans inclure la transformation). Il n'y a que peu d'études ACV sur le secteur de la transformation laitière (Nutter & al., 2013)

et la comparaison des résultats est rendue difficile du fait de différences portant sur les frontières de système, l'unité fonctionnelle, les contextes géographiques et industriels, ou la méthode d'évaluation des impacts (Quantis & al., 2011). C'est pour cette raison que des lignes directrices dont le but est de standardiser la réalisation des études ACV — le guide de la Fédération Internationale de Laiterie (FIL) (IDF, 2010), le guide produit par le conseil des industriels laitiers du Québec (Quantis & al., 2011) — sont éditées par différents acteurs. La première étude ACV sur l'ensemble du cycle de vie est relativement récente puisqu'elle est de 2002 (Eide, 2002). La méthode ACV permettant de déterminer les points chauds des systèmes à l'étude (Bellini, 2011), les études ACV mettent en évidence les contributions de chaque étape du cycle de vie. Une revue de littérature (IDF, 2009) portant sur plus de 60 études environnementales a ainsi conclu, que pour du lait de consommation, la production du lait contribue à 85 % des émissions de GES et à 40 % de l'utilisation des ressources. Pour le fromage, c'est 95 % des émissions de GES et 75 % de l'utilisation des ressources — 10 litres de lait étant nécessaires à la production d'un kilo de fromage. Sur l'ensemble de son cycle de vie, la production d'un kilo de lait de consommation génère en moyenne 1 kg CO₂ éq et celle de fromage, 8,8 kg CO₂ éq (IDF, 2009 ; Thoma & al., 2013). Pour le lait de consommation, l'étape de transformation est responsable de 7 à 11 % des émissions de GES (Nutter & al., 2013). Même si l'impact de l'industrie de la transformation laitière n'est pas aussi important que celui de la production, son activité a un impact non négligeable sur la performance environnementale des produits laitiers (Nicol, 2004). Dans son rapport de 2009, la FIL considère d'ailleurs les émissions de GES, ainsi que les consommations d'énergie et d'eau de l'étape de transformation comme un problème de « relative importance » (IDF, 2009). L'industrie de transformation laitière est non seulement consommatrice de grandes quantités d'eau et d'énergies, mais ses procédés génèrent des co-produits, des polluants, et des effluents qui ont un impact potentiel sur l'environnement (Dvarioniene, & al., 2012). Pour la production d'un litre de lait, 1,2 à 2,5 litres d'eaux usées seraient rejetés à l'étape de transformation, l'eau propre étant principalement utilisée pour les opérations de nettoyages et désinfections (De Jong, 2013). Les combustibles fossiles (production de vapeur d'eau pour les opérations de chauffage) sont la première source d'énergie utilisée dans l'industrie laitière devant l'électricité (pour les pompes). Pour la production d'un kilo de lait de consommation, la consommation d'énergie varie de 0,2 à 12,6 MJ pour la seule étape de transformation (Xu

& al., 2009). À l'image du lactosérum, les co-produits générés sont de potentiels polluants. En moyenne, la production d'un kilo de fromage génère neuf kilos de lactosérum (Chatzipaschali, 2012) — le Canada aurait donc produit plus de 3,6 millions de tonnes de lactosérum en 2015. Le lactosérum contient environ 50 % des solides du lait dont la majorité du lactose et environ 20 % des protéines. Cette charge organique lui confère une demande biochimique en oxygène 175 fois plus élevée que celle des eaux usées typiques (Smithers, 2008) et en fait un des fluides laitiers le plus polluant. Les procédés de séparation par membranes décrits dans la précédente section sont largement utilisés pour la valorisation du lactosérum, font l'objet de recherches pour la régénération d'eau propre et des produits de nettoyage à partir des eaux usées, et permettent de réduire les dépenses énergétiques lorsqu'utilisées pour des opérations de concentration. Ces procédés permettraient donc une réduction des impacts environnementaux de l'industrie de transformation des produits laitiers mais le peu d'études ACV portant sur la transformation laitière ne permettent pas de vérifier cela.

Les procédés de séparation par membranes permettant une valorisation des fluides filtrés, il apparaît pertinent de s'intéresser à la notion d'éco-efficacité. L'évaluation de l'éco-efficacité est définie par la norme ISO 14045 (ISO, 2012) comme étant l'évaluation des performances environnementales de l'ensemble des processus élémentaires d'un système de produits par rapport à la valeur (fonctionnelle, économique, ou autres) de ce système de produits. Pour être en accord avec la norme, l'évaluation doit comprendre la définition des objectifs et du domaine d'application, l'évaluation environnementale (ACV), l'évaluation du système de produits, les quantifications de l'éco-efficacité, puis enfin l'interprétation (ISO, 2012). Avec un choix d'indicateur pertinent, par exemple : CAN \$ / kg CO₂ éq, la comparaison de l'éco-efficacité de différents scénarios devient un outil d'aide à la décision intéressant pour les industriels soucieux de minimiser leurs impacts sur l'environnement tout en maximisant leurs profits. Il y a très peu de publications disponibles sur l'éco-efficacité en transformation laitière. On peut tout de même noter le guide préparé par le Programme des Nations Unies pour l'Environnement pour Dairy Australia (UNEP, 2004) qui détaille les mesures à prendre pour améliorer l'éco-efficacité des procédés utilisés en transformation laitière, mais dont l'approche n'est pas celle présentée par la norme ISO.

2.4. Les outils d'aide à la décision disponibles pour les industriels laitiers

Malgré un réel besoin, il n'y a que peu d'outils d'aide à la décision disponible pour les industriels laitiers. À l'échelle de l'entreprise, le groupe français Danone utiliserait les études ACV depuis 2007 dans le but de réaliser des optimisations économiques et environnementales de leurs activités (Danone, 2013). Les ACV réalisées se font sur l'ensemble du cycle de vie et se limitent à l'évaluation des émissions de GES. Danone utilise le protocole PAS 2050 pour conduire ses ACV (Danone, 2013). Saputo participe au Carbon Disclosure Project et déclare ainsi les émissions de GES et les consommations d'énergie évaluées aux cours d'audits environnementaux de ses usines de transformations (Saputo, 2014). Ils privilégient l'utilisation de la méthode ACV pour identifier les étapes nécessitant des améliorations et pour leur préparation à une « économie bridée en carbone » (Scuccimarri, 2013), et ont ainsi reçu le soutien financier du Fonds de Développement de la Transformation Alimentaire Canada (FDTA) dans le cadre du programme « Amélioration de l'allocation des ressources » pour la conduite de plusieurs études ACV entreprise et produits (FDTA, 2013). Agropur indique avoir plusieurs projets en cours visant la réduction de la consommation d'eau potable et d'énergie, et travailler sur l'établissement d'un cadre d'étude de l'empreinte carbone à l'échelle de l'organisation afin de mieux cibler les possibilités de réduction de GES (Agropur, 2014). À l'échelle des organisations internationales, le Programme des Nations Unies pour l'Environnement a produit un guide (UNEP, 2008) à destination des industriels laitiers (lait, beurre, fromages, lait en poudre) qui permet une auto-évaluation des opportunités de diminution des impacts environnementaux associés à l'industrie de transformation des produits laitiers — la valorisation du lactosérum en passant par l'ultrafiltration fait partie des opportunités proposées par le guide. La Fédération Internationale de Laiterie a formé un comité permanent sur l'environnement (IDF-FIL SCENV) dont le but est de soutenir, participer, et mener des travaux visant la durabilité environnementale du secteur laitier. En 2005, le comité (en collaboration avec le Programme des Nations Unies pour l'Environnement) a préparé un guide sur l'évaluation des impacts environnementaux favorisant l'utilisation de l'ACV. En 2010, face aux dangers de confusions et contradictions que représente la comparaison d'études d'impacts environnementaux n'ayant pas suivies une ligne directrice commune, le comité (en collaboration avec la FAO) a mandaté 25 experts pour la réalisation d'un guide

méthodologique d'évaluation des émissions de GES des étapes de production et transformation des produits laitiers utilisant la méthodologie ACV (IDF, 2010). L'utilisation de ce guide par les industriels permettant de comparer, sur des bases communes, les stratégies mises en œuvre pour la réduction des émissions de GES.

Toutes ces initiatives, permettent aux industriels d'évaluer de façon méthodique les performances environnementales actuelles, les comparer avec des résultats obtenus en suivant la même méthode, et d'envisager des solutions visant la diminution des impacts environnementaux. Cependant ces outils ne rendent pas moins laborieuse la réalisation des études ACV (recherche des données d'inventaire, interprétation des résultats) et se concentrent pour la grande majorité sur l'émissions de GES alors que d'autres catégories de dommages telles que la qualité des écosystèmes sont d'importance pour une industrie dont les rejets ne se limitent pas aux GES.

C'est peut-être à la suite d'un constat similaire que Nestlé a décidé de développer son propre outil d'ACV. L'outil s'appelle EcodEX® et permet d'évaluer rapidement les impacts environnementaux des produits au cours de l'étape de développement (Roulin, 2013). EcodEX® a été créé par l'équipe ACV de Nestlé en collaboration avec Selerant pour le développement logiciel. L'outil est conçu pour être facile à utiliser pour les non-experts de l'ACV. L'utilisateur peut commencer à créer des scénarios pour l'analyse des produits en quelques minutes alors qu'il faut plusieurs semaines pour une étude ACV traditionnelle (Selerant, 2014). Aussi, en plus d'évaluer les émissions de GES, EcodEX® présente les résultats pour quatre autres catégories de dommages (Schenker & al., 2014). En revanche, l'étude (qui se fait du berceau à la tombe) ne permet pas de détailler la partie transformation. Cette partie se comporte comme une « boîte noire » dans laquelle des flux économiques entrent et d'autres sortent, et ne permet donc pas d'évaluer la contribution des différentes étapes de la transformation aux impacts environnementaux. L'identification d'améliorations potentielles au sein de l'étape de transformation est ainsi hautement compromise.

Dans le même esprit, plusieurs projets ont récemment débuté en Europe (tous en partie financés par l'Union Européenne). Le tableau 2.3 présente les principaux objectifs de ces projets. Afin de diminuer les consommations d'eau et d'énergie le projet SUSMILK concentre ses recherches sur la pré-concentration du lait et le traitement des eaux usées. Les résultats seront intégrés dans le développement de leur outil d'éco-conception en ligne (Susmilk.com, 2014). Le projet EnReMilk envisage des réductions de consommation d'eau de 30 % et des économies de 20 % qui seront évaluées par la simulation de la production de mozzarella et lait en poudre. Le projet espagnol Life Ecolac vise le développement d'un logiciel d'éco-conception utilisant l'ACV pour les industriels laitiers qui intégrerait au minimum quatre catégories de dommages. Si ce n'est une présentation sommaire, peu d'informations sont disponibles sur ces projets, et les méthodologies envisagées ne sont pas divulguées. Il est ainsi peu aisé d'en faire une évaluation pertinente.

Tableau 2.3 : Principaux objectifs des projets récents portant sur l'étude des impacts sur l'environnement des transformations des produits laitiers (Susmilk.com, 2014 ; Enremilk.eu, 2014 ; ec.europa.eu, 2014)

SUSMILK — 21 partenaires — de 2013 à 2016
— Identification de solutions pour diminuer les consommations d'eau et d'énergie des industriels laitiers
— Développement d'un outil d'éco-conception comme outil d'aide à la décision pour les industriels laitiers
— Réalisation d'ACV de différents produits laitiers
EnReMILK — 15 partenaires — de 2014 à date inconnue
— Identification de solutions pour la réduction de 20 à 30 % des consommations d'eau et d'énergie dans la production de mozzarella et lait en poudre
— Identification des économies potentielles par simulation informatique
— Réalisation d'ACV sur la mozzarella et le lait en poudre
Life Ecolac — 4 partenaires — de 2014 à date inconnue
— Développement d'un logiciel d'éco-conception de produits laitiers
— Réalisation d'ACV de différents produits laitiers
— Réalisation d'un guide des bonnes pratiques d'éco-conception

Bien évidemment, en matière de transformation des produits laitiers, les choix des industriels ne dépendent pas uniquement des impacts potentiels sur l'environnement, mais aussi, et surtout, de la dimension économique. L'étude présentée par Peters (2005) est à ce titre un modèle d'étude économique d'intérêt pour les industriels laitiers. L'auteur y traite des conséquences économiques de la production de fromage en fonction des volumes de lait transformés et du devenir du lactosérum (liquide, en poudre, CPL 34 %, CPL 80 %, IPL 90 %). Les

prix de vente des produits ainsi que les coûts du bâtiment, de l'équipement et son installation sont aussi intégrés aux calculs. Le modèle établi permet à l'auteur de conclure, par exemple, que dans les conditions de l'étude, lorsque le prix de CPL 34 % est inférieur à 1,15 \$ par kilo et que le lactosérum liquide se vend à 0,32 \$ le kilo, les flux de trésorerie deviennent négatifs. Ou encore, que si le prix des IPL 90 % est de 5 \$ le kilo, il est plus intéressant de produire de la poudre de lactosérum si son prix est supérieur à 0,70 \$ le kilo. Ce type d'information est extrêmement intéressant dans l'aide à la décision que cela peut apporter aux industriels, et il apparaît qu'un modèle de ce type, couplé à une étude d'impact environnemental, constituerait un outil pertinent d'aide à la décision pour les industriels laitiers.

2.5. Les simulateurs de procédés

Face aux difficultés que représentent les études ACV « traditionnelles » les techniques de simulation semblent s'imposer comme la prochaine étape dans la mise à disposition des industriels d'outils d'aide à la décision (EcodEX, SUSMILK, Life Ecolac). La simulation est une méthode d'étude qui consiste à analyser un procédé ou un système au travers d'un modèle (Bimbenet & al., 2007). Dans les industries pétrolières, chimiques, et parachimiques, les simulateurs de procédés se sont imposés dans la conception rapide et économique de procédés plus durables, mais aussi pour analyser et optimiser le fonctionnement des installations existantes (Jouliia, 2008). Un simulateur de procédés est un programme informatique qui lie des modules représentant des opérations unitaires à des bilans d'énergie et de matières pour l'ensemble des procédés (Tomasula & al., 2013). Pour J-J. Bimbenet (Bimbenet & al., 2007) la simulation de procédés est « un outil d'exploration de possibilités ». La simulation de procédés permet en effet de comparer rapidement différents scénarios sur des critères d'intérêts dans un processus de prise de décision. Les objectifs majeurs des simulateurs de procédés existants sont la réalisation des bilans de matière et d'énergie pour chaque procédé unitaire, et le calcul des caractéristiques (débit, composition, température, pression) de tous les fluides en circulation. Certains logiciels proposent aussi l'estimation des coûts d'investissement et de fonctionnement, l'évaluation des impacts sur l'environnement, et l'optimisation des conditions de fonctionnement du procédé (Jouliia, 2008). Les simulateurs de procédés les plus

largement utilisés sont : Aspen PlusTM, ChemcadTM, Aspen HysysTM, Pro/IITM et Pro-SimPlusTM (Joulià, 2008). La grande majorité de ces simulateurs est destinée aux industries pétrolières et chimiques et n'intègre pas les modèles nécessaires à une utilisation par l'industrie laitière. Tout de même, deux études portant sur la consommation d'énergie, l'émissions de GES, et l'aspect économique de la production de lait de consommation ont été réalisées en utilisant le logiciel de simulation de procédés Super Pro DesignerTM de Intelligen, Inc. (Tomasula & al., 2013 ; Tomasula & al., 2014).

Super Pro DesignerTM est un outil de simulation et de design pour les industries de la biotechnologie, pharmacie, spécialités chimiques, transformation de minerais, produits alimentaires et biens de consommation (Intelligen, 2014). La licence coûte 6380 US\$ par utilisateur et par an et le logiciel comprend des modèles pour 140 opérations unitaires dont la MF, l'UF, l'OI, et la diafiltration. Les caractéristiques de chaque flux et module sont personnalisables (température, pression, rendement) et le logiciel intègre un outil de calcul d'impact environnemental qui se limite aux calculs de la génération d'effluents ou de composés volatils (Intelligen, 2014). Pour l'évaluation économique, les valeurs peuvent être renseignées par l'utilisateur. Le logiciel ne différencie pas les sources d'énergie et, afin d'évaluer les émissions de GES, il a été nécessaire à P.M. Tomasula et son équipe de développer un programme capable d'extraire les consommations d'énergies de chaque procédé unitaire avant de les convertir en GES selon la source d'énergie (électricité, vapeur, eau réfrigérée) en utilisant des facteurs de conversion issus de la littérature. Dans leur étude de 2013, Tomasula & al. ont comparé par simulation les émissions de GES de trois tailles d'usines produisant du lait de consommation (40, 114, et 227 millions de litres par an) et ont conclu que selon leur modèle, les différences de volumes transformés n'ont pas d'influence sur l'empreinte carbone d'un kilo de lait de consommation. Les valeurs de GES obtenues étaient par ailleurs très proches ($\pm 5\%$) des résultats d'ACV publiés. Dans leur étude de 2014, ils ont utilisé la même méthode pour comparer plusieurs techniques de pasteurisation du lait de consommation et conclure que le procédé responsable des plus faibles émissions de GES mais aussi le moins coûteux est celui qui produit le lait de plus faible durée de vie (Tomasula & al., 2014). L'exemple de cette utilisation d'un simulateur de procédés illustre bien que de tels outils peuvent aider les industriels à faire des changements et observer leurs effets sur leur unité de

production tels que la mise en œuvre de nouvelles technologies sur l'énergie consommée et les coûts sans avoir à conduire d'opérations coûteuses (Tomasula, 2014).

La simulation de procédés est un outil pratique pour l'évaluation des consommations d'eau, d'énergie, de matières, ainsi que les émissions et les rejets, et permet donc de réaliser rapidement les calculs de flux de référence nécessaires à l'étape d'inventaire de l'ACV. Un outil de ce type qui intégrerait les modules utilisés en industrie de transformation des produits laitiers, des données d'inventaire de cycle de vie, ainsi que des données économiques, permettrait d'évaluer aisément l'éco-efficacité globale d'un système, l'impact de chaque procédé sur l'éco-efficacité, et d'identifier les opportunités d'améliorations. Actuellement, un tel outil n'existe pas, et les solutions existantes sont onéreuses et ne peuvent être modifiées pour intégrer les éléments manquants. Le développement d'un tel outil reste donc à réaliser.

3. HYPOTHESE ET OBJECTIFS

3.1. Principaux enseignements de la revue de littérature

L'ACV est une méthode complète et normalisée d'évaluation des impacts potentiels à l'environnement d'un système de produits. Bien que complet et d'un haut niveau d'évaluation, ce type d'étude peut s'avérer laborieux et onéreux. Sur la base de la revue de littérature effectuée, les études environnementales réalisées dans le domaine de la transformation laitière (ACV et autres) sont en nombre limité, ne permettent pas d'identifier les contributions des différentes étapes des procédés de transformation, et se limitent bien souvent à l'évaluation des émissions de GES alors que cette catégorie d'impact n'est pas suffisante pour évaluer les impacts potentiels à l'environnement des produits laitiers sur l'ensemble de leur cycle de vie et dans toutes les dimensions environnementales. Aussi, bien qu'à première vue les opérations de séparation par membranes pourraient avoir un effet potentiellement positif sur l'efficacité globale des procédés de transformation des produits laitiers, aucune étude ne permet actuellement de l'affirmer.

L'évaluation de l'éco-efficacité selon la norme ISO 14045 (ISO, 2012) (dont l'étape d'évaluation des impacts potentiels à l'environnement repose sur l'ACV) semble constituer un outil d'aide à la décision au potentiel intéressant pour les industriels souhaitant minimiser leurs impacts sur l'environnement tout en assurant la rentabilité de leurs opérations. Plusieurs outils d'aide à la décision sont d'ailleurs disponibles pour les industriels laitiers, mais aucun ne permet de comparer rapidement plusieurs alternatives sans que cela ne devienne fastidieux et potentiellement dispendieux. Avec son logiciel EcodEX®, Nestlé (Schenker & al., 2014) a ouvert la voie vers des outils plus adaptés. Plusieurs initiatives de recherche portant sur les impacts à l'environnement des transformations des produits laitiers ont d'ailleurs fait le choix du développement d'un logiciel comme outil d'aide à la décision pour les industriels laitiers. Bien que la simulation de procédés soit bien établie dans différents domaines, ce n'est pas le cas dans celui de la transformation des produits laitiers. Les logiciels existants sont vendus à des prix souvent très élevés, ne sont pas adaptés au secteur de la transformation laitière, et n'ont pas pour vocation d'évaluer l'éco-efficacité des procédés.

Dans le domaine de la transformation laitière, Tomasula & al. (2013 ; 2014) ont montré tout l'intérêt des simulateurs de procédés comme outils d'aide à la décision. Cependant, l'outil qui permet aux industriels de la transformation laitières d'évaluer rapidement, et à moindres coûts, les impacts environnementaux et économiques d'un ensemble de scénarios et d'options de valorisation de la matière première laitière, et d'identifier les opportunités d'améliorations, n'a pas encore vu le jour. Ce projet vise à sa réalisation.

3.2. Hypothèse

Ce projet repose sur l'hypothèse que le concept d'éco-efficacité peut être mis en œuvre dans le domaine de la transformation laitière, que le développement d'un logiciel d'évaluation de l'éco-efficacité par simulation de procédés permettra d'évaluer l'éco-efficacité des procédés de transformations des produits laitiers, et qu'un tel outil permettra d'identifier la contribution des opérations de séparation par membranes à l'éco-efficacité globale de ces procédés.

3.3. Objectifs

Afin de vérifier l'hypothèse de ce projet de recherche doctorale, trois objectifs ont été établis:

- (1) Réaliser un état des lieux sur l'évolution du concept d'éco-efficacité et de sa mise en œuvre dans le domaine de la transformation laitière. La réalisation de ce premier objectif permettra d'établir la pertinence de la démarche proposée, et ainsi, de valider le premier point de l'hypothèse formulée ;
- (2) Développer un outil de simulation de procédés permettant l'évaluation de l'éco-efficacité des procédés de transformation des produits laitiers. C'est la réalisation de ce second objectif qui permettra de valider le second point de notre hypothèse ;
- (3) Utiliser l'outil développé afin d'apporter les premiers éléments de réponse à la question de la contribution des procédés de séparation par membranes à l'éco-efficacité globale des procédés de transformation des produits laitiers. La réalisation de ce troisième objectif complètera la vérification de l'hypothèse de travail.

4. ECO-EFFICIENCY APPLIED TO DAIRY PROCESSING: FROM CONCEPT TO ASSESSMENT.

Les travaux présentés sous forme d'article dans ce chapitre ont permis de répondre à l'objectif (1) de la thèse : Réaliser un état des lieux sur l'évolution et la mise en œuvre du concept d'éco-efficacité dans le domaine de la transformation laitière.

Ce chapitre est rédigé en anglais et l'article qu'il présente sera soumis au *Journal of Cleaner Production* au cours de la session d'été 2018.

Résumé

L'éco-efficacité est un concept qui a été introduit au début des années 1990 sous la forme d'une philosophie de gestion spécifiquement développée pour le monde de l'entreprise et de l'industrie. Ce concept a pour objectif de découpler la croissance économique de l'utilisation des ressources et de l'émission de polluants, et cherche à encourager les entreprises à réaliser des bénéfices économiques qui soient associés à une réduction des impacts à l'environnement. Il apparaît que le domaine de la transformation laitière, qui d'une part, valorise la matière première laitière, et d'autre part, exploite une part significative des ressources naturelles, pourrait certainement bénéficier de ce concept. Présenté sous une forme chronologique, cet article propose un état des lieux sur l'application du concept d'éco-efficacité au domaine de la transformation laitière depuis son introduction. À la suite d'une présentation du concept et de ses principaux aspects, une vue d'ensemble des interactions entre les transformateurs laitiers et les autres acteurs du cycle de vie des produits laitiers, et entre les activités de transformation des produits laitiers et l'environnement est présentée. Les lignes directrices et les recommandations qui ont été développées lors de l'introduction du concept en vue d'améliorer l'éco-efficacité des procédés de transformation des produits laitiers sont ensuite présentées, et leurs limites sont discutées. Les principales améliorations requises (liées aux nécessités de disposer de méthodes de mesures complètes et précises) sont ensuite expliquées, avant que ne soient détaillées les avancées importantes qu'a permises l'introduction de la norme ISO 14045 — qui spécifie les méthodes et lignes directrices de l'évaluation de l'éco-efficacité. Enfin, la simulation de procédés est introduite, et le potentiel que cette méthode présente pour améliorer l'accessibilité et l'utilisation de l'évaluation de l'éco-efficacité dans le domaine de la transformation laitière est discuté.

Abstract

Eco-efficiency is a concept which emerged in the early nineties in the form of a management philosophy intended for the world of business and industry. It aims at decoupling economic growth from resources use and pollution, and it encourages businesses to search for economic benefits that yield parallel environmental impact reductions. The dairy processing activity, which, on one hand adds value to raw milk, and on the other hand is essentially a large consumer of natural resources (within the food production sectors), can surely gain from this concept. Organised into a chronological structure, this review looks at the application of the eco-efficiency concept to dairy processing since its introduction. The presentation of the eco-efficiency concept and key aspects is followed by an overview of the interactions between the dairy processing activity and the other stakeholders of the dairy products life-cycle, and between the dairy processing activity and the environment. The guidelines and recommended actions for eco-efficiency improvements in dairy processing that have developed since the introduction of the concept are then presented, and their limitations discussed. The required improvements, mainly related to the needs for complete and accurate measurements, are then explained before detailing the major advances enabled by the introduction of the ISO 14045 — an international standard specifying guidelines and methodologies for eco-efficiency assessments. Finally, process simulation is introduced, and the ways it could improve accessibility and use of eco-efficiency assessments in the dairy processing sector is discussed.

4.1. Introduction

Thirty years ago, it seemed to be an established fact that economic growth was coupled to an increase in resource consumptions, and thus, to a certain extent, to potential environmental damages (Ngô & al., 2012). It was then common for industrialists to work on process upgrades without considering the potentially related environmental impacts of these so-called improvements. There was a sense that, should a compromise emerge between economic growth and environmental protection, it was perfectly acceptable to pollute in order for economic growth to take over (Du Pisani, 2006). However, since the late eighties and the advent of the concept of sustainable development, environment preservation and the fight against global warming have become priorities in many countries. This willingness to act has contributed to the development of numerous concepts striving for a reduction of environmental impacts.

Eco-efficiency is one of these concepts. It emerged in the early nineties in the form of a management philosophy intended for the world of business and industry, and adheres to a sustainable development approach. Aiming at decoupling economic growth from resource use and pollution, the concept encourages businesses to search for economic benefits that yield parallel environmental impact reductions (WBCSD, 2005). While many concepts that have much in common with the eco-efficiency concept have emerged in the last decades, the latter has several distinctive features. Firstly, in contrast with Green Growth which is applicable on the scale of a region or a country (UNESCAP, 2009), eco-efficiency is an enterprise-wide framework. Furthermore, it links business profitability to resource productivity while the Cleaner Production concept focuses solely on the environmental aspect (UNEP-WBCSD, 1998). Finally, it emphasises value creation, aiming to route competitiveness and taking into account sustainable consumption as well as sustainable production (DeSimone & al., 1997).

Dairy processing is one of the countless industrial activities which could benefit from the eco-efficiency concept. According to the Food and Agriculture Organisation of the United Nations (FAO, 2016), milk is one of most produced and valuable agricultural commodities in the world. Produced and consumed in basically every single country, milk is one of the

top agricultural commodities in terms of both quantity and value. Benefiting from their central role within the dairy sector, dairy manufacturers are responsible for the processing of milk into dairy products. At global level, skimmed milk (75%), cheese (12%) and butter (3%) represent over 90% of all processed milk (FAO, 2016). Although dairy processing activities add value to raw milk and create jobs (about 240 million people are directly or indirectly employed in this sector worldwide), dairy products are associated with significant use of resources and generation of polluting discharges (De Jong, 2013). At first glance, it therefore appears that dairy processors could benefit from the eco-efficiency concept.

While there appears to be reasonable grounds for profitable but resource-intensive industries to embrace the eco-efficiency management philosophy, it has already been more than twenty-five years since the concept emerged and yet, its application to the dairy processing activity is not easy to perceive. Besides providing a necessary overview of eco-efficiency application to dairy processing, the main objectives of this review are to present the eco-efficiency concept and how it evolved since its introduction, to understand how it applies to dairy processing, to gain insight into the needs for eco-efficiency assessment in dairy processing, and to suggest avenues worth exploring to improve accessibility and use of eco-efficiency assessments in the dairy processing sector.

4.2. The eco-efficiency concept

4.2.1. Origins of the concept

The term « eco-efficiency » originates from an internal contest organised at the Business Council for Sustainable Development (BCSD) in the early nineties, during the preparation of the first United Nations Conference on Environment and Development (UNCED). The purpose of that contest was to sum up, with as few words as possible, the business end of sustainable development (WBCSD, 2000a). The first UNCED, also known as the 1992 Earth Summit, took place in Rio de Janeiro, and was based on the groundwork carried out by the United Nations World Commission on Environment and Development (UNWCED) brought together in a report entitled « Our Common Future », published in 1987. Also referred to as the Brundtland Report, this document introduced for the first time the concept of sustainable

development: a development that « meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs » (UNWCED, 1987). The BCSD was established in preparation for the 1992 event, with the aim of exploring the possible interrelationships between business imperatives and sustainable development. The results of the BCSD's work were first compiled into a book entitled « Changing Course: A Global Business Perspective on Development and the Environment », published in 1992, then presented at the Earth Summit. The Rio event highlighted that the trends of industrialisation, population growth, and social inequality of the times could lead to important risks to environment, long-term economic, and social development (DeSimone & al., 1997). In line with the message conveyed at the conference, « Changing Course » focuses on how enterprises can combine economic growth with environmental protection and explains the entrepreneurial concept of eco-efficiency (BCSD, 1992). Eco-efficiency is therefore a concept developed by a business council for the attention of the business community: the 1992 Earth Summit posed the challenge of sustainable development, and eco-efficiency was presented by the BCSD as its business answer. In fact, the concept behind the compound word only deals with one area of the dimensions of sustainable development.

4.2.2. Presentation of the concept

From its creation in 1992, the eco-efficiency concept was used to describe activities that create economic value while continuously reducing their environmental impact (DeSimone & al., 1997). The underlying idea is to decouple economic activities from pollutant releases and resources uses (OECD, 1998). With its prefix « eco » referring to both « economics » and « ecology » (BCSD, 1993) it lies at the interface between two dimensions of the development: a development which is both ecologically bearable and economically viable. The social dimension of development, although essential to the success of sustainable development (Gendron & al., 2011), is not taken into account in the eco-efficiency concept. « Efficiency » is a measurable concept used to determine which of several systems is the most efficient in performing the same task (Oxford Dictionary, 2012). System efficiency is usually quantified by calculating the ratio of the useful output to the total input — the most efficient system thus being the one with the highest efficiency ratio. In simple terms, eco-efficiency

is a concept of resource productivity: creating more value with less impact (WBSCD, 2000a). Nonetheless, the eco-efficiency concept encompasses several key aspects which the official definition of eco-efficiency makes possible to fully appreciate.

4.2.3. Eco-efficiency key aspects

As a result of work done between 1993 and 1997 at the workshops organised by the BCSD, an official definition of eco-efficiency was drawn: « Eco-efficiency is reached by the delivery of competitively-priced goods and services that satisfy human needs and bring quality of life, while progressively reducing environmental impacts and resource intensity throughout the life cycle, to a level at least in line with the earth's estimated carrying capacity » (BCSD, 1993). As suggested by the BCSD, this definition can be broken down into five key aspects.

Firstly, the definition recommends businesses to place the main focus on what they have to offer: products and / or services. Emphasis should thus be placed predominantly on products and services rather than on the expected returns. By focusing on the products and services they seek to provide customers with, companies are empowered to develop products and services with higher added value and reduced environmental impact, which are thus potentially more eco-efficient.

The second key aspect of the definition is the focus on human needs and quality of life. The idea is that, when eco-efficiency improvement is at stake, customers' needs and quality of life must be thoroughly considered at both the design and the supply stage of goods. From a certain point of view, such considerations enable production and delivery of more satisfying goods, which allow for greater associated values. Even more specifically, the BCSD highlighted that, from their viewpoint, businesses are primary cultural operators, that can, using marketing techniques, shape and create demand for the products they wish to supply (BCSD, 1993). Hence, in that perspective, it would be possible for companies to channel customer needs towards the more eco-efficient products and services at the expense of the less eco-efficient ones.

The third key aspect of the eco-efficiency official definition is the life-cycle perspective. All of the life-cycle stages of the products must therefore be taken into consideration: from extraction and acquisition of raw materials, through energy and material production and manufacturing, to use and end of life treatment and final disposal (ISO, 2006a). Providing a systematic overview, the life-cycle perspective places products and processes in a comprehensive framework which makes it possible to identify, and thus possibly avoid, the shifting of a potential environmental impact between life-cycle stages or individual processes. At some point, the BCSD even encouraged marketers to add life-cycle impact information about goods and services to their communication supports, similar to the eco-labelling practices that now exist. It was then foreseen that informed customers would become an effective force for the eco-efficiency success.

The fourth key aspect of the BCSD definition of the eco-efficiency concept is the recognition of the Earth's carrying capacity. This aspect unequivocally ranks alongside the environmental dimension of sustainable development: an ecologically bearable development — which does not jeopardise the ability of future generations to meet their own needs. Hence, it appears clearly that companies embracing the eco-efficiency management philosophy are encouraged to do their business in a sustainable manner.

The last key aspect of the definition is that eco-efficiency is not an end in itself. It is a concept, a framework of development, designed to route the competitiveness of companies. To this end, criteria and operational guidelines have first been established before actual eco-efficiency assessment methodologies were adopted. Overlaying sustainability perspective and business competitiveness is however not trivial. It requires adopting a point of view that allows for shorter and longer-term conciliation. Indeed, while business competitiveness is generally short-term focused, the longer term is essential from a sustainability perspective (Blanke & al., 2011).

4.3. Dairy processing: a multi-stakeholder activity, both consumer of natural resources and source of potentially polluting discharges into the environment.

Dairy processing is the central stage in the life-cycle of dairy products. This manufacturing activity consists in the transformation of raw materials (of which raw milk is the most significant) into dairy consumer products with specific qualities in terms of nutritional value, organoleptic profile (texture, taste, flavour, and visual aspect), and shelf life. Six categories of processed dairy products may be distinguished: fluid milk, cheese, ice cream and other frozen products, cultured products (such as yoghurts and cultured creams), butter, and dried products (such as milk and whey powders) (Wardrop Engineering, 1997; Wang, 2008). In terms of production capabilities, manufacturing facilities range from small entities which accommodate a single plant producing one or two products, to very large entities which operate multiple plants and manufacture a wide range of products (Wang, 2008).

4.3.1. A multi-stakeholder activity

The life cycle perspective imposed by the eco-efficiency concept makes it necessary for a comprehensive understanding of all the stakeholders involved either directly or indirectly in the dairy processing activity. Taking a coherent global view, one quickly realises there are many players at stake. While the dairy processor is a key actor in the dairy product life-cycle, processing is only one of the life-cycle stages of dairy products, and other stakeholders are involved in the upstream and downstream stages. Similarly, multiple material and energy flows are used and consumed in dairy processing facilities. Additional players therefore participate in the other life-cycle stages of these flows. Figure 4.1 presents the range of stakeholders involved in the dairy processing activity. It also shows, for each player, the life-cycle stages of the main material and energy flows used and consumed at the manufacturing stage of dairy products. The main stages of the dairy products life-cycle are raw milk production, transport, dairy processing, distribution, and consumption. Milk production itself involves numerous stakeholders. Dairy cattle must indeed be nurtured and milked daily, animal feeds need to be produced and distributed, manure must be handled in responsible ways, juveniles, reproduction, and culled animals have to be taken care of, and raw milk must be handled in a sanitary manner until collected by the milk hauliers. Dairy processing is the manufacturing

stage of dairy products, but it is also the consumption stage of many material and energy flows. For instance, it uses processing equipment that must be produced and transported by other stakeholders, and it consumes electricity and natural gas which are produced and distributed by different actors. Like all the other players, it is also a source of wastes and discharges that must be collected and treated by several additional stakeholders in order to avoid polluting emissions. The ultimate stakeholders are the distributors and consumers with actors directly or indirectly involved in product storage and conservation, packaging and out-of-date product end-of-life treatments.

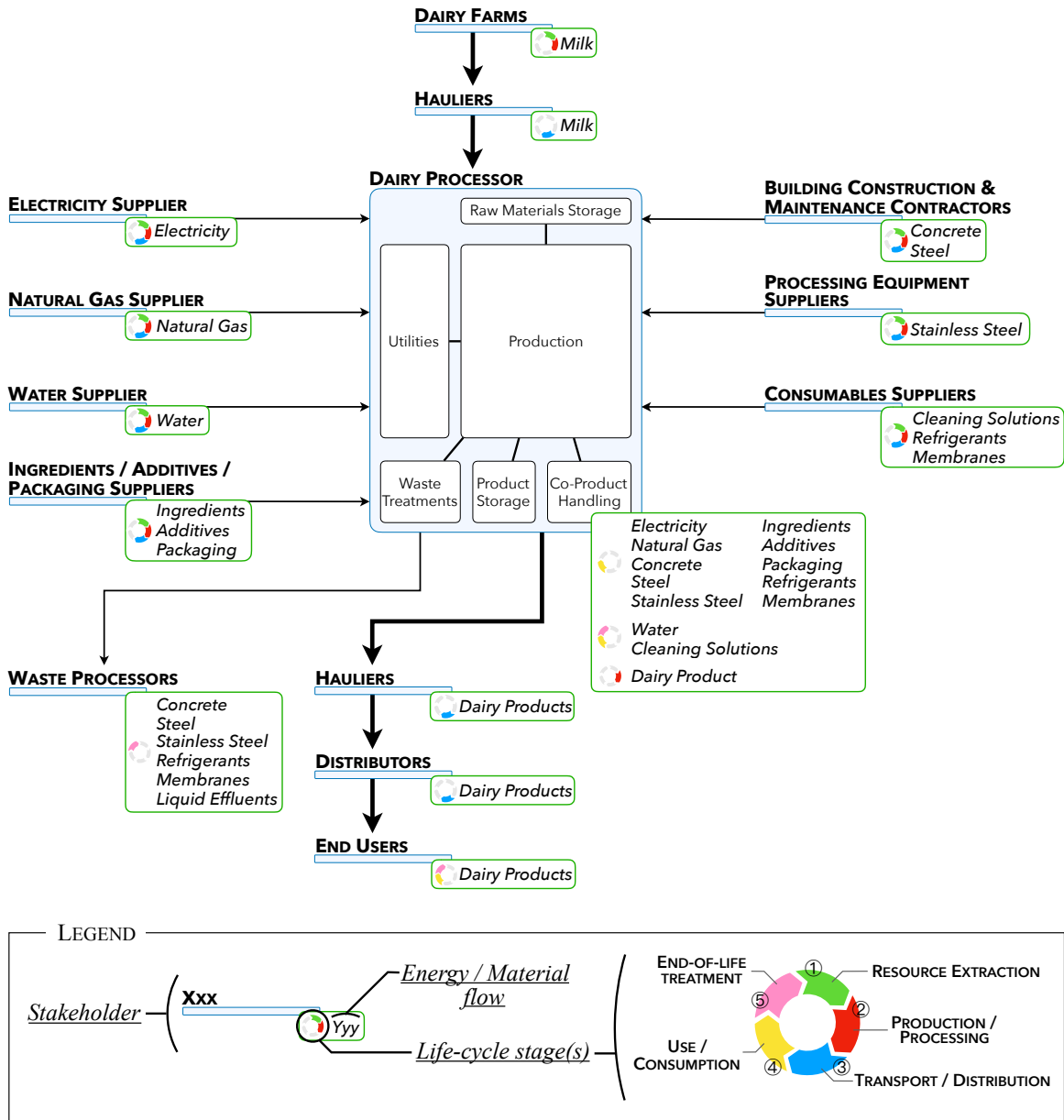


Figure 4.1: Schematic representation of the range of stakeholders involved in the dairy processing activity. Presentation of the main materials and energy flows, and indications of the related life-cycle stages.

4.3.2. A consumer of natural resources and a source of potential pollution released into the environment

As already mentioned, eco-efficiency is by definition associated with environmental impact reductions. In order to take actions to this end it is therefore necessary to have an understanding of the environmental burdens potentially associated with the dairy processing activity.

Throughout their whole life-cycle, dairy products rely on natural resources such as land, water, and energy. Considering all material, energy, and waste flows, dairy processing appears to be a resource-intensive food manufacturing activity and a source of potentially polluting discharges. Although the environmental impacts of dairy products may significantly vary depending on the product considered and its associated regional context, they should not be overlooked. Raw milk is obviously the main material consumed by the dairy processing activity. As presented in table 4.1, the amount of raw milk required is different in each category of processed dairy products. Depending on the end-product, production of one kilogram of dairy product requires from 1.1 to 20.3 kg of raw milk and generates from 0.1 to 19.3 kg of co-products. For example, 7.9 kg of raw milk is used in the production of 1 kg of Cheddar while the process generates 6.9 kg of sweet whey. In all cases, co-products are not wasted, and in one way or another, they can be valued (De Boer, 2014). Yet milk production uses an important amount of natural resources: following beef, milk is incidentally the most resource-intensive source of calories (World Resources Institute, 2016). On a global scale, feeding dairy animals mobilises 1 billion ha of land, which represents nearly 7% of earth's land surface (FAO, 2016). 84% of this land area is mainly used as pastures and rangelands. The remaining 16% mobilises 10% of the planet's arable land and is used to produce the dairy herd feed intake (FAOSTAT, 2014; FAO, 2016). Feed material production consumes significant amounts of resources and can be associated with land degradation, water pollution, losses of biodiversity or deforestation (FAO, 2016). Dairy farming is indeed associated with both the potential use of chemical fertilisers and pesticides in fodder production, and the generation of manure and slurries, which may pollute surface water and groundwater (UNEP-DEPA, 2000).

Table 4.1: Mass of raw milk required, and co-product generated, per kilogram of dairy product.

Calculations based on composition data. Milk losses are not accounted for.

P: Proteins, **F:** Fat, **M:** Moisture, **Sources:** [1] Walstra & al., 2006 - [2] CDC, 2017 - [3] Tetra Pak, 2015 - [4] USDA, 2016 — Raw milk composition (w/w): 3.3% proteins, 4.0% fat, 87.2% moisture (Walstra & al., 2006).

Dairy Product	Composition % (w/w)				Source	Mass of raw milk required and co-product generated per kilogram of dairy product.
	P	F	M			
Skim Milk	3.4	0.1	90.8		[1]	1.1 kg — Raw Milk 0.1 kg — Cream (40% fat)
Cheddar	25.0	33.0	37.0		[2]	7.9 kg — Raw Milk 6.9 kg — Sweet Whey
Ice Cream	3.0	10.0	63.5		[3]	2.5 kg — Raw Milk 1.5 kg — Skim Milk
Greek Yogurt	10.2	0.4	85.1		[4]	3.1 kg — Raw Milk 2.1 kg — Acidic Whey
Butter	1.0	81.0	16.0		[2]	20.3 kg — Raw Milk 19.3 kg — Skim Milk
Whole Milk Powder	25.8	27.3	3.3		[2]	7.6 kg — Raw Milk 6.6 kg — Water

A review-work completed by the International Dairy Federation and based on 60 scientific articles, research reports, and theses, stressed the fact that the milk production stage is responsible for most of the environmental impacts of dairy products (IDF, 2009). In the life-cycle of fluid milk, dairy farms contribute to more than 80% of greenhouse gas emissions (GHG) — which total about 1 kilogram (kg) of CO₂ equivalent per kg of product, about two and ten times the GHG emissions associated with egg and wheat production (respectively) for the same calorie intake (World Resources Institute, 2016). For cheese, contribution of milk production to GHG emissions increases to more than 90% — for a total close to 9 kg of CO₂ equivalent per kg of product (IDF, 2009; Thoma & al., 2013). GHG emissions from milk production are predominantly related to rumination, with enteric methane representing about 60% of dairy cattle emissions (FAO, 2016). In 2016, dairy cattle was responsible for 5% of the global methane emissions, which represents the second largest amount of non-CO₂ GHG to non-dairy cattle methane emissions (Olivier & al., 2017). Together, GHG emissions from dairy animals add up to 3.1 gigatons of CO₂ equivalent per year, which represents more than 6% of 2016 total GHG emissions and twice as much as international transport that same year (FAO, 2016; Olivier & al., 2017). Milk production is not only the main GHG emitter in dairy products life-cycles, it is also accountable for the majority of non-renewable energy

consumption. In fluid milk or cheese life-cycles, the milk production stage contributes to 38% and 72% (respectively) of the non-renewable primary energy use (IDF, 2009). About 60% of that energy is used for the feed production. The remaining 40% mainly corresponds to the electricity used on farm and the fuel consumed for truck and tractor operations (IDF, 2009). Furthermore, milk production requires large volumes of fresh water since 20 to 140 litres per kilogram of raw milk produced are consumed at the dairy farming stage (Quantis & al., 2011). While this amount is one of the lowest for animal-based foods (when comparing on a calorie intake basis), it represents two to three times the volumes required by plant-based foods to provide the same number of calories (World Resources Institute, 2016).

Following dairy production, the dairy processing stage is the second-largest contributor to the dairy product environmental impacts. Even if it is to a much lesser extent compared to the dairy farming stage, dairy processing consumes resources through its water and energy usage and can be responsible for significant discharges of organic matters in the effluent streams (UNEP-DEPA, 2000). In terms of global warming potential, dairy processing (excluding packaging materials) contributes to 4% of fluid milk and cheese impacts. With regards to non-renewable primary energy use, these contributions increase to 38% and 10%, respectively (IDF, 2009), which corresponds to the consumption of various forms of energy at the dairy processing stage (De Jong, 2013). According to Wang (2008), the five main operations performed at dairy processors (heating, cooling, concentration, drying, and cleaning) account for at least 50% of energy consumption in dairy processing. These add up to 96% of energy consumption in the case of milk powder production (Wang, 2008). Different sources of energy are used in dairy plants. The major ones are electricity, natural gas, and other fuels such as heavy fuel oil, light fuel oil, and propane (NRCOEE, 2001; Wardrop Engineering, 1997). Each of these sources inevitably produces different environmental impacts, whether it is at the extraction and production stage, or at the consumption stage. While electricity is used to power processing equipment, cooling and freezing systems, lighting, and process control devices, about 80% of fuel consumed is used for direct process heating and steam generation *via* boiler systems (Brush & al., 2011; IDF, 2005a). From cheese processing, in which fuel consumption is 27% higher than electricity consumption, to milk and whey powder production, during which 90% of energy used comes from fuels (Wang, 2008;

Brush & al., 2011), fuels are always consumed predominantly over electricity, regardless of the dairy product processed. As pointed out by the Australian Industry Group (AIG, 2010), it is clear that the most energy intensive activities involve heat generation — such activities include thermisation, pasteurisation, thermal concentration, and drying — which explains why dried products are associated with higher fuel consumptions. Dairy processors are also high consumers of fresh water. Although it varies considerably depending on plant size and type of processing, fresh water consumption at the processing stage typically ranges from 1.3 to 2.5 litres of fresh water per kilogram of raw milk processed (UNEP-DEPA, 2000). About 60% is used as cooling water or for steam generation (Wardrop Engineering, 1997) while the remaining 40% is mainly consumed during cleaning and disinfection operations. Obviously, most water consumed during processing ultimately becomes effluent. In addition to water, dairy processing effluents contain detergents, and acidic and caustic cleaning agents, but it is the milk components which are the most challenging. Milk losses to the effluent streams can actually range from 0.5 to 2.5% of the incoming milk, and their high organic load due to the presence of milk components make them more polluting than typical waste-waters (UNEP-DEPA, 2000).

From a life-cycle perspective, dairy processing is associated with the exploitation of natural resources and energy consumption. And as its related potential environmental impacts could adversely affect its eco-efficiency, the guidelines and recommendations discussed in the next section have been formulated in order to improve dairy processing eco-efficiency.

4.4. Eco-efficiency guidelines and implementation

4.4.1. WBCSD eco-efficiency guidelines

Upon merging with the World Industry Council for the Environment (WICE), the BCSD became the World Business Council for Sustainable Development (WBCSD) in 1995. Prior to the advent of eco-efficiency measurements, seven guidelines for eco-efficiency improvements were formulated by the WBCSD (DeSimone & al., 1997). These are obviously in line with the key aspects of the concept, and were to be implemented by companies wishing to do so when working on new or redesigned products, processes, or services.

The first three recommendations aim at reducing resource extraction and polluting emissions:

1 — Reduction of the material intensity of goods and services.

2 — Reduction of the energy intensity of goods and services.

For both material and energy (1) (2), the industry council recommends that consumption per unit of good produced or service delivered be minimised. In the absence of environmental impact analysis, it was assumed that reducing material consumption and energy requirements would lead to less extraction work, fewer polluting emissions and wastes, and thus reduced environmental impacts throughout the whole life-cycle. From a dairy processing point of view, these could translate into limitations of material and energy losses. The introduction of processes offering higher production yields, processing equipments with improved energy efficiencies, or simply more efficient technologies (such as the PST process recently developed by Schuck & al. (2016)), could allow for successful implementations of these guidelines.

3 — Reduction of toxic compounds dispersions.

Similarly to the two previous guidelines, toxic compound dispersions (3) at all life-cycle stages must be reduced in order to restrict their potential effects on environment and human health. From an operational perspective, toxic emissions to air and water must be prevented. Should their generation not be avoidable, treatment systems should be put in place to deal with harmful substances in responsible ways.

The last four guidelines of the WBCSD were designed to promote sustainable solutions:

4 — Enhancement of material recyclability.

5 — Maximisation of sustainable use of renewable resources.

6 — Extension of product durability.

7 — Increase in service intensity of goods and services.

Reusing materials in the same or different processes (4) can usually reduce the needs in material extraction and energy production, thus potentially curtailing environmental impacts. The very large majority of dairy products being foods, dairy material recyclability as such is not practicable. It is likely however that the other materials involved in dairy products life-cycles (such as packaging materials and processing equipment) can be designed, or re-de-

signed, for partial or complete recycling. The same goes for the extension of product durability (6): although an increase in dairy product lifespans could minimise possible wastes (direct effects of such increases may seem obvious, but indirect effects, whether positive or negative, appear complex to fully appreciate), this guideline might be more relevant for non-food materials. For instance, the use of process equipment and consumables with longer useful life could lead to a decrease in the material extractions and the energy consumptions associated with dairy product life-cycles. In terms of the sustainable use of renewable resources (5), fostering their consumption instead of that of non-renewable resources is obviously supportive of a sustainable approach, with potential environmental impacts limitations. This recommendation seems to be applicable in dairy production. In each stage of the life-cycles of dairy products, alternatives that enable the sustainable use of renewable resources could be explored. Last but not least, increasing service intensity (7) translates into the creation of an additional value for customers while reducing or maintaining constant environmental impacts (DeSimone & al., 1997). Omitting extension of product durability (which is mentioned above), this can be achieved by offering more flexibility in the use of the products. For example, and whenever possible, dairy ingredients can be re-designed to offer more functionalities, dairy products can be re-visited in order to be consumed in various additional ways, and processes can be re-engineered to allow for production of a wider range of dairy products.

While the eco-efficiency concept lies at the interface of the environmental and economic dimensions of business development, it can be observed that there is only one recommendation out of seven which is related to an increase in the value associated with the product or service (7). Even if all of them can contribute to a value increase, the vast majority of the guidelines are directly geared towards the potential reduction of environmental impacts. Logic would certainly suggest that implementing recommendations that have a potential to reduce environmental impacts (and even possibly increasing value) would lead to more eco-efficient products and services. In the absence of quantitative assessment of the likely effects these modifications would have, results seem however relatively uncertain. Another interpretation model of these guidelines was later suggested by the same business council (WBCSD, 2005). It presents four areas of opportunity for eco-efficiency improvement and identifies the potential actors: suppliers to re-design processing equipment, engineers to re-

engineer manufacturing processes, product development teams to (re-)valorise by-products, and marketers to re-think the customer-product (or customer-service) relationship. The main idea remains the same: efforts must be taken to ensure higher yields and efficiencies at production stages, and products should be re-visited to optimise their associated value — application of eco-efficiency principles thus creating increased value for customers through the sustainable use of resources. Once again, however, effects on eco-efficiency can be very difficult to appraise without careful quantitative assessments.

Nevertheless, adding such guidelines to the eco-efficiency concept appears to have encouraged the adoption and the promotion of this management philosophy by many recognised organisations and business communities.

4.4.2. Implementation of the eco-efficiency concept

Since the evolution of eco-efficiency from concept to concrete and applicable guidelines, evidence of growing interests emerged. The WBCSD conducted eco-efficiency workshops in many parts of the world, while several United Nations (UN) agencies, the Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD), the European Commission, and many national governments started promoting awareness of eco-efficiency (UNEP-DEPA, 2000; UNEP, 2004; UNCTAD, 2004; UNESCAP, 2009; OECD, 1998; OECD, 2000; NRTEE, 2001). The business community promptly followed with publications of manuals and managerial guides suggesting concrete actions for eco-efficiency improvements in their respective fields. More specifically, several guides and manuals have been produced by a wide range of relevant authorities in order to present and explain the concrete actions that can be taken to improve eco-efficiency in dairy processing. The recommended actions for eco-efficiency improvements in dairy processing according to the main guides and manuals specifically dedicated to this topic are presented in table 4.2. The data were gathered from the available guides and manuals encouraging dairy processors to adopt measures promoting eco-efficiency and sustainability improvements. Since encouraging progress toward sustainability improvements is not exclusive to the eco-efficiency concept, several of these guides and manual are in connection with other concepts which show very strong ties with the eco-

efficiency concept and guidelines (such as the concept of Cleaner Production developed by the United Nations Environment Program (UNEP-DEPA, 2000) — which later adopted the eco-efficiency concept (UNEP, 2004)). Considering what has already been stated in the above sections of this paper, it is not surprising to note that, first and foremost, the recommended actions can be divided into four fields: water, energy, raw materials, and waste related recommendations, and secondly, the vast majority are related to potential reductions of environmental impacts. If the links between the recommendations and the WBCSD's eco-efficiency guidelines on material and energy intensities and polluting emissions (1, 2, & 3) are rather obvious and direct, the links with the WBCSD's guidelines related to durability and service (6 & 7) are less evident and in most cases indirect.

It seems likely that, as explicitly expressed by the Canadian National Round Table on the Environment and the Economy (NRTEE, 1997), the authors of these guides and manuals considered that, regarding eco-efficiency, the materials and energy intensity goals are feasible and relevant to sustainable development, but that the goals on service and durability are less relevant. Either way, it is apparent that various opportunities exist to improve energy and material efficiencies in the dairy processing industry. Implementation of these recommendations could have significant effects on the environmental impacts associated with the dairy processing stage of the dairy products life-cycles — effects on water footprint, non-renewable energy use, and greenhouse gas emissions, to name but a few. In 1998, the OECD noticed that, in the adoption of the eco-efficiency management philosophy, companies addressing the full life-cycles of their products and services were a minority (OECD, 1998). And indeed, the life-cycle perspective implied by the eco-efficiency concept does not stand out in the recommendations reviewed here. They are limited to actions to be taken at the dairy processors while actions for eco-efficiency improvements should cover greater areas than that specifically within the company's boundaries. In strict logic, upstream and downstream activities should therefore be involved when undertaking eco-efficiency improvements. In accordance with the proverbial management adage that you can't manage what you don't measure, the OECD encouraged the use of Life-Cycle Analysis (LCA) to assess environmental impacts

since 1998. Based on similar considerations, the UNEP and the NRTEE concurrently recommended that guidelines implementation be supplemented by assessments and measurements in order to concretely monitor intensity and eco-efficiency improvements.

While it may seem attractive for companies to engage in eco-efficiency improvements, the lack of incentives can, however, understandably discourage many candidates.

Table 4.2: Recommended actions for eco-efficiency improvements in dairy processing according to the main dedicated guides and manuals (● : present, — : absent).

Corresponding WBCSD's eco-efficiency guidelines are indicated in last column for each recommendation.

Field	Recommended action	Manual or guide										Related WBCSD's guidelines	
		Wardop Engineering, 1997	UNEP-DEPA, 2000	UNEP, 2004	IDF, 2005	EPA Ireland, 2008	Wang, 2008	AIJG, 2010	EnergyStar, 2011	NRCOE, 2011	De Jong, 2013		
Water	Use continuous processing rather than batch processing to reduce cleaning frequency.	●	●	—	—	—	—	—	—	—	—	—	(1) (2) (3) - - (6) (7)
	Improve equipment maintenance to avoid water leakage.	●	●	—	—	—	—	—	—	—	—	—	(1) (2) - - - (6) -
	Implement automated Cleaning-In-Place (CIP) systems for water use optimisation.	●	●	—	—	—	—	—	—	—	—	—	(1) (2) (3) - - - (6) -
	Perform cleaning tasks using high pressure and low volume to reduce water consumption.	●	●	—	—	—	—	—	—	—	—	—	(1) - - - (4) (5) (6) (7)
	Reuse relatively clean waste-waters for non-critical applications.	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	(1) - - - (4) (5) (6) (7)
	Recover condensates.	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	(1) - (3) (4) (5) (6) (7)
Energy	Install membrane systems to improve water recovery (mainly reverse osmosis).	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	(1) (2) (3) - - - (6) (7)
	Replace the least energy-efficient equipments with more energy-efficient ones.	●	●	—	—	—	—	—	—	—	—	—	(1) (2) (3) - - - (6) (7)
	Improve equipment maintenance to enhance overall energy-efficiency.	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	(1) (2) (3) - - - (6) (7)
	Control and monitor energy usage.	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	(1) (2) (3) - - - (6) (7)
	Size motors and pumps for maximum efficiency — Use frequency converters where applicable.	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	(1) (2) (3) - - - (6) (7)
	Optimise boiler and cooling system operations for maximum efficiency.	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	(1) (2) (3) - - - (6) (7)
	Improve insulation of heating and cooling systems (including pipeworks).	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	(1) (2) (3) - - - (6) (7)
	Recover heat wherever possible (from milk fluids, water, steam, condensate, and CIP solutions).	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	(1) (2) (3) - - - (6) (7)
	Use alternatives source of energy (biofuel, solar and wind energy).	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	(1) (2) (3) (5) - -
	Use non-thermal alternatives to heat treatments.	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	(1) (2) (3) (5) - -
	Use membrane filtration for (pre)concentration when possible.	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	(1) (2) - - - (6) (7)
	Adapt lighting use and maintenance — possibly replace with new lighting technologies.	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	(1) (2) - - - (6) (7)
Raw materials	Optimise product formulation to improve yields.	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	(1) - - - - - (7)
	Improve process control to minimise raw materials and product waste.	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	(1) - - - - - (7)
	Valorise by-products (whey, permeates) to minimise waste and improve value.	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	(1) - (3) (4) - (6) (7)
	Recover losses (cheese fines, start-up and shut-down losses).	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	(1) - - (4) - (6) (7)
	Maximise product recovery during cleaning.	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	(1) - - (4) - (6) (7)
	Use membrane to recover resources.	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	(1) - (3) (4) - (6) (7)
Waste	Monitor and control waste (opportunities for improvement).	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	(1) - (3) (4) - (6) -
	Implement on-site waste-water treatments.	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	(1) - (3) (4) - (6) (7)
	Establish a waste recycling system.	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	(1) - (3) (4) - (6) (7)
	Optimise and control chemical dosage of cleaning solutions.	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	(1) - (3) - - (6) (7)
	Recover chemicals in waste-waters.	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	(1) - (3) (4) - (6) (7)
Use biodegradable chemicals, find alternative to chemicals (ozone, UV).	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	(1) - (3) - - - - -	

4.4.3. Incentives and challenges

Eco-efficiency is a concept, a management philosophy, and a framework of development, but it is not a norm or a policy: implementation is done on a totally voluntary basis. According to the OECD, it is not even sufficient on its own as a basis for policy making (OECD, 1998). It seems, nevertheless, that regulations originating from governmental authorities is what would prompt most companies to engage in eco-efficiency improvements. There are, of course, incentives related to the environmental reputation of companies. A poor reputation on this matter can certainly damage sales while a good one can have the opposite effect, but it seems that many companies only respond to such pressures when forced to do so (DeSimone & al., 1997). As a result, most organisations promoting the eco-efficiency concept are in favour of changes in national and community-specific legislations that would leverage business for more eco-efficiency (WBCSD, 2005; OECD, 2000). For instance, market prices could reflect the full environmental costs of production and consumption, or taxes could be shifted from labor and profit to resource use and pollution (DeSimone & al., 1997). These kinds of incentives could not only reward eco-efficiency improvements, encourage the creation of new products and services, and guide innovation toward sustainable development, but, by extending the producers' responsibilities, it could also put pressure on stragglers and urge them to take the leap.

At the end of the 1990's, the eco-efficiency concept seemed to have the potential for creating great benefits to business and society, but more was clearly required from its advocates. On the one hand, incentives from governmental authorities were requested, and on the other hand, ways of measuring eco-efficiency improvements were found to be necessary.

4.5. Measuring eco-efficiency

By the beginning of the 2000's, the organisms which had chosen to promote the eco-efficiency concept had all reached the conclusion that eco-efficiency measurements were required in order for improvements to be accomplished.

4.5.1. Efficiency and intensity assessments

To ensure effectiveness of improvements, it is essential to develop assessments allowing for measurements of what is getting better and what is not. While the WBCSD suggested that eco-efficiency measurements should allow for quantification and comparison of how much value was generated per unit of environmental burden or unit of resources consumed (WBCSD, 2000b), most of the initial suggestions on eco-efficiency measurements were in fact intensity assessments. As noted by Maxime & al. (2006), the work on eco-efficiency assessments in the food and beverage manufacturing sector yielded two types of indicators: intensity indicators and eco-efficiency ratios. The former expresses the amounts of resources consumed per unit of production, whereas the latter may be assimilated to their opposite since they correspond to ratios of production value over environmental influence. The production value can be physical (volume, quantity) or financial, and the environmental influence represents the corresponding environmental burdens in terms of amounts of resources used or pollution generated. The main indicators recommended for eco-efficiency measurements in dairy processing were gathered from the available guides and manuals encouraging dairy processors to measure eco-efficiency and are presented in table 4.3.

It seems reasonable to think that many dairy processors across the globe developed and implemented their own eco-efficiency measurements. However, the sector being obviously very competitive, there does not appear to be more available information than that already found. Analysis of the suggested indicators shows nothing unexpected: the indicators were easily organised in the same fields as the ones from table 4.2, and, as explained by the UNEP (2004), most of the indicators are derived from the key performance indicators already in use by dairy processors — except for the emission-related ones, which made their first appearance. According to the guides and manuals to which references are made in table 4.3, intensity indicators and eco-efficiency ratios can be used for tracking and ensuring continuous improvements, identifying and prioritising opportunities for improvements, and setting goals for improvements. Some limitations must however be highlighted. Firstly, the creation by each author of very similar but different indicators and terminologies betrays an absence of con-

sistency which could be detrimental to the dissemination and implementation of such measurements. Then, as already pointed out above, although the life-cycle perspective is put forward in the eco-efficiency concept, it does not seem to be embraced in the suggested indicators. The system boundaries to consider for the measurements are rarely mentioned, and indicators do not directly account for the environmental impacts associated with upstream and downstream actors. Furthermore, concrete environmental impacts are mostly absent apart from GHG emissions. Similarly, the value notion appears to be relatively ambiguous. Eco-efficiency measurements of this kind are consequently flawed: quantified improvements can potentially be carried out without economic benefits, and there are real dangers that a reduction in one resource intensity can obscure deteriorations in various environmental dimensions.

Desires for standardised definitions and decision rules for calculating and reporting eco-efficiency indicators were expressed since the early 2000's (OECD, 2000; WBCSD, 2000b; NRTEE, 2001). The standard on eco-efficiency assessments (ISO, 2012) developed by the International Organisation for Standardisation (ISO) aimed at meeting these expectations.

Table 4.3: Recommended eco-efficiency indicators according to the main guides, manuals, and articles produced before eco-efficiency assessments were normalised.

Names of the indicators are the ones suggested by the authors of the respective publications. (*) — indicates that the publication is dedicated to dairy processing.

Field	Indicator	Manual, guide, or article						
		NDCC, 1997 (*)	UNEP-DEPA, 2000 (*)	NRTEE, 2001	NRCOEF, 2001 (*)	UNCTAD, 2003	UNEP, 2004 (*)	Maxime & al., 2006
Water	<u>Water intensity</u>	—	—	—	—	—	—	•
	Volume of water entering boundaries / Mass, Volume, or Unit of product	—	—	—	—	—	—	•
	<u>Unit water use</u>	•	—	—	—	—	—	—
	Volume of water use / Volume of raw milk received or processed	—	—	—	—	—	—	—
Water	<u>Water reuse</u>	—	—	—	—	—	—	—
	Volume of water reuse / Volume of water use	—	—	—	—	—	—	—
	<u>Water use indicator</u>	—	—	—	—	—	—	—
	Volume of water use / Unit of net value added	—	—	—	•	—	—	—
Energy	<u>Energy intensity</u>	—	—	—	—	—	—	—
	Energy used within boundaries / Mass, Volume, or Unit of product	—	—	—	•	—	—	—
	<u>Fossil energy intensity</u>	—	—	—	—	—	—	•
	Quantity of fossil energy used / Unit of product	—	—	—	—	—	—	—
	<u>Electrical energy use</u>	—	—	—	—	—	—	—
	Total electrical energy used / Total volume of raw milk received	•	—	—	—	—	—	—
Energy	<u>Thermal energy use</u>	—	—	—	—	—	—	—
	Total thermal energy used / Total volume of raw milk received	•	—	—	—	—	—	—
	<u>Energy use indicator</u>	—	—	—	—	—	—	—
	Total energy used / Unit of net value added	—	—	—	—	—	—	•
Materials	<u>Raw material efficiency</u>	—	—	—	—	—	—	—
	Total mass of product / Volume of raw material consumed	—	—	—	—	—	—	—
	<u>Packaging intensity</u>	—	—	—	—	—	—	—
Total mass of packaging used / Volume of production	—	—	—	—	—	—	—	
Waste	<u>Waste intensity</u>	—	—	—	—	—	—	—
	Mass of waste leaving boundaries / Mass, Volume, or Unit of product	—	—	—	—	—	—	—
	<u>Organic residue intensity</u>	—	—	—	—	—	—	—
	Total dry mass of organic residual materials / Volume of production	—	—	—	—	—	—	—
	<u>Organic waste intensity</u>	—	—	—	—	—	—	—
Total dry mass of organic waste / Volume of production	—	—	—	—	—	—	—	
Waste	<u>Organic pollution intensity</u>	—	—	—	—	—	—	—
	Biochemical Oxygen Demand of Effluent (BOD) / Volume of production	—	—	—	—	—	—	—
	<u>Waste production indicator</u>	—	—	—	—	—	—	—
Total mass of waste produced / Unit of net value added	—	—	—	—	—	—	•	
Emissions	<u>GHG emission intensity</u>	—	—	—	—	—	—	—
	Mass of GHG emissions / Volume of production	—	—	—	—	—	—	—
	<u>GHG intensity</u>	—	—	—	—	—	—	—
Mass of GHG emissions / Quantity of energy consumed	—	—	—	—	—	—	—	
<u>Global warming indicator</u>	—	—	—	—	—	—	—	
Mass of GHG emissions / Unit of net value added	—	—	—	—	—	—	•	

4.5.2. A normalised assessment method

The ISO 14045 standard sets out the principles, the requirements, and the guidelines for the eco-efficiency assessment of product systems (ISO, 2012). The standard presents eco-efficiency as an aspect of sustainability relating the environmental performance of a product system to its product system value. The product system concept is particularly relevant to dairy processing as it refers to a collection of unit processes with elementary and product flows, performing one or more defined functions, and which models the life cycle of a product. As regards the so-called environmental performance, the standard requires it be evaluated using the LCA method. Eco-efficiency assessments consequently share with LCA many important principles such as life cycle perspective, functional unit approach, and iterative nature (ISO, 2012).

4.5.3. Assessing environmental impacts with Life Cycle Assessments

Often described as a decision-making tool, LCA is in fact a comprehensive approach that makes it possible to assess all the potential environmental impacts of a product, company, or service, over its entire life-cycle. While there are various methods for environmental impact assessments, LCA is, according to Bellini & al. (2011), the most recognised method at world-wide level. It is also the only method which is standardised since LCA must be carried out in accordance with the ISO 14040 and ISO 14044 standards (ISO, 2006a; 2006b).

These standards detail the principles and framework of LCA (ISO 2006a) and its requirements and guidelines (ISO, 2006b). The ISO 14044 standard divides LCA into four steps. During the first step, the functional unit, a reference unit used to quantify the performance of the system examined, is determined based on the chosen objectives of the study and the function of the system. An inventory, called Life Cycle Inventory (LCI), is carried out during the second step. The LCI step involves quantifying all the materials and energy flows entering (raw materials, ingredients, energy, etc.) and leaving (product, co-product(s), emissions to air and water systems, etc.) the system, such as the ones presented in figure 4.1. These flows are then converted into environmental impacts during the third step. This conversion requires

impact analysis models (so called « characterisation models and factors ») in order to quantify and possibly aggregate the potential environmental impacts into categories such as Human Health, Ecosystems Quality, Climate Change, or Resources — to mention only some categories from the « Impact2002+ » impact analysis method (Humbert & al., 2012). Despite their validity as climate change impact criteria, the single-criteria approaches such as fossil fuel consumption and carbon footprint fail to estimate the potential impacts within the other environmental dimensions (Jolliet & al., 2010). The fourth and final step allows for a discussion on the LCA results in order to draw conclusions, recommendations, and decisions, in accordance with the objectives and the scope of the analysis defined during the first step (ISO 2006b). LCA is a burdensome and possibly expensive process but it is the method of environmental impact analysis which delivers the highest level of assessment (Bellini & al., 2011; Leroix, 2014). However, multiple impact analysis models are currently being developed. As they are not equivalent, the robustness of the results must be tested through sensibility analysis to avoid ill-adapted interpretations. Similarly, uncertainties related to data and impact analysis models must be rigorously assessed since these evaluations are a crucial point for the credibility of LCA (Benetto, 2005).

While it is not the main purpose of this work, it would not be complete without dwelling briefly on the LCAs completed in the dairy sector. On this matter, several extensive review works have been carried out: IDF (2009), FAO (2010), Milani & al. (2011), Quantis et al. (2011), Djekic & al. (2014), and Finnegan & al. (2017). Mainly two types of LCAs are conducted in the dairy sector: those on milk production (dairy processing stage excluded), which are the most numerous (Nutter & al., 2013; Van Middelaar & al., 2011), and those on dairy products such as fluid milks, cheeses, and yogurts. Comparing results within the available LCAs of the second type is challenging because of differences in system boundary definitions, functional unit choices, regional and industrial contexts, or in impact analysis methods. For this very reason, guides designed to standardise LCA methodology in the dairy sector have been produced by different organisms such as the International Dairy Federation (IDF, 2005b; IDF, 2015) and the Quebec dairy processors council (Quantis & al., 2011). In the most recent review work dedicated to LCAs on dairy products (Finnegan & al., 2017), the authors focused on three environmental impacts associated with the life-cycle of cheese

(from cradle to the exit gate of the processing plant): global warming potential (GWP), acidification potential (AP), and eutrophication potential (EP). In addition to enabling evaluation of a wide range of impacts, LCA allows for contribution assessments both in terms of life-cycle stages and materials and energy flows (provided that LCI is done in sufficient detail). For instance, this review shows that raw milk production is the main contributor and processing the second largest contributor to GWP, AP, and EP (in different proportions however). Similarly, considering the processing life-cycle stage only, GWP is mainly driven by energy usage, AP by packaging material consumption, and EP by wastewater generation (with variations depending on volumes and treatment strategies employed).

Although LCA requires significant data gathering efforts at the LCI step, its mandatory character finally allows for eco-efficiency assessment not only to embrace the life-cycle perspective, but also, to quantify the environmental burden in a comprehensive manner, and to avoid shifting of impacts from one environmental dimension to another. The same does not seem to apply for the product value.

4.5.4. Determining the associated value

As regards environmental impact assessment, the ISO 14045 standard leaves no choice but to use the standardised LCA methodology. In contrast, the choice of product value is still very open. As long as the product value is quantifiable with reference to the same functional unit as that used for the environmental impact assessment, it can be a functional value, a monetary value, or any other type of value (ISO, 2012).

In its original spirit, the eco-efficiency concept puts forward economic values as product or service values. From the introduction of eco-efficiency measurements, the WBCSD suggested that net sales and net profit could both be used as product and service values (WBCSD, 2000). In what seems to be one of the only two available papers presenting eco-efficiency results in dairy processing (with Lindgaard-Jørgensen & al., 2016), Van Middelaar & al. (2011) mentioned that economic performance in such assessments can be measured as gross value added, production costs, or income. They also suggested that profit be used as such

value, in order to gain insight into the economic position of chain actors and their ability to invest in improvements. In contrast with net sales, gross value added, and production costs, net profit has the significant advantage of providing clear profitability data. Since it considers all operating expenditures (both direct and indirect) and total revenues, opting for net profit ensures that breakdowns of all incoming and outgoing economic flows are included in the product value calculation at the processing stage. Moreover, net profit computation can be used to estimate minimum production levels from which processes begin to be economically profitable (Desforges & al., 2012). Incidentally, Peters (2005) took advantage of this property in a study on the economical reverberations of production scales and whey treatment strategies in cheese production. For instance, net profit calculations made it possible for Peters to estimate, under the study conditions, that when liquid whey sells at 0.32US\$ per kg, the sales price of milk protein concentrates (34% proteins) must be higher than 1.15 US\$ per kg to avoid negative cash flows. Similarly, if milk protein isolates (90% proteins) sell at 5.00US\$ and whey powder at 0.70US\$ per kg, opting for the latter will generate higher profits.

When it comes to dealing with economics and life-cycle perspective, Life Cycle Costing (LCC) methodologies might come in handy. LCC was formally introduced in 2008 by the Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC). This methodology allows for a complete assessment of total costs associated with the life-cycle of a product (Hunkeler & al., 2008). It accounts for acquisition costs, operating and possible maintenance expenses, and the potential end-of-life related costs (IFDD, 2016). Unlike LCA, LCC it is not a standardised methodology. However, it shares several principles with LCA such as boundaries definition (cradle-to-grave, cradle-to-gate, gate-to-gate) and expression of results in relation to a functional unit. Several types of LCC exist. Conventional LCC corresponds to the costing practices currently enforced in manufacturing companies: it only accounts for costs related to the processing stage of the product life-cycle, and the functional unit is the product. From a dairy processor point of view, conventional LCC goes back to calculations of purchasing and production expenses. Environmental LCC is done in conjunction with an LCA, with the same boundaries and functional unit (Hunkeler & al., 2008). LCI involving listing all materials and energy flows entering and exiting the system, it can effectively serve as a basis for

LCC and thus reduce the related workload, which is a significant asset. Depending on boundaries definition (from one to all the actors of the product life-cycle), environmental LCC can either help in linking the financial profitability and environmental impacts of the product from the dairy processor point of view, or concomitantly assess the economic and environmental dimensions of the product from a value chain perspective. Although the latter option might seem particularly appropriate for an entity that would require a sector point of view (such as a regulatory body), there is little doubt that, in a decision-making context, dairy processors would be more interested in the former. In that case, it seems reasonable to assume that an environmental LCC would be reduced to a conventional LCC coupled to an LCA.

Such approach presents significant interests. Not only does it make it possible for concurrently assess economical value and environmental impacts, but it also allows for the calculation of net profit and profitability thresholds, two useful indicators for decision makers in manufacturing industries (Desforges & al., 2012). In the approach suggested by the ISO standard, product system value assessment and LCA are preceded by goal and scope definition (including boundaries). Eco-efficiency assessment then continues with quantification of eco-efficiency.

4.5.5. Eco-efficiency indicators

In order to quantify eco-efficiency, the standard organisation endorsed the use of eco-efficiency ratios as earlier suggested by the WBCSD (2000). These ratios thus became Eco-Efficiency Indicators (EEI) and are designed to express generated value per unit of environmental influence.

As expressed in the ISO standard, EEIs are calculated by dividing the product value by its associated environmental impact (both expressed with respect to the chosen functional unit). As several impact analysis methods and environmental impact categories exist, multiple EEIs are usually calculated. For instance, in what appears to be the only available eco-efficiency assessment in dairy processing based on the ISO 14045 standard, Lindgaard-Jørgensen & al.

(2016) used the CML2001 impact analysis method (JRC, 2001) and assessed the environmental performance of the dairy system studied through eight environmental dimensions. Eight EEIs were thus calculated, one for each environmental impact assessed: EEI-1 expressed in €/kg CO₂ eq. (climate change), EEI-5 in €/kg SO₂⁻ eq. (acidification), and EEI-8 in €/kg C₂H₄ eq. (photochemical ozone formation), to mention but a few. While several impact analysis methods offer possible aggregations of a relatively large numbers of impacts into a smaller number — Eco-Indicator 99 (DMHSPE, 2000), Impact 2002+ (Humbert & al., 2012) — this practice is likely to hide potentially important information about the eco-efficiency performance (WBCSD, 2000). In such a case, result analysis must therefore be done cautiously in order to identify any potential deteriorations among the aggregated environmental impacts. In the form suggested by the ISO, an increase in the value of an EEI reflects a positive performance improvement. While this can be useful when comparing eco-efficiency assessments results, there is however a danger that the value of an EEI increases without a real improvement in the environmental parameter, or even worse, with a degradation of the associated environmental impact. With a sufficient increase in value, EEI values can indeed increase despite expansions of the environmental impacts.

The final and ultimate step of eco-efficiency assessments according to the ISO standard is result interpretation. Even if it might be assumed that the use of EEIs certainly simplify this last stage, several difficulties could still be encountered. Firstly, results are evidently only valid in the scope defined at the first step. Eco-efficiency improvements within narrow boundaries could therefore obscure the shifting of impacts towards other actors of the product life-cycle. Similarly, EEIs based on aggregated environmental impacts must be examined in depth to ensure that potential improvements are not the result of shiftings of impacts between several environmental dimensions. Also, and as already mentioned, to align with the concept key aspects, eco-efficiency improvements should not be obtained at the expense of the environmental dimension. Furthermore, besides the comparison of EEIs, analysis of the contributions of the materials and energy flows in both product value and environmental impacts could allow for hot-spot identifications and thus potential improvement opportunities. Finally, EEIs being based on measurements, calculations, and impact analysis models, a degree

of uncertainty is associated with each result. Uncertainty assessment is therefore suggested by the ISO standard in order to fully appreciate the limitations of the results.

As shown in figure 4.2, it is the slow progress in the diverse dimensions of the concept which have led eco-efficiency assessment up to a standardised method. Following concept description and guidelines for eco-efficiency improvements, eco-efficiency assessments were introduced, and then supplemented with the rigorous environmental impact assessments it was lacking to become a promising standard. In the light of the advances of the last thirty years, it seems reasonable to assume industrialists are now being given the required tools to delink economic growth from resources consumptions and environment degradation, with the ISO 14045 standard bringing the required rigorousness and clarifications to the measurement of eco-efficiency. Nevertheless, the necessary data collection can still be very challenging and burdensome and additional tools may prove useful.

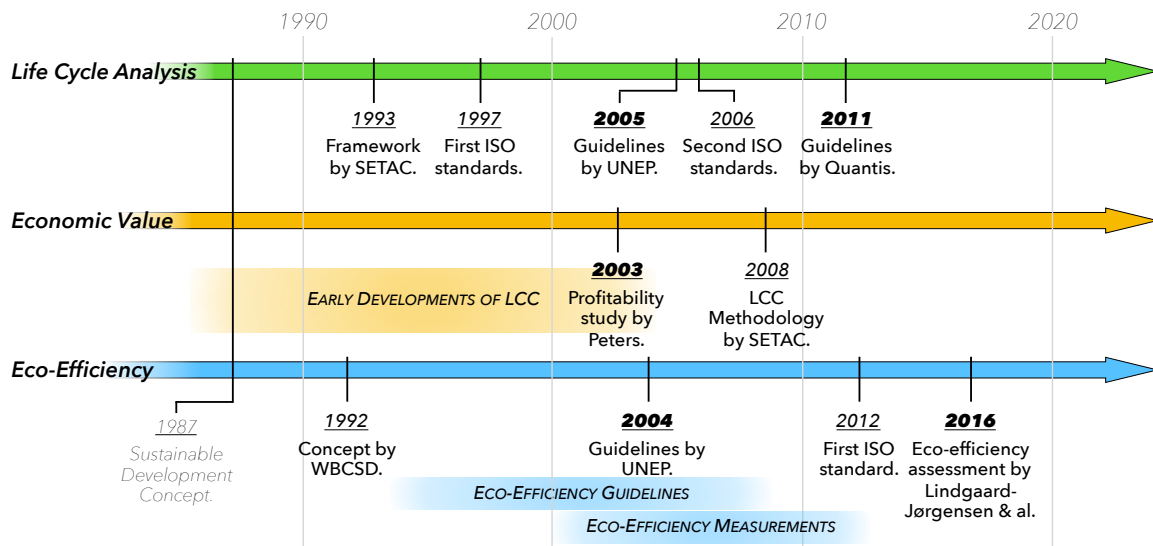


Figure 4.2: Historical timeline of the main advances related to eco-efficiency assessments. Dates in bold indicate a dairy processing related event.

4.6. Process simulation as support for eco-efficiency assessments

Data collection and LCA are two critical aspects of eco-efficiency assessments. Gathering an inventory of all the materials and energy flows can necessitate conducting surveys and taking

measurements among a wide group of stakeholders. In the likely case that such data are not available, there might be opportunities to compute inventory results from generic information, to extrapolate on the basis of data from pilot experiments, or to estimate the missing data from some collected on similar processes. In all these scenarios, besides the difficulties related to data access and time and economic considerations, the data gathered for the eco-efficiency assessment can be very different from the actual data it is supposed to represent. It could thus lead to inconsistent assessments results and be associated with significant uncertainties, both posing the risk of improper interpretation of the results. As for LCA, in addition to relying on data collection, it requires some expertise that most decision-makers in dairy processing might not have. On that basis, tools such as EcodEX (Schenker & al., 2014) have recently been developed. Even if such a tool can certainly ease the LCA step of eco-efficiency assessments, carrying out inventories on material and energy flows are still required (without the disappearance of the associated difficulties) and this is not specific to the dairy processing activity. Improved process simulation softwares, however, seem to be able to provide a valuable help for eco-efficiency assessment in dairy processing.

4.6.1. Presentation of process simulation

Process simulation enables the analysis of a process or a system by means of mathematical models (Bimbenet & al., 2007). In the fuel, chemical, and pharmaceutical industries, process simulators are omnipresent. These tools are not only used to rapidly and cost-effectively design more sustainable processes, but also to assess and optimise existing processes (Jouliat, 2008). Process simulators are computer programs which, over the whole process, link modules representing unit processes to mass and energy balances (Tomasula & al., 2013). Process simulation is what Bimbenet & al. (2007) call a « tool for the exploration of possibilities ». It indeed enables mass and energy flow predictions of any modelled process and allows for rapid comparisons between different scenarios in a decision-making process. Process simulators have two main objectives: mass and energy balance for each unit process, and calculation of all the fluid flows parameters such as flow, composition, temperature, and pressure. Some of the softwares currently available also offer estimations of investment and operation

costs, environmental impact assessments, and optimisation of the process parameters. According to Joulia (2008), the most used commercial process simulators are Aspen Plus™, Chemcad™, Aspen HYSYS™, SimSci Pro/II™, and ProSimPlus™. Because the vast majority of these softwares are intended for chemical and petrochemical industries, they do not include the models required for dairy processing use. However, two studies on energy consumption, GHG emissions, and the economic aspect of fluid milk production were conducted in recent years (Tomasula & al., 2013; Tomasula & al., 2014) with the help of Super Pro Designer™, a process simulation software, dedicated to the industries in the biotechnology, pharmacology, chemical, mineral processing, and consumer goods fields (Intelligen, 2014).

4.6.2. Process simulation and eco-efficiency

The software used by Tomasula & al. (2013 & 2014) includes models for 140 unit processes, including membrane filtration. It allows for the setting of each fluid flow and process unit (in terms of temperature, pressure, and yield) and also includes a tool for calculations of wastewaters and volatile compounds productions. In regard to economical assessment, values must be provided by users. Because the software does not distinguish between the different energy sources, the authors of the studies had to develop a side-program capable of extracting energy consumptions from the software before converting them into GHG emissions using conversion factors from literature. In their 2013 study, Tomasula & al. used process simulation to compare GHG emissions of three different sizes of plants producing fluid milk (40, 114, and 227 million of litres per an). They concluded that, according to their models, the differences in volumes processed do not impact the carbon footprint results. The GHG emissions calculated were incidentally very close ($\pm 5\%$) to those from the results of published LCAs. In their 2014 study, they used the same method to compare several fluid milk pasteurisation technologies and concluded that the process responsible for the least GHG emissions was also the least costly and the one which resulted in the shortest product lifespan (Tomasula & al., 2014). Although eco-efficiency assessment of the modelled processes was not the goal in these studies, it is fairly obvious from these examples that process simulation can help dairy processors to look for improvements, whether it be regarding operating mode modifications

or implementation of new processes, and to observe potential impacts on energy consumption and costs without having to conduct costly operations.

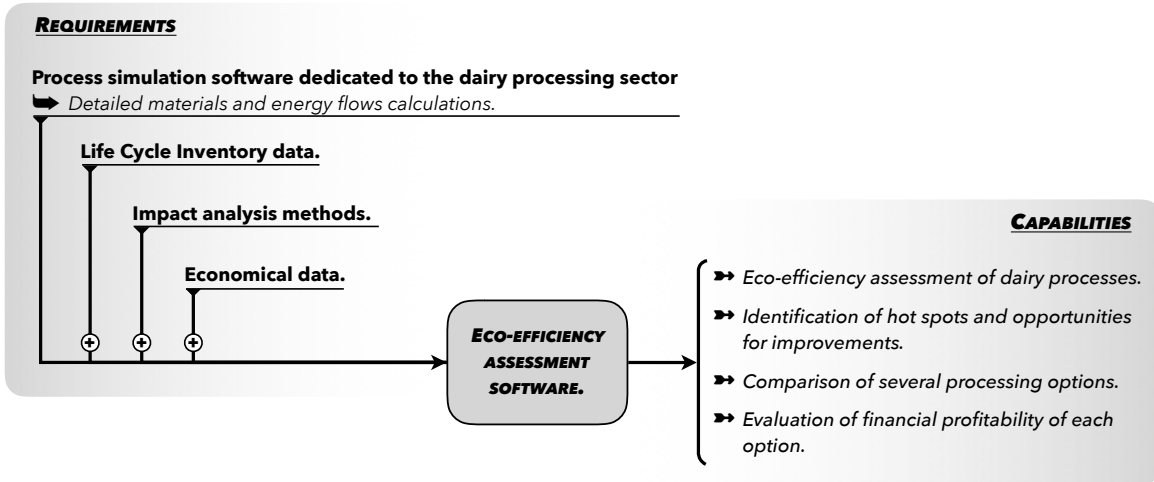


Figure 4.3: Requirements and capabilities of an eco-efficiency assessment software based on process simulation and dedicated to dairy processing.

Process simulation proves to be a practical tool for calculating materials and energy flows in detailed manners over a whole process. There is little doubt it could allow for quick calculations of the materials and energy flows required at the LCI step of LCA and thus reduce significantly the data gathering task. Not only could process simulation help generate the appropriate and detailed data required for eco-efficiency assessments of a process on hand, but above all, it could be used to generate the data required for assessments of alternative processes with reasonable accuracy. In relatively little time, and at affordable costs, the necessary data of several technologies and different operating processes could consequently be generated by simulations, enabling eco-efficiency assessments and useful comparisons of these processing options, and thus exceeding the possibilities offered by traditional data collection. As summarised in figure 4.3, it could be argued that a process simulator which would include dairy processing modules, LCI data, impact analysis methods, and economical data, would facilitate eco-efficiency assessments of dairy products and processes. In addition to allowing for eco-efficiency improvement researches within an existing process, it could be used to assess newer and alternative technologies, and also study the economical viabilities

of the modelled processes. If, admittedly, similar tools have recently been developed in different fields (Sproedt & al., 2015; Arampatzis & al., 2016), a process simulator dedicated to eco-efficiency assessment in dairy processing has not yet been developed.

4.7. Conclusion

It seems that, contrary to its initial ambitions, the WBCSD did not succeed in making eco-efficiency the business norm of the 21st century (BCSD, 1993). Although it has been promoted for over two decades, very few factual results of implementation are available, not to mention within the dairy sector. And this might be because it is not subject to a certified standard, a policy, or a regulation.

It is with the aim of promoting a « healthy competition » in the world of industry, by decoupling economic growth from the use of resources and the generation of pollutions, that the eco-efficiency concept was created by the BCSD at the beginning of the nineties. Eco-efficiency was first put forward as a mean to increase product and service values whilst reducing consumptions of resources and energies, and has always called for the adoption of a life-cycle perspective. From such a perspective, the dairy processing activity is, within the food production sectors, essentially a large consumer of natural resources. Early on, many organisms suggested actions specifically designed for dairy processors in order to improve their eco-efficiency. Suggestions for indicators then followed. However, in absence of restrictive regulations and comprehensive methodologies integrating the life-cycle perspective in eco-efficiency assessments, it was not only difficult to prove the usefulness of the eco-efficiency concept, but also to quantify thoroughly and accurately the potential improvements in eco-efficiency. To address these issues, the ISO published a standard for eco-efficiency assessments in 2012. Thanks to the ISO 14045 standard, a complete methodology imposing LCA as part of eco-efficiency assessment has emerged. While this standard brought the required rigorousness and clarifications to the measurement of eco-efficiency, several challenges remain related to the required inventories of materials and energy flows and the needs for specific competences to conduct in-depth LCAs.

While the dairy processing sector seems to have had a keen interest in the concept during the initial advances (dedicated guidelines followed by eco-efficiency measurements specific to the sector), it does not appear to have actually embraced the standardised eco-efficiency assessment methodology. However, the advent of process simulation tools could certainly help in easing the necessary inventory of materials and energy flows, and therefore contribute to the accessibility and use of eco-efficiency assessment in the dairy processing sector. Then, perhaps, eco-efficiency assessments in dairy processing will enter the second wave of its development.

5. ÉVALUATION DE L'ECO-EFFICACITE PAR SIMULATION DE PROCÉDES DANS LE DOMAINE DE LA TRANSFORMATION LAITIÈRE.

Les travaux présentés sous forme d'article dans ce chapitre ont permis de répondre à l'objectif (2) de la thèse : Développer un outil de simulation de procédés permettant l'évaluation de l'éco-efficacité des procédés de transformation des produits laitiers.

Suite à sa traduction, l'article présenté dans ce chapitre sera soumis au *Journal of Cleaner Production* au cours de la session d'été 2018.

Résumé

La simulation de procédé présente un grand intérêt pour l'évaluation de l'éco-efficacité puisque cette méthode permet de réaliser rapidement et à moindres coûts les inventaires de flux de matière et d'énergie nécessaires à cette évaluation. Cet article présente le développement d'un prototype de logiciel permettant l'évaluation de l'éco-efficacité des produits laitiers. Ce prototype repose sur un simulateur de procédés spécifiquement développé pour la transformation laitière afin de générer des inventaires détaillés de flux de matière et d'énergie. L'intégration de jeux de données d'impacts issus de la base de données EcoInvent permet de réaliser l'évaluation des impacts potentiels à l'environnement, tandis que la saisie d'informations économiques permet le calcul de la marge nette dégagée par le procédé. Le logiciel développé est structuré en trois modules. Le premier module permet à l'utilisateur, *via* une interface utilisateur graphique dédiée, de modéliser le procédé de transformations des produits laitiers de son choix à partir d'une bibliothèque d'éléments de procédés spécifiques à ce type de transformation, et de paramétrer l'ensemble de ces éléments. Le second module est en charge de l'ensemble des calculs nécessaires à l'évaluation de l'éco-efficacité. À partir de l'assemblage réalisé par l'utilisateur, du paramétrage des éléments de procédés, et des modèles mathématiques intégrés au programme, ce module réalise l'inventaire de flux de matière et d'énergie. Ce dernier est utilisé pour calculer la marge nette associée au procédé modélisé, et conjointement avec les jeux de données d'impacts intégrés aux bases de données du prototype, pour évaluer les impacts potentiels à l'environnement dans quatre catégories de dommages. Le dernier module permet la présentation et l'exploration des résultats par le biais d'une interface utilisateur graphique interactive. Ce module offre la possibilité de comparer plusieurs scénarios préalablement modélisés. Il propose aussi une interface d'exploration pour chaque indicateur d'éco-efficacité et présente des résultats de viabilité économique. Le prototype ainsi développé permet non seulement d'évaluer l'éco-efficacité des procédés modélisés, mais aussi d'identifier les opportunités d'amélioration, de comparer plusieurs scénarios de valorisation du lait cru, et d'évaluer la viabilité économique des scénarios modélisés.

5.1. Introduction

La transformation laitière est une activité industrielle qui, dans une perspective de cycle de vie, est à la fois consommatrice importante de ressources et est à l'origine d'émissions potentiellement polluantes (De Jong, 2013). Ainsi, bien que cette activité permette d'ajouter une valeur significative — nutritionnelle, organoleptique, durée de vie — au lait cru produit en amont (FAO, 2016), elle est associée à des impacts potentiels à l'environnement (IDF, 2009). Dans le contexte actuel de promotion d'un développement dit "durable", il apparaît pertinent d'appliquer les principes de l'éco-efficacité (EE) à l'activité de transformation des produits laitiers. En effet, l'EE est un concept apparu au début des années 1990 à la suite de l'introduction du concept de développement durable par l'Organisation des Nations Unies (UN-WCED, 1987). Le concept d'EE s'adresse au monde de l'entreprise et vise à dissocier la création de valeur de l'exploitation des ressources et de l'émission de polluants (BCSD, 1992). Tel que suggéré par Benoit & al. (2018a), il semble ainsi particulièrement bien indiqué pour les industriels de la transformation laitière.

Benoit & al. (2018a) ont montré que bien que le concept d'EE soit apparu il y a plus de 25 ans, son application au domaine de la transformation laitière est encore peu développée. Même si de nombreux guides de recommandations ont été produits à l'attention des transformateurs (UNEP, 2004 ; NRCOEE, 2001 ; etc) et qu'une norme ISO détaillant principes et lignes directrices de l'évaluation de l'EE a été publiée (ISO, 2012) — norme qui propose une évaluation parallèle des impacts environnementaux et de la valeur du produit ou service — la démarche d'évaluation de l'EE des procédés présente toujours d'importantes difficultés.

D'un côté, les inventaires de flux de matières et d'énergies (IFME) nécessaires à cette évaluation sont compliqués à réaliser à l'échelle industrielle. Les informations directement disponibles permettent rarement de distinguer les différentes lignes de production d'un même site et ne permettent donc pas d'identifier les opportunités d'améliorations. Les mesures précises et détaillées de ces flux ne sont pas toujours possibles et se révèlent souvent onéreuses et contraignantes, donc peu compatibles avec un contexte de production industriel. D'un autre

côté, les analyses de cycles de vie (ACV) rendues obligatoires par la norme ISO 14045 nécessitent non seulement de réaliser ces bilans de matières et énergies (BME) détaillés sur l'ensemble du cycle de vie du produit, mais aussi de disposer d'une certaine expertise dans ce type d'évaluation (ISO, 2006a et 2006b). Au Québec, la très grande majorité des transformateurs questionnés au cours de ce travail ne disposent ni d'IFME détaillés, ni de l'expertise nécessaire à la conduite d'ACV. Même si les récents travaux réalisés par Nestlé Research (Schenker & al., 2014) sur le projet EcodEX permettront certainement de faciliter l'étape d'analyse d'impacts des ACV, les travaux d'inventaires n'en seront pas simplifiés, l'atteinte d'un niveau de détails suffisant ne dépendra que des données disponibles chez l'industriel, et l'outil ne sera pas spécifique à l'industrie de transformation des produits laitiers.

À partir de ces informations, Benoit & al. (2018a) ont fait le constat — comme Sproedt & al. (2015) et Arampatzis & al. (2016) dans d'autres secteurs industriels — que la simulation de procédés pourrait se révéler d'un grand intérêt pour l'évaluation de l'EE des procédés de transformation des produits laitiers. Cette méthode d'étude permet l'analyse d'un procédé ou d'un système à l'aide de modèles mathématiques (Bimbenet & al., 2007) et il apparaît que sa capacité à calculer rapidement et à peu de frais les BME détaillés des procédés modélisés pourrait être mise à profit dans l'évaluation de l'EE des procédés de transformations des produits laitiers (Benoit & al., 2018a).

Cet article présente plusieurs objectifs. Le premier est la présentation d'une approche d'évaluation de l'éco-efficacité des procédés de transformations des produits laitiers par simulation numérique des procédés. Le second objectif est la description des exigences et des méthodes mises en œuvre dans le développement d'un tel outil, ainsi que la présentation et l'explication des fonctionnalités proposées. Enfin, le dernier objectif vise à la présentation d'un exemple complet d'utilisation du prototype développé pour l'obtention de résultats d'évaluation de l'EE.

5.2. Démarche proposée

5.2.1. Concept de base de l'outil

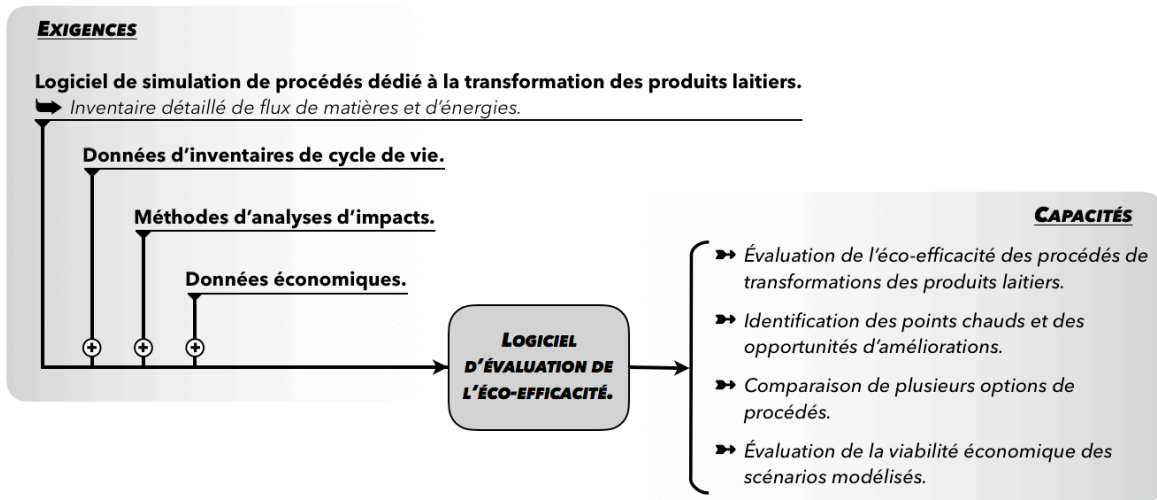


Figure 5.1 : Exigences nécessaires et capacités attendues du logiciel d'évaluation de l'éco-efficacité par simulation de procédés spécifique au domaine de la transformation laitière.

À la base de cette idée de logiciel d'évaluation de l'EE par simulation de procédés est le concept suivant : tel qu'illustré à la figure 5.1 et tel que présenté par Benoit & al. (2018a), un logiciel de simulation de procédés dédié à la transformation laitière permettrait de mener à bien les IFME des procédés modélisés. Cela permettrait ainsi de simplifier significativement une des principales difficultés identifiées de l'évaluation de l'EE. L'ajout de données d'inventaire de cycle de vie (ICV) et de méthodes d'analyse d'impacts permettrait la quantification des impacts potentiels à l'environnement associés aux procédés modélisés (soit l'autre principale difficulté identifiée de l'évaluation de l'EE), et la saisie de paramètres économiques permettrait le calcul de la valeur associée au procédé. Le rassemblement de ces méthodes au sein d'un même outil permettrait ainsi l'évaluation de l'EE des procédés modélisés — que ceux-ci soient basés sur procédés existants ou qu'ils intègrent des technologies alternatives ou des modes de conduites opératoires différents — mais aussi d'identifier les points chauds et les opportunités d'amélioration, de comparer plusieurs options de procédés remplissant la même fonction, ou encore d'évaluer la viabilité économique des procédés modélisés. Cela constituerait alors un outil intéressant d'évaluation de l'EE des procédés de transformations des produits laitiers à destination des industriels de ce secteur.

5.2.2. *Exigences relatives au développement de l'outil*

Tout d'abord, la réalisation d'un outil qui répond au concept détaillé ci-dessus nécessite le développement d'un logiciel de simulation de procédés qui soit spécifique à l'industrie laitière. La simulation de procédés est une technique d'étude informatique qui permet de modéliser mathématiquement un procédé, de simuler son fonctionnement, et d'obtenir et explorer les résultats relatifs au comportement du procédé réel que représente le modèle (Garrido, 2009). L'utilisation de la simulation de procédés permet, dans de nombreux domaines, de réaliser rapidement et à faible coûts, des études qui autrement nécessiteraient le développement et l'étude de prototypes souvent onéreux (Natro, 2011 ; Tomasula & al., 2013).

Une des premières exigences pour le développement de cet outil est de rendre possible la modélisation des procédés de transformations des produits laitiers. Dépendamment des produits et de leurs caractéristiques, des voies technologiques et des modes opératoires des procédés, et des échelles de production, une infinité de procédés peuvent potentiellement exister. Afin de permettre la modélisation d'une large gamme de procédés, une grande flexibilité lors de l'étape de modélisation est nécessaire. De façon générale, les procédés sont constitués d'un ensemble d'éléments — les éléments de procédés (EP) — parmi lesquels : les procédés unitaires (PU), les équipements de transport, distribution, et stockage des fluides laitiers entre les différents PU, et les utilités (tels qu'eau chaude, eau froide, vapeur d'eau, et solutions de nettoyage et désinfection, et comprenant production, distribution aux PU, et collection depuis les PU). Une façon non restrictive de proposer la modélisation des procédés est de permettre à l'utilisateur de l'outil de réaliser une libre association des EP.

Étant donné que chaque EP peut présenter un large éventail de caractéristiques, il est nécessaire d'identifier les paramètres propres à chaque EP. Ces paramètres peuvent être relatifs à la géométrie et au dimensionnement de l'EP — les paramètres fixes — ou être relatifs à son opération — les paramètres opératoires —, c'est-à-dire aux ajustements et réglages de fonctionnement. Il est donc nécessaire que ces paramètres soient accessibles et modifiables par l'utilisateur pour chacun des EP des procédés modélisés.

Tel que précisé dans la norme ISO 14045, qui décrit les principes, exigences, et lignes directrices de l'évaluation de l'EE des systèmes de produits (ISO, 2012), les impacts potentiels à l'environnement du système de produits dont on souhaite évaluer l'EE doivent être évalués par analyse de cycle de vie (ACV) selon les normes ISO 14040 et ISO 14044 (ISO, 2006a et b). Il convient donc, non seulement, de prendre en compte toutes les dimensions du cycle de vie des produits laitiers considérés, mais aussi de calculer les flux de référence des procédés modélisés à partir des bilans de matières et énergies obtenus par simulation, et d'évaluer les impacts potentiels à l'environnement à l'aide d'une ou plusieurs méthodes d'analyse d'impacts.

Que ce soit pour l'évaluation de l'EE des procédés modélisés ou pour l'évaluation de la viabilité économique de différents scénarios, le calcul de la valeur économique associée à ces procédés est nécessaire. Les données économiques requises pour ces calculs doivent donc pouvoir être saisies par l'utilisateur, et en accord avec la norme ISO 14045, les indicateurs économiques choisis pour quantifier la valeur associée aux procédés modélisés doivent partager les mêmes frontières que celles de la partie ACV de l'évaluation de l'EE (ISO, 2012).

Les résultats de l'évaluation de l'EE doivent évidemment être rendus accessibles à l'utilisateur et pouvoir être explorés. Toujours selon la norme ISO 14045, ces résultats prennent la forme d'indicateurs d'éco-efficacité (IEE) et sont calculés en divisant la valeur associée au procédé modélisé par les impacts environnementaux du procédé — les deux études devant partager frontières et unité fonctionnelle (ISO, 2012). Afin de faciliter la lecture et l'exploration des résultats (dont l'identification de points chauds), la présentation des résultats sous formes graphiques et l'évaluation des contributions aux impacts semblent particulièrement adaptées.

Enfin, pour remplir l'ensemble des exigences du concept, l'outil doit permettre la comparaison de plusieurs scénarios et l'évaluation de la viabilité économique des scénarios modélisés. L'interface de présentation des résultats doit donc offrir ces fonctionnalités, et les effets de la modification des paramètres économiques sur la viabilité économique des procédés modélisés devraient pouvoir être appréciés directement depuis cette interface.

5.2.3. Approche logicielle

Au vu des exigences, la partie simulation de procédés apparaît être l'élément central de cet outil. De façon générale, les logiciels de simulation de procédés présentent trois dimensions : le modèle, un programme de calcul des résultats de simulation, et un moyen pour l'utilisateur d'entrer des données et de récupérer des résultats (Natro, 2011). Pour le développement d'un prototype de cet outil, le logiciel a été structuré en trois modules :

- un module de modélisation des procédés : Module 1 (M1),
- un module de calculs des résultats à partir de l'ensemble des données disponibles (modèles intégrés au logiciel et données saisies par l'utilisateur) : Module 2 (M2),
- un module de présentation et exploration des résultats d'évaluation de l'EE et de viabilité économique : Module 3 (M3).

5.3. Modélisation des procédés

Le M1 constitue le premier module du prototype. L'objectif du M1 est de permettre à l'utilisateur de modéliser le procédé dont il souhaite évaluer l'EE.

5.3.1. Choix de réalisation et explications

Un procédé de transformation des produits laitiers est une succession de procédés unitaires mis en relations par un réseau hydraulique (RH) qui assure transport, distribution, et stockage des fluides laitiers (Tetra Pak, 2015a). Le RH est constitué de pompes, conduites, vannes, et cuves (Koller, 2002). L'ensemble est alimenté en énergie électrique et en utilités. Ces dernières rassemblent les médias caloporteurs (eau chaude et froide, vapeur d'eau), l'air comprimé, et les solutions de nettoyages et désinfection. Les utilités sont produites, distribuées, et collectées par des unités distinctes des PU, qui sont partagées par plusieurs PU et souvent même plusieurs lignes de production (Tetra Pak, 2015a).

Étant donné la diversité des procédés pouvant être réalisés avec une modeste gamme d'EP, et sachant que pour un même EP les équipementiers proposent des équipements d'échelles, de dimensions, et de capacités variables, mais aussi pouvant être opérés, réglés, et ajustés,

d'un nombre considérable de façons différentes, il a semblé pertinent de doter ce M1 d'une interface utilisateur graphique (IUG) munie d'un espace de modélisation, d'une bibliothèque d'EP, et d'un panneau de paramétrage tel que présentés à la figure 5.2.

L'IUG permet à l'utilisateur d'entrer les données relatives au procédé à modéliser dans le logiciel. En effet, il peut ainsi associer, librement, sans contrainte ni restriction, un nombre illimité d'EP à partir de la bibliothèque d'EP (qui comprend, elle, un nombre limité de type d'EP), par simple glissé-déposé vers l'espace de modélisation. Au lieu de se voir imposer une liste limitée de « procédés modèles », l'utilisateur dispose, avec cette façon de procéder, d'une grande marge de manœuvres pour réaliser l'association d'EP qui constituent le procédé à modéliser. Pour garantir une personnalisation complète des procédés modélisés, chaque EP peut aussi être entièrement paramétré, indépendamment du paramétrage des autres EP du même type *via* le panneau de paramétrage de l'IUG.

L'approche adoptée vise à offrir beaucoup de liberté à l'utilisateur. En contrepartie, elle demande un travail important de programmation informatique des algorithmes de calculs des résultats de simulation.

5.3.2. Méthodes de développement informatique

5.3.2.a. Environnement de développement

La totalité du prototype a été développé à l'aide de l'environnement de développement intégrée (EDI) Visual Studio (Microsoft Corp., Redmond, US-WA). Le choix s'est porté sur cet EDI pour son accessibilité, son IUG intuitive, et sa documentation complète, facilitant grandement les travaux de développements informatiques.

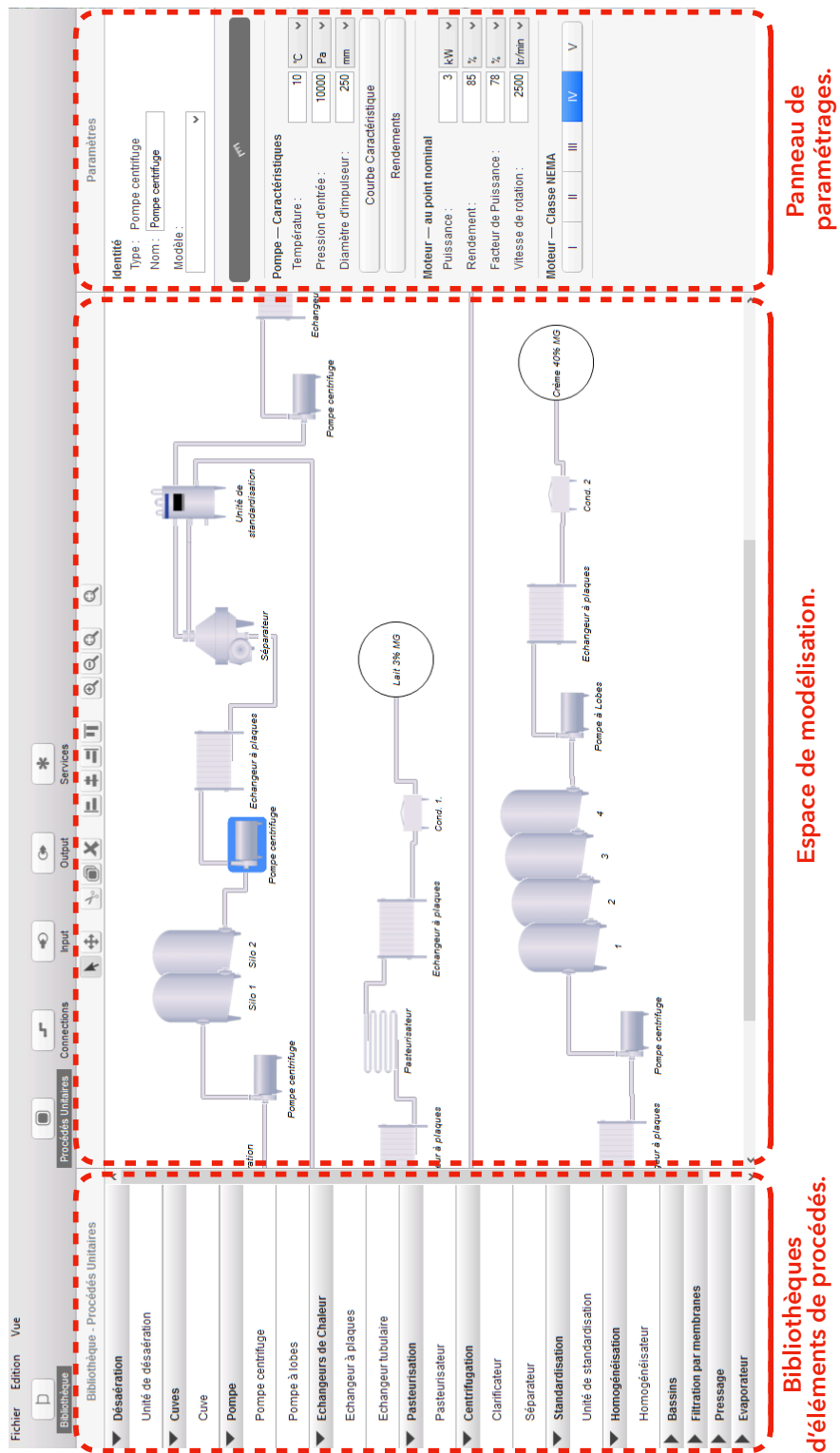


Figure 5.2 : Vue de l'interface utilisateur graphique du module de modélisation des procédés du prototype de logiciel d'évaluation de l'éco-efficacité des procédés de transformations des produits laitiers.

5.3.2.b. *Langage de programmation*

Pour ses similitudes avec le langage de programmation VisualBasic for Application (déjà connu de l'auteur principal de cet article) et ses capacités de programmation orientée objets (POO), la programmation du prototype a été réalisée en VisualBasic.NET (VB.NET). Largement promue par les auteurs d'ouvrages sur le développement de logiciels de simulation (Garrido, 2009 ; Naturo, 2011 ; Choi & al., 2013 ; etc.), la POO est un paradigme de programmation informatique qui, bien utilisé, offre, dans le cadre de la simulation de procédés, d'importantes opportunités de simplification des algorithmes de calculs et qui confère au logiciel développé une polyvalence et une flexibilité difficilement atteignables avec un langage de programmation procédurale (PP).

En PP, pour qu'un problème puisse être résolu, il est nécessaire que le développeur ait identifié que ce problème particulier pouvait être posé, et qu'il ait programmé spécifiquement la méthode de résolution de ce problème. La longueur du programme s'allonge ainsi avec le nombre de problèmes pouvant être résolus par celui-ci. Dans le cas de la POO, c'est la forme générale des problèmes pouvant être posés qui doit être identifiée. La méthode de résolution se limite à la programmation d'une logique globale applicable à l'ensemble de ces problèmes, et c'est lors de l'exécution du programme que le cheminement de résolution spécifique au problème se dessine.

En POO, à la différence de la PP, l'effort de résolution de problèmes est réparti sur un ensemble d'objets qui collaborent par envoi de messages (Bersini, 2011). Chaque objet est généré à partir d'un modèle appelé « classe » qui définit l'ensemble des attributs et des méthodes propres à cet objet. Un objet est ainsi une « instance de classe » qui partage les mêmes méthodes et attributs que les objets de la même classe, mais dont la valeur des attributs est généralement différente (Groussard, 2013). À l'étape de développement, ce sont d'ailleurs bien plus souvent des classes que des objets qui sont définies. Certains des attributs d'un objet pouvant renvoyer vers les objets avec lesquels il collabore (issus ou non de la même classe), les objets ont la possibilité de déléguer certaines tâches à leurs collaborateurs. Et puisque chaque objet s'occupe de ses propres attributs, lorsqu'un objet exige de s'informer

ou de modifier les attributs d'un autre, il charge cet autre de s'acquitter de cette tâche (Bersini, 2011). Comme nous le verrons plus loin, ces propriétés fondamentales de la POO font partie d'un ensemble plus large de propriétés de la POO mises à profit pour à la fois simplifier la programmation de ce prototype et le doter d'algorithmes de calculs polyvalents.

5.3.2.c. Infrastructure de développement

Le cadre .NET (Microsoft Corp., Redmond, US-WA) a été utilisé pour l'ensemble de la programmation. Le prototype étant voué à être exécuté dans un environnement Windows (Microsoft Corp., Redmond, US-WA), l'utilisation du cadre intégré aux systèmes d'exploitation de Microsoft simplifie considérablement le développement. En effet, ce cadre contient de nombreuses bibliothèques de classes (donc développées et éprouvées par Microsoft) dont l'utilisation lors du développement du logiciel a beaucoup réduit les travaux de programmation.

5.3.2.d. Gestion des données

Enfin, l'ensemble des données manipulées par le prototype a été organisé dans des bases de données relationnelles (BDD) exploitées par le langage de requête structurée SQL (IBM Corp., Armonk, US-NY). Dans le but de simplifier la formulation et l'exécution des requêtes, le composant de requête intégré au langage du cadre .NET (LINQ) a été utilisé. Ainsi, aussi compliquées puissent être les requêtes, celles-ci ont été formulées en VB.NET et directement intégrées à la programmation, sans qu'il ait été nécessaire de maîtriser le langage de programmation SQL.

5.3.1. Modélisation de procédés

C'est par le biais d'une IUG dédiée et développée spécifiquement pour cet outil que la modélisation des procédés est réalisée par l'utilisateur au sein du M1.

L'IUG développée se veut conviviale et simple d'utilisation. À cet effet, la modélisation des procédés se fait par simple glissé-déposé des EP depuis la bibliothèque vers l'espace de travail, l'établissement du RH se fait à la fois par glissé-déposé des éléments depuis la bibliothèque et par sélections successives des EP à connecter, et l'ouverture du panneau de paramétrage de chaque EP se fait par simple sélection de l'EP.

La modélisation du procédé par l'utilisateur lui permet d'en faire la description complète. L'objectif sous-jacent à cette modélisation est de rassembler l'ensemble des informations nécessaires à l'évaluation de l'EE et de traduire sous formes de données informatiquement manipulables l'ensemble des informations connues de l'utilisateur sur le procédé à évaluer. Tandis que l'utilisateur manipule à l'écran des objets graphiques, en arrière-plan, le programme développé rassemble et organise dans une BDD l'ensemble des informations transmises par l'utilisateur *via* l'IUG du M1.

Comme cela a déjà été rappelé, les inventaires de flux de matières et d'énergies sont à la base de l'évaluation de l'EE. Dans cet outil, c'est à partir des données fournies par l'utilisateur qu'ils sont générés. Il y a deux dimensions à ces données : celles relatives aux caractéristiques de l'assemblage réalisé par l'utilisateur, et celles qui concernent le paramétrage des EP.

5.3.1.a. Données d'assemblage

Les données d'assemblage transmises par l'utilisateur *via* l'IUG de M1 ont un impact sur les flux de matières et d'énergies. Il est ainsi nécessaire d'identifier celles concernant les points de départs et d'arrivées du procédé modélisé, les enchaînements de PU, et les connexions et constitutions du RH. Ces données sont rassemblées et organisées à l'aide de BDD.

Le logiciel développé est doté de deux BDD. La première, DBModel, a été élaborée et complétée lors du développement et n'est pas modifiée lors de l'exécution du programme, elle n'est que consultée. La seconde, DBProject, a été structurée lors du développement, et c'est au cours de l'exécution qu'elle est complétée et / ou modifiée.

DBModel est utilisée pour rassembler et organiser l'ensemble des données nécessaires à la création d'un procédé. Elle contient, pour chaque type d'EP, en plus d'un identifiant numérique unique de type d'EP, la liste des propriétés et attributs de ce type d'EP comprenant des précisions sur le type et l'éventail des valeurs qui peuvent leurs être assignés.

DBProject est utilisée pour consigner les données de chaque projet — donc de chaque procédé modélisé. En arrière-plan des travaux d'assemblage réalisés par l'utilisateur, le programme traduit le procédé modélisé sous forme de données numériques manipulables par le M2 pour la suite des calculs. Ainsi, lors de l'ajout d'un EP à l'espace de modélisation un identifiant numérique unique est généré et associé à ce nouvel EP. Joint à son identifiant de type d'EP, ce nouvel identifiant est ajouté à DBProject en même temps que la position de ce nouvel EP dans l'espace de modélisation. De la même façon, lors de la réalisation du RH, les informations relatives aux connections d'EP sont ajoutées à DBProject en plus des informations précédentes : le nouvel EP, de type α et d'identifiant unique Z, relie la sortie (a) de l'EP d'identifiant unique X à l'entrée (b) de l'EP d'identifiant unique Y.

Avec cette façon de procéder, l'ensemble des données relatives à l'assemblage réalisé par l'utilisateur sont rassemblées dans DBProject. Ces données y sont organisées de manière à être accessibles et facilement manipulables par les algorithmes de calculs du M2, et aussi afin de récupérer l'ensemble des informations d'assemblage d'un projet lors de son chargement suite à sa sélection par l'utilisateur.

5.3.1.b. Données de paramétrage

De manière évidente, les données de paramétrage des EP ont un impact significatif sur l'IFME du procédé modélisé. Le calcul de cet inventaire passe par l'évaluation des BME de chacun des EP qui composent le procédé modélisé.

L'ensemble des aspects intervenant dans l'évaluation des BME individuels des EP est présenté à la figure 5.3. De façon générale, chaque EP est alimenté d'un ou plusieurs fluides. Chacun de ces fluides entrants présente des spécificités en termes de composition, débit,

température, et pression. Aussi, les caractéristiques propres à l'EP se divisent en deux catégories : les paramètres fixes, relatifs aux dimensions et à la géométrie de l'équipement, et les paramètres opératoires, qui regroupent l'ensemble des réglages et ajustements offerts par l'équipement (les paramètres réglables par l'opérateur de l'équipement réel). À la suite de l'opération, un ou plusieurs fluides quittent l'EP, et comme pour les fluides entrants, les fluides sortants présentent des spécificités de compositions, débits, températures, et pressions. Enfin, pour mener à bien leur rôle, les EP consomment énergies (électricité, gaz naturel, ou d'autres combustibles) et utilités. Pour réaliser les calculs de BME de chaque EP, des modèles mathématiques prédictifs sont utilisés : à partir des informations sur le ou les fluides entrants et des valeurs des paramètres fixes et opératoires de l'équipement, les modèles permettent le calcul des caractéristiques du ou des fluides sortants et des consommations d'énergies et d'utilités.

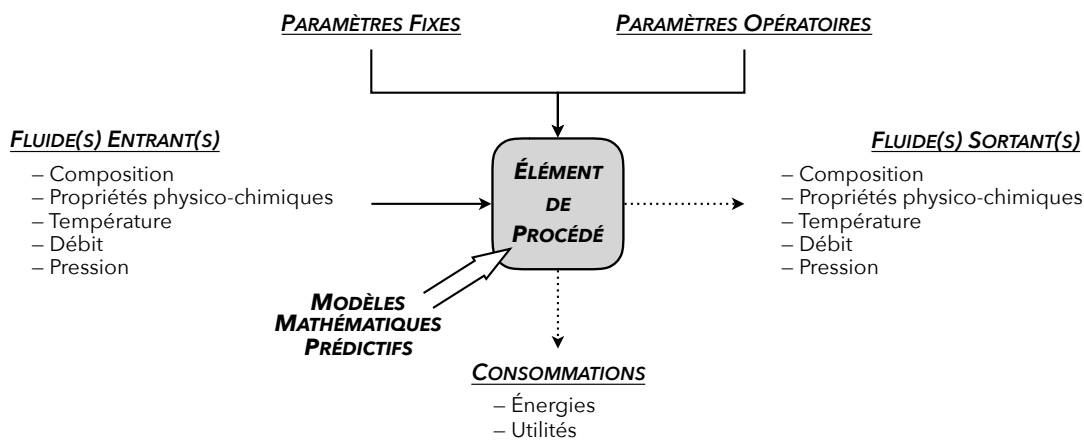


Figure 5.3 : Ensemble des aspects intervenant dans l'évaluation des bilans de matière et énergie individuels des éléments de procédés.

D'autres modèles mathématiques sont également nécessaires pour calculer les valeurs de plusieurs des propriétés physico-chimiques et thermiques des fluides laitiers et caloporteurs impliqués en fonction des caractéristiques de ces fluides (principalement en termes de compositions et températures). Ces propriétés, telles que masse volumique, viscosité, capacité thermique, et conductivité thermique, sont en effet bien souvent requises pour les calculs des BME des EP.

La totalité des modèles mathématiques relatifs aux calculs des BME des EP et des propriétés physico-chimiques et thermiques des fluides laitiers et caloporteurs est issue de la littérature scientifique spécialisée en génie des procédés industriels. Le tableau 5.1 présente, pour l'ensemble des fluides considérés, et pour tous les EP intégrés au prototype : les paramètres fixes et opératoires pris en compte, les phénomènes considérés dans les modèles sélectionnés, et les références de ces modèles. La démarche appliquée pour la réalisation de l'inventaire des modèles a été la suivante : dans un premier temps, l'ouvrage de Tetra Pak (2015a) consacré aux procédés de transformations des produits laitiers a été consulté pour déterminer les rôles et principes généraux de fonctionnement de chaque EP. Ensuite, une compréhension plus poussée des phénomènes physico-chimiques en jeu a été dégagée des ouvrages de Kessler (2002) et Walstra & al. (2006), consacrés à l'ingénierie des procédés du secteur de la transformation laitière et aux sciences et technologies laitières (respectivement). Enfin, c'est depuis la littérature scientifique spécialisée dans chacune des catégories d'EP que des modèles prédictifs adaptés ont été rassemblés. Le choix des modèles s'est principalement fait sur la base de leur disponibilité, de leur compréhensibilité par l'auteur principal de cet article, de leurs conditions et limites d'applicabilité, et de la fiabilité manifeste de leur source. Il n'est cependant pas toujours évident de juger de la complétude des modèles disponibles dans la littérature, et il apparaît assez probable que les plus grandes entreprises de développement et manufacture d'équipements industriels de transformations alimentaires — tels qu'Alfa Laval (Lund, SE) et GEA (Bönen, DE) — disposent de modèles prédictifs plus complets que ceux rassemblés pour cet outil.

Tableau 5.1 : Synthèse de l'ensemble des éléments de procédés intégrés au prototype. Précisions des paramètres de fonctionnement (fixes et opératoires), des phénomènes considérés par les modèles, et des sources des modèles sélectionnés

Types	Désignations	Paramètres Fixes	Paramètres Opératoires	Modèles / Considérations	Sources
Procédés Unitaires					
<u>Réception</u>	Unité de réception / désaération	- Dimension et géométrie de la cuve d'élimination de l'air - Caractéristiques de la pompe de refoulement	- Fréquence de fonctionnement de la pompe de refoulement - Débit de la pompe	- Débit de lait cru - Consommation d'énergie électrique	AIC, 2012 ; Carlsson & al., 2012 ; Kaltenbach, 2010 ; Scherping Systems, 1999 ; Tetra Pak, 2015.
<u>Échanges de chaleur</u>	Échangeurs à plaques & Pasteurisateur tubulaire	- Dimensions et géométrie des plaques (ou du tube de maintien à température) - Nombre de plaques - Configuration de l'écoulement (nombre et directions des passages)	- Durée du traitement thermique (opt.)	- Échanges de chaleurs - Pertes de charges (distributeur, zone d'échange, et collecteur)	Bontemps & al., 2014 ; Nikhil & al., 2012 ; Shah & al., 2003 ; Thulukkanam, 2013 ; VDI, 2010.
<u>Centrifugation</u>	Écrémeuse, bol à assiettes inclinées	- Nombre et géométrie des assiettes - Diamètres des disques de refoulement	- Vitesse de rotation du bol - Restrictions en sorties	- Débits et compositions des fluides en sorties - Consommation d'énergie électrique - Pressions de refoulement	Bimbenet & al., 2007 ; Jeantet & al., 2011 ; Kessler, 2002 ; Leung, 2007 ; Veynacher & al., 2012 ; Walstra & al., 2006.
<u>Homogénéisation</u>	Homogénéisateur à valve	- Rendement des pompes	- Débit - Pression	- Consommation d'énergie électrique	Jeantet & al., 2011 ; Kessler, 2002 ; Tetra Pak, 2015.
<u>Standardisation</u>	Unité de standardisation	- Dimensions de l'équipement (conduites et restrictions)	- Restrictions de flux (vannes)	- Débits et compositions des fluides en sorties - Pertes de charges - Consommation d'énergie électrique	Kessler, 2002 ; Tetra Pak, 2015.
<u>Conditionnement</u>	Unité de conditionnement	- Consommation horaire	- Productivité horaire	- Consommation d'énergie électrique	—
Réseau Hydraulique					
<u>Pompes</u>	Pompe centrifuge & Pompe à lobes	- Caractéristiques du moteur (puissance nominale, rendement électrique, facteur de puissance) - Caractéristiques de la pompe (courbe caractéristique, rendement mécanique) - Volume de refoulement (pompes à lobes)	- Vitesse de rotation	- Point de fonctionnement (Débit, différentiel de pression, rendements) - Consommation d'énergie électrique	Alfa Laval, 2002 ; Chaurette, 1994 ; Stump, 2011 ; Güllich, 2010 ; Koller, 2002 ; Leeson, 2012 ; Robert, 2017 ; Sulzer Pumps, 2010 ; UNEP, 2006.
<u>Conduites</u>	Conduite circulaire en acier	- Dimensions des conduites - Nombre et types de singularités	—	- Pertes de charges régulières et singulières	Bimbenet & al., 2007 ; Idelchik, 1966 ; Kessler, 2002 ; Koller, 2002 ; Larock & al., 2000 ; Remels & al., 2012.
<u>Vannes</u>	Vannes de restriction	- Coefficient de perte de charge	- Degré d'ouverture	- Pertes de charges singulières	
<u>Cuves</u>	Cuves, Cives agitées, Silos, et bassins.	- Dimensions et géométrie de la cuve (opt.) - Surface d'échange thermique (opt.)	- Vitesse de rotation du mélangeur (opt.)	- Pression hydrostatique - Consommation d'énergie électrique (agitation) - Échanges de chaleur (chauffage / réfrigération)	Bimbenet & al., 2007 ; Kessler, 2002 ; Koller, 2002.

<i>Types</i>	<i>Désignations</i>	<i>Paramètres Fixes</i>	<i>Paramètres Opératoires</i>	<i>Modèles / Considérations</i>	<i>Sources</i>
<u>Utilités</u>					
<u>Groupe chaud</u>	<i>Chaudière au gaz naturel</i>	- Ratio gaz naturel / vapeur d'eau - Puissance électrique du brûleur		- Consommation de gaz naturel - Consommation d'énergie électrique	Lainé, 2014 ; Riollet, 1969 ; VDI, 2010.
<u>Groupe froid</u>	<i>Groupe compresseur - condenseur</i>	- Pressions de compression et détente - Température de condensation		- Consommation d'énergie électrique du compresseur - Consommation d'énergie électrique de l'unité de condensation	Ahmed & al., 2012 ; Hundy & al., 2016 ; Kessler, 2002 ; VDI, 2010.
<u>Nettoyages et désinfections</u>	<i>Unité de nettoyage en place (CIP)</i>	- Températures des fluides - Concentrations des solutions		- Consommations d'eau, d'énergie électrique, de gaz naturel, de vapeur d'eau, de détergents	Yee & al., 2013.
<u>Fluides</u>					
<u>Fluides laitiers</u>	<i>Lait, crème, lactosérum, rétentats et perméats</i>	- Composition - Température (2 à 95°C)		- Masse volumique - Viscosité - Capacité thermique - Conductivité thermique	A lantara & al., 2012 ; Elvado Cardozo & al., 2012 ; Jeantet & al., 2011 ; Kessler, 2002 ; McSweeney & al., 2009 ; Walstra & al., 2006.
<u>Eau</u>	<i>Liquide et gaz</i>	- Température - Pression (vapeur)			Kessler, 2002 ; VDI, 2010.

Comme pour les données d'assemblage, les informations de paramétrage saisies par l'utilisateur *via* l'IUG du M1 sont identifiées, organisées, et enregistrées sous formes de données manipulables par le programme pour la suite des calculs d'IFME. Pour chaque type d'EP, les nombres d'entrées et sorties, ainsi que les paramètres, sont identiques. Ces informations ont donc été intégrées à DBModel lors du développement. De cette façon, lors de la sélection d'un EP par l'utilisateur dans l'espace de modélisation, son identifiant de type d'EP est utilisé dans une requête vers DBModel, soit pour identifier le nombre d'entrées et sorties disponibles, soit pour préparer et ouvrir le panneau de paramétrage avec les paramètres correspondants à ce type d'EP. La figure 5.4 présente, en guise d'exemple, les panneaux de paramétrage d'un EP de type échangeur de chaleur à plaques.

The figure displays three panels of parameter settings for a plate heat exchanger, organized into three columns. Each panel has a title 'Paramètres' and a sub-section 'Identité'.

- Panel 1 (Left):**
 - Identité:** Type: Echangeur à plaques; Nom: ECH15_TZ; Modèle: N/A.
 - Caractéristiques des Plaques:** Longueur: 60 cm; Largeur: 20 cm; Epaisseur de l'acier: 0.7 mm; Ø Canaux Distribution: 42 mm; Ø Canaux Collection: 42 mm.
 - Profil des chevrons:** Angle: 30°; Espacement: 12 mm; Amplitude: 3 mm.
 - Configuration de l'échangeur:** Nombre de plaques: 120; Nombre de passages: 3.
- Panel 2 (Middle):**
 - Identité:** Type: Echangeur à plaques; Nom: ECH15_TZ; Modèle: N/A.
 - Prévisions Fluide caloporteur (opt.):** Liquide (selected) / Vapeur; Température d'entrée: 2 °C; Débit: 5 m³/h.
- Panel 3 (Right):**
 - Identité:** Type: Echangeur à plaques; Nom: ECH15_TZ; Modèle: N/A.
 - Achat:** Prix d'achat: 2500 \$CA; Année d'achat: 2012.
 - Durée de vie:** Nombre d'année(s): 15.
 - Amortissement:** Linéaire (selected) / Régressif; Taux: %.

Figure 5.4 : Détails des panneaux de paramétrages (fixes, opératoires, et économiques) d'un échangeur à plaques. Assemblage de vues issues de l'interface utilisateur graphique du module de modélisation du prototype.

Lorsque l'utilisateur saisit ou modifie les valeurs des paramètres de l'EP sélectionné, ces changements, qui eux, ne concernent que cet EP, sont enregistrées dans les tables de DBProject — par le biais, cette fois, d'une requête vers DBProject utilisant l'identifiant numérique unique de l'EP.

De façon similaire aux paramètres, pour chaque type d'EP, les modèles mathématiques qui régissent les BME de l'EP sont les mêmes. Dépendamment de l'assemblage réalisé et des paramètres saisis, les résultats de BME d'un même type d'EP sont évidemment différents, mais les modèles mathématiques utilisés restent identiques. Pour être utilisés par le programme, ces modèles ne peuvent être placés dans une BDD. En effet, il ne s'agit pas simplement de valeurs à récupérer parmi un ensemble ordonné de données mais de formules mathématiques à appliquer pour résoudre un problème. Les modèles sont donc placés dans une bibliothèque de classes créée pour l'occasion. En POO, une bibliothèque de classes est un fichier de programmation qui regroupe les déclarations d'un ensemble de classes (Groussard, 2013). Les objets manipulés lors de l'exécution du programme sont alors générés à partir de ces classes. Dans la bibliothèque de classes développée pour ce prototype, chaque type d'EP fait l'objet d'une classe. Ces classes sont toutes des classes-filles d'une même classe-mère au sein de laquelle plusieurs méthodes sont déclarées. Du fait du principe d'héritage propre à la POO (Bersini, 2011), ces méthodes, qui comprennent les modèles mathématiques régissant les BME, sont implémentées différemment dans chaque classe-fille. Cela permet de simplifier considérablement les algorithmes de calculs des IFME, puisque comme cela sera vu plus loin, ces algorithmes n'ont aucune nécessité de savoir à quel type d'EP ils ont affaire pour ces calculs. Ils ne manipulent qu'un type très général d'EP (des instances de la classe-mère), et l'interrogation des EP se fait par appel des méthodes de la classe-mère, qui sont alors répondues par celles implémentées dans les classes-filles correspondantes. Cette façon de faire tire elle aussi avantage d'un principe spécifique à la POO : le polymorphisme. Ce principe permet à chaque classe dérivée (classe-fille) d'une classe de base (classe-mère) de répondre à la même méthode de façon différenciée (Bersini, 2011). Enfin, le fait, pour le programme manipulant ces objets, de ne rien savoir de la façon dont ces méthodes sont implémentées relève d'un autre principe fondamental de la POO : l'encapsulation (Bersini, 2011). En masquant les détails internes de ces classes et en évitant ainsi qu'ils ne soient

utilisés de manières inappropriées, l'encapsulation, assure la sécurité de fonctionnement du code (Groussard, 2013).

Bien que le calcul des BME de chaque EP est nécessaire à la réalisation de l'IFME du procédé modélisé, ces BME ne peuvent être réalistement calculés indépendamment les uns des autres — les performances de chaque EP sont en effet interdépendantes — et le calcul des IFME des procédés modélisés est plus complexe que le simple calcul successif de ces BME. C'est au sein du M2, préalablement aux évaluations des impacts environnementaux et de la valeur associée au procédé que l'IFME est réalisé.

5.4. Évaluation des impacts potentiels à l'environnement et de la valeur associée au procédé modélisé

Le M2 est en charge de l'ensemble des calculs nécessaires à l'évaluation de l'EE du procédé modélisé. Ce module, qui ne nécessite pas d'échange avec l'utilisateur, réalise l'ensemble de ses tâches en arrière-plan et présente une IUG qui se limite à l'affichage d'une barre de progression.

L'objectif final du M2 est de mettre l'ensemble des informations nécessaires à l'affichage des résultats de l'évaluation de l'EE du procédé modélisé à disposition du M3. Pour ce faire le M2 doit compléter plusieurs sous-objectifs : la réalisation de l'IFME, l'évaluation des impacts potentiels à l'environnement, l'évaluation de la valeur associée au procédé modélisé, et le calcul des IEE que présentera le M3.

5.4.1. Principes des calculs

Les calculs réalisés par le M2 se font sur la base des données fournies par l'utilisateur lors de la modélisation du procédé et de données directement intégrées au logiciel développé.

La démarche de réalisation des calculs, illustrée à la figure 5.5, est la suivante : à partir de l'association d'EP et du paramétrage réalisés par l'utilisateur, et des modèles prédictifs intégrés au logiciel, l'IFME du procédé modélisé est réalisé. En association avec des jeux de données d'analyse d'impacts intégrés au prototype, les impacts potentiels à l'environnement sont évalués. De la même façon, l'IFME est utilisé conjointement avec les paramètres économiques saisis par l'utilisateur lors du paramétrage pour calculer la valeur associée au procédé modélisé. Finalement, la valeur des IEE est calculée à partir des résultats de l'évaluation des impacts potentiels à l'environnement et de la valeur économique associée au procédé.

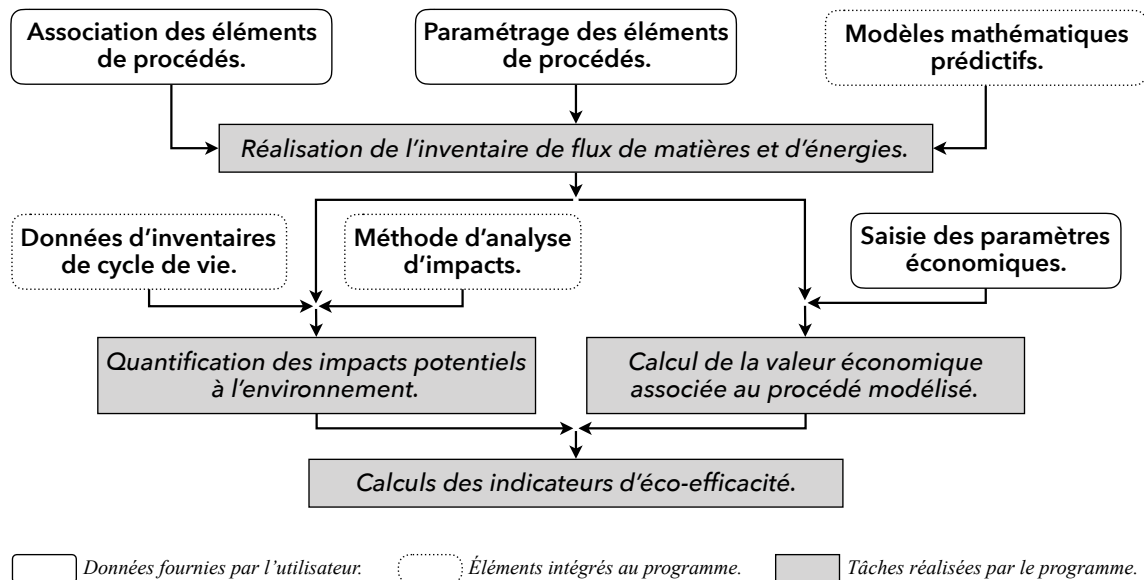


Figure 5.5 : Principes généraux de la démarche mise en œuvre dans le module de calculs des indicateurs d'éco-efficacités du prototype.

Les résultats détaillés des calculs effectués au sein du M2 sont placés dans DBProject à des fins d'enregistrement et pour être consultés par le M3 lors de la présentation des résultats à l'utilisateur.

5.4.2. Inventaire des flux de matières et d'énergies

5.4.2.a. Calculs des flux de matières et énergies

Que ce soit pour l'évaluation des impacts potentiels à l'environnement du procédé modélisé ou pour l'estimation de la valeur qui y est associée, les calculs se font à partir de l'IFME.

Tel qu'indiqué précédemment, les calculs indépendants des BME de chaque EP pour la réalisation de l'IFME ne permettraient pas de refléter la réalité physique du fonctionnement du procédé modélisé puisqu'il y a interdépendance des EP pour le calcul des BME. En effet, même si, de façon générale, les paramètres fixes et opératoires de chaque EP ne sont pas liés aux configurations des autres EP du procédé modélisé, les caractéristiques des fluides en entrée(s) et sortie(s) de chaque EP dépendent des BME des EP avec lesquels ils sont directement ou indirectement en relation. De fait, il y a interdépendance des EP pour la réalisation de leurs BME individuels. Aussi, dans la mesure où les caractéristiques des fluides en entrée(s) et sortie(s) de chaque EP sont requises pour le calcul des BME, il apparaît nécessaire de déterminer ces caractéristiques en tous points du procédé pour réaliser l'IFME du procédé modélisé.

Au cours de l'avancement temporel du procédé, les caractéristiques des fluides (composition, débit, température, pression) changent, et plus généralement, l'état des EP évolue. C'est le cas, par exemple, lors du remplissage ou de la vidange d'une cuve : l'énergie nécessaire à ces opérations change en fonction des caractéristiques physico-chimiques du fluide (qui sont principalement fonction de sa composition et température) et de son niveau dans la cuve. Il est ainsi peu probable que les BME des EP soient les mêmes d'une unité de temps à l'autre au cours de l'avancement des opérations. Par conséquent, dans le but, une fois encore, d'obtenir des résultats de simulation proches des performances qu'aurait réellement le procédé modélisé, une méthode de simulation continue a été programmée au sein du M2.

En simulation continue, à la différence de la simulation à événements discrets, le temps est découpé en tranches égales. Plus simples à programmer que les simulateurs à événements discrets (qui relèvent de la simulation asynchrone), les programmes de simulation continue

analysent l'état du procédé à chaque pas de temps (Garrido, 2009 ; Naturo, 2011). La réalisation de l'IFME du procédé modélisé se fait donc par le biais d'un processus itératif tel que présenté en figure 5.6. À chaque intervalle de temps Δt (étape (1) de la figure 5.6), le programme interroge chaque EP du procédé modélisé (2) sur les caractéristiques des fluides (composition, débit, température, pression) en chacune de leurs entrée(s) et sortie(s), et sur la consommation d'énergie et éventuellement d'utilités et de consommables par l'EP (3 & 4) au cours de cet intervalle de temps.

Afin de simplifier sa programmation, et comme précédemment annoncé, l'algorithme développé pour cette tâche tire parti des principes d'héritage, de polymorphisme, et d'encapsulation permis par la POO. En effet, ce programme ignore complètement à quel type d'EP il s'adresse et la façon dont les EP répondent à ces interrogations. Il n'a connaissance que des identifiants numériques uniques des EP qui composent le procédé et des adresses des méthodes de la classe-mère dont sont dérivées les classes d'EP. Les méthodes appelées lors de ce processus sont répondues par celles implémentées dans les classes-filles, d'une façon qui est propre à leur type d'EP. En plus de simplifier la programmation de cet algorithme, cette méthode confère une importante flexibilité au M2 dans la mesure où ce n'est que lors de l'exécution du programme que le cheminement de résolution spécifique à chaque interrogation (et plus largement, à chaque procédé modélisé) se dessine. Si, à défaut de la POO, la PP avait été choisie, ces cheminements auraient dû être anticipés et programmés, les algorithmes correspondants auraient par conséquent été considérablement allongés, et, à moins que l'ensemble des possibilités d'assemblage des EP ait été envisagé, la polyvalence de l'algorithme de simulation serait fortement diminuée.

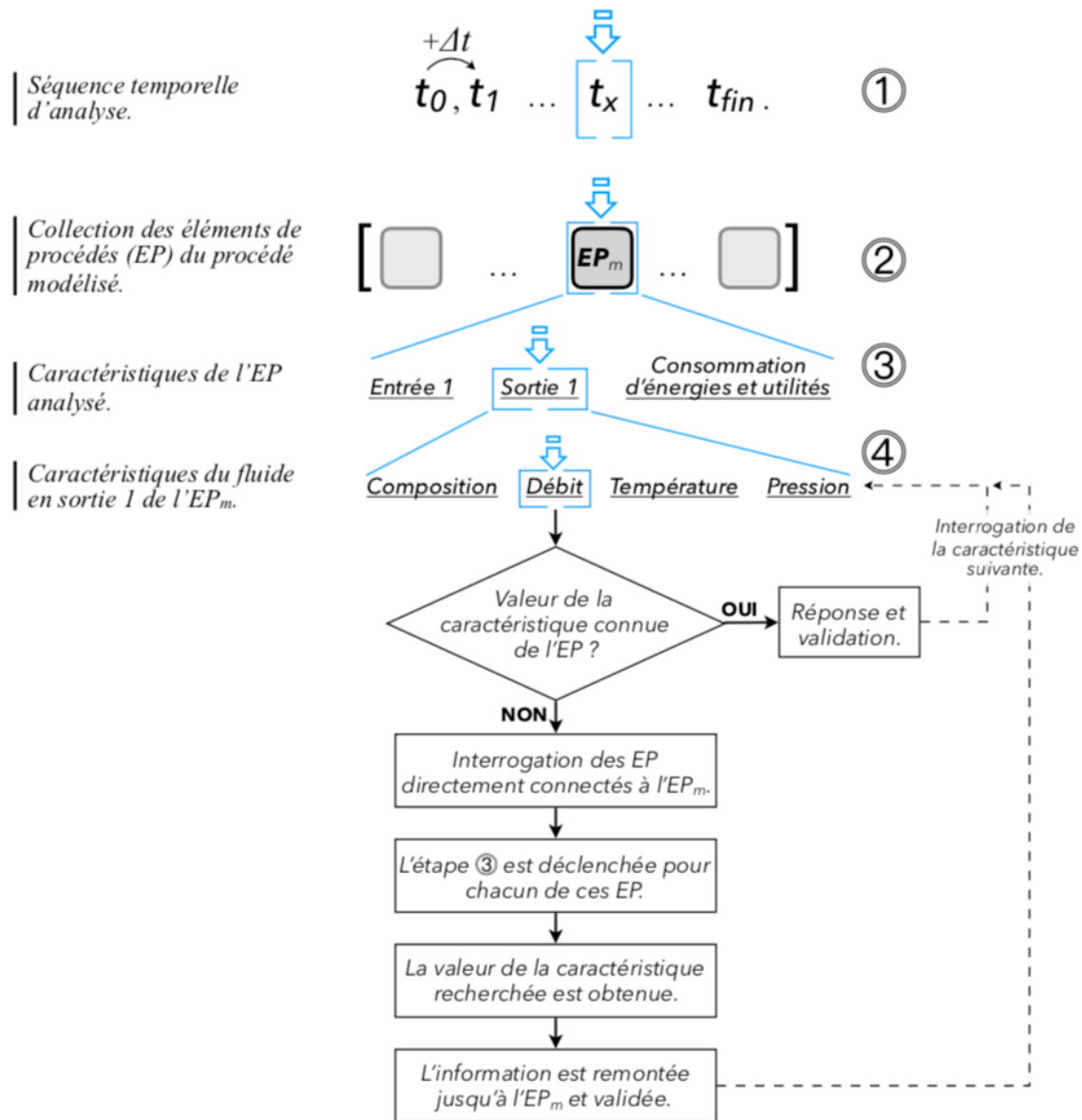


Figure 5.6 : Description sommaire des processus de réalisation de l'inventaire des flux de matières et d'énergies du procédé modélisé.

À chaque pas de temps, le procédé est entièrement analysé. L'état initial des EP correspond alors à leur état final de l'intervalle de temps précédent. Vu simplement, à chaque pas de temps, les EP ont deux façons de répondre à chacune des interrogations qui leur sont posées (étape (4) de la figure 5.6). Soit l'interrogation dont il fait l'objet est de son ressort : une écrémeuse interrogée sur le débit du fluide en entrée y répondra directement puisque cette propriété est fonction de ses propres paramètres. Auquel cas, la réponse et sa validation sont immédiates. Soit, l'interrogation dont il fait l'objet n'est pas de son ressort : une écrémeuse

interrogée sur la température du fluide en entrée ne pourra y répondre directement étant donné que cette propriété ne dépend pas de ses propres paramètres, mais est relative aux opérations précédentes. Dans ce cas, l'EP interroge automatiquement ses propres entrée(s) et / ou sortie(s) qui, soit disposeront déjà de la réponse, soit transmettront la demande aux EP qui leur sont connectés pour obtenir la réponse. Tant que la réponse n'est pas obtenue, la demande se poursuit, en cascade, d'EP connecté en EP connecté. Une fois la réponse obtenue, l'information est remontée (et validée pour les EP intermédiaires) jusqu'à l'EP à l'origine de la demande, puis validée. Une fois toutes les informations validées pour tous les EP, les opérations de ce pas de temps prennent fin, les résultats d'IFME sont combinés à ceux du pas de temps précédent, et les opérations du pas de temps suivant débutent. Le programme se répète ensuite ainsi jusqu'à atteindre la durée de simulation spécifiée par l'utilisateur (d'une à 24 heures). Dépendamment de la complexité du procédé modélisé et de la durée de simulation prévue, l'IFME est réalisé en une durée qui s'étend de quelques minutes à plusieurs heures.

5.4.2.b. Résultats de l'inventaire des flux de matières et énergies

À l'issue des calculs des flux de matières et d'énergies, l'IFME du procédé modélisé se présente sous la forme d'une matrice, — appelée matrice d'inventaire de production (MIP) — et d'un ensemble de données relatif aux caractéristiques des produits et sous-produits générés (notamment en termes de compositions). Chaque ligne de la MIP correspond à un EP, et chaque colonne correspond à un flux de référence. En toute rigueur, les flux de référence sont, en ACV, les quantités de « produits » nécessaires pour remplir la fonction du système (Jolliet & al., 2010). En cohérence avec les suggestions de Benoit & al. (2018a), les principales catégories de flux de référence distinguées pour cet outil sont les quantités consommées de :

- ingrédients laitiers,
- ingrédients non laitiers,
- énergie,
- eau,
- solutions de nettoyage et désinfection,
- matériaux de conditionnement,

- consommables,
- et les quantités générées de :
- produits,
 - co-produits,
 - déchets et effluents.

La MIP présente ainsi l'ensemble des consommations et productions cumulées sur la durée de transformation précisée par l'utilisateur. L'inventaire de production obtenu est détaillé : les flux de référence ne sont pas condensés en des valeurs uniques représentatives de l'IFME globale du procédé modélisé, mais sont distribués sur l'ensemble des EP qui le composent. En procédant de la sorte, l'exploration ultérieure des contributions des EP à l'EE du procédé modélisé (et donc l'identification éventuelle des opportunités d'amélioration) est rendue possible.

Préalablement à l'analyse des impacts potentiels à l'environnement et à l'évaluation de la valeur associée au procédé, les données de la MIP sont transformées pour que l'ensemble des résultats soit exprimé en fonction d'une tonne de lait cru entrant. C'est à l'issue de cette ultime étape que l'IFME prend fin et est enregistré dans DBProject. Cette unité de référence — appelée unité fonctionnelle en ACV — servira de base commune pour les évaluations qui suivent et pour les éventuelles comparaisons avec d'autres scénarios de valorisation du lait cru.

5.4.3. Impacts potentiels à l'environnement

Comme indiqué plus haut, dans le cadre de l'évaluation de l'EE, la norme ISO 14045 (ISO, 2012) impose que l'analyse des impacts potentiels à l'environnement se fasse par ACV selon les normes ISO 14040 et ISO 14044 (ISO, 2006a & 2006b).

Dans la méthodologie ACV, l'analyse des impacts est la troisième étape de la démarche. Elle suit la réalisation de l'inventaire des polluants et matières premières, établi à partir de l'IFME. La première étape de l'ACV est la définition des objectifs et du système — dont la définition de ses frontières (ISO, 2006a).

5.4.3.a. Définition et frontières du système

La définition du système à l'étude pour l'ACV est logiquement la même que celle utilisée pour l'évaluation de l'EE. Le système étudié est donc un procédé de transformation des produits laitiers. Le prototype développé a été conçu pour que l'évaluation du système soit faite du berceau à la porte de sortie des sites de transformations des produits laitiers. Ce qui signifie que les frontières du système englobent l'ensemble des impacts relatifs à la production des matériaux et matières premières, à leurs transports, leur consommation au sein des sites de transformation des produits laitiers, et leurs éventuels traitements de fin de vie. Les impacts relatifs à la distribution et à la consommation des produits laitiers générés ne sont pas considérés — le produit laitier prêt à être distribué est le dernier état pris en compte dans les frontières du système étudié.

5.4.3.b. Flux de référence

Dans une perspective de cycle de vie, l'étape de transformation des produits laitiers n'est pas uniquement l'étape de manufacture du cycle de vie des produits laitiers. En effet, d'autres cycles de vie sont concernés par cette étape puisqu'elle est aussi l'étape de consommation de divers matériaux et sources d'énergies relatifs à cette production (Benoit & al., 2018a). À ce titre, il ne serait pas rigoureux d'exclure les flux de référence relatifs aux infrastructures, équipements de production et autres consommables nécessaires à la réalisation de la transformation laitière. Même si, à première vue, leurs impacts potentiels à l'environnement peuvent sembler négligeables, ces flux de référence correspondent à la consommation de divers matériaux associés à la transformation, tels que béton et acier des bâtiments, acier inox des équipements, ou encore matériaux nécessaires à la maintenance des équipements. De plus, les impacts relatifs aux étapes d'extraction, production, transport, et fin de vie de ces matériaux doivent, en toute rigueur, être inclus dans les résultats de l'ACV. Par conséquent, l'ensemble des catégories de flux de référence considérées pour l'évaluation de l'EE du procédé modélisé ne se limite pas à celles présentées plus haut mais comptent aussi les quantités consommées de :

— infrastructures,

- équipements de production,
- consommables,
- transports.

Les durées de vie utile des infrastructures, équipements de production, et consommables, ainsi que les distances et les modes de transport font ainsi partie des paramètres saisis par l'utilisateur *via* l'IUG du M1 préalablement aux calculs du M2 — la figure 5.4 présente un exemple de ces paramétrages.

Puisque l'unité fonctionnelle choisie est une tonne de lait cru entrant à la porte d'entrée du site de transformation, c'est la totalité de la charge environnementale de la transformation du lait cru qui est considérée dans la quantification des impacts potentiels à l'environnement. Il en résulte qu'aucune démarche d'allocation des impacts n'est nécessaire, satisfaisant ainsi le point 4.3.4.2 de la norme ISO 14044 (ISO, 2006b).

5.4.3.c. Inventaire de cycle de vie et analyse d'impacts

Dans la démarche ACV, l'IFME est à la base de l'inventaire des polluants et matières premières (IPMP) (Jolliet & al., 2010). Alors que l'IFME comprend l'inventaire de l'ensemble des produits nécessaires au procédé pour fonctionner, l'IPMP est un inventaire de toutes les extractions et des émissions de, et vers, l'environnement. Ainsi, l'IFME est composé de flux de référence tandis que l'IPMP est composé de flux élémentaires. La conversion de l'IFME en IPMP se fait à l'aide de jeux de données d'ICV. Des BDD regroupant de tels jeux de données sont proposées par plusieurs organismes, dont EcoInvent (Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Zurich, CH). Chacun de ces jeux de données comprend l'ensemble des extractions et émissions élémentaires associées à un flux de produit pour tout ou partie de son cycle de vie. Puisque les flux de référence sont des flux de produits associés à la réalisation d'une fonction et exprimés en fonction d'une unité fonctionnelle relative au système étudié, la multiplication de la MIP par une matrice constituée des données d'ICV correspondant aux flux de produits considérés permet de générer l'IPMP. Ce dernier est donc le résultat d'un produit matriciel. Le produit obtenu est une matrice d'ICV qui regroupe, pour chaque EP du procédé modélisé, l'ensemble des extractions et émissions à l'environnement associées

à l'unité fonctionnelle définie. Chaque flux de produit pouvant correspondre à plusieurs centaines de flux de référence, la matrice d'ICV obtenue peut rapidement atteindre une taille très importante — par exemple, le flux de produit « lait cru de vache produit au Québec » compte plus de 1800 flux élémentaires (EcoInvent, 2018).

Les impacts et dommages à l'environnement sont quantifiés à la suite de la conversion de l'IFME en IPMP à l'aide d'une ou plusieurs méthodes d'analyse d'impacts. Des facteurs de caractérisation, propres à chaque méthode d'analyse d'impacts, permettent, pour chaque flux élémentaire, de quantifier les impacts associés à son extraction ou émission dans un ensemble de dimensions environnementales (Jolliet & al., 2010). La façon dont sont calculés les impacts et la définition des dimensions environnementales sont différentes d'une méthode d'analyse d'impacts à l'autre, et il existe un grand nombre de ces méthodes.

En plus de proposer des jeux de données d'ICV, le Centre Suisse d'ICV propose, par le biais de sa BDD EcoInvent (EcoInvent, 2018), de disposer directement des évaluations d'impacts des jeux de données d'ICV pour un large éventail de méthodes d'analyses d'impacts. L'utilisation de ces données d'impacts présente l'avantage d'autoriser un passage direct de l'IFME à la quantification des impacts sans nécessiter de réaliser la conversion de l'IFME en IPMP. D'un point de vue informatique, cette alternative permet non seulement de réduire à la fois les travaux de développement et la durée des calculs lors de l'exécution du programme, mais aussi de limiter considérablement le nombre de données à stocker dans les BDD du logiciel puisque les données d'impacts sont de tailles très inférieures à celles des données d'ICV — par exemple, quelle que soit la méthode d'analyse d'impacts considérée, le flux de produit « lait cru de vache produit au Québec » présente moins d'une vingtaine de données d'impacts (EcoInvent, 2018). Pour l'ensemble de ces avantages, c'est cette seconde approche qui a été adoptée pour le développement du prototype.

Afin de mener à bien l'analyse d'impacts, les données d'impacts des flux de produits considérés ont été sélectionnées dans la BDD EcoInvent (2018) et copiées dans DBModel. L'algorithme de quantification des impacts potentiels à l'environnement se contente donc de mul-

Multiplier chaque flux de référence de l'IFME (enregistrés dans DBProject) par les données d'impacts correspondantes. Le choix de la méthode d'analyse d'impacts s'est porté sur Impact2002+ (Humbert & al., 2012). En plus de considérer l'ensemble des dimensions environnementales, cette méthode permet un regroupement des impacts dans quatre catégories de dommages représentatives des changements de qualité de l'environnement (Jolliet & al., 2010) : la Santé Humaine (SH), la Qualité des Écosystèmes (QE), le Changement Climatique (CC), et les Ressources (R). Dans la mesure où cette méthode permet de présenter un ensemble réduit de dimensions environnementales sans pour autant faire abstraction de certains effets sur l'environnement, elle semble particulièrement adaptée aux calculs d'IEE. Il apparaît en effet avantageux, dans un contexte d'aide à la décision, de disposer d'un nombre à la fois limité et suffisant d'indicateurs complémentaires couvrant l'ensemble des dimensions à prendre en compte.

5.4.4. Valeur économique associée au procédé

Le calcul de la valeur associée au procédé modélisé est la dernière tâche attribuée au M2.

La norme ISO 14045 ne précise ni le type, ni la façon, dont doit être calculée la valeur associée au système étudié. Il peut ainsi s'agir d'une valeur fonctionnelle, économique, ou encore esthétique. Afin de s'assurer d'un choix de valeur pertinent, six transformateurs laitiers canadiens ont été consultés. Trois transforment plus de 900 000 hectolitres de lait cru par an, et les trois autres transforment en moyenne 50 000 hectolitres par an. Lors de ces rencontres successives, ils ont unanimement affirmé qu'une valeur économique leur paraissait être le meilleur choix pour la préparation d'IEE dans le cadre de l'évaluation de l'EE des procédés de transformations des produits laitiers.

Tel que discuté par Benoit & al. (2018a), la marge nette semble particulièrement appropriée à une utilisation comme indicateur économique représentant la valeur associée au procédé modélisé. Les marges brute et nette sont deux indicateurs de rentabilité économique. La marge brute renseigne sur la capacité à réaliser des gains sur la revente de marchandises, et est ainsi plus adaptée aux entreprises de négoce. À la différence de la marge brute, la marge

nette tient compte du coût de production dans son calcul, et est ainsi particulièrement indiquée pour les évaluations économiques au sein des entreprises de transformation (Picault, 2011). À l'instar du résultat comptable, la marge nette renseigne sur la rentabilité économique (Fabozzi & al., 2008). En revanche, et contrairement au résultat comptable, la marge nette est un indicateur qui n'est pas uniquement axé sur l'entreprise (Graham & al., 2012). En effet, même si la marge nette permet d'apprécier le bénéfice comptable réalisé, elle autorise aussi le calcul de la rentabilité d'un produit ou d'un procédé (Felix, 2013), ce qui constitue un des objectifs de ce prototype.

5.4.4.a. Calcul de la marge nette

Comme tous les indicateurs économiques, la marge nette est le résultat d'un calcul. Elle correspond à la soustraction du coût de revient d'un produit à son prix de vente (équation 5.1).

$$\text{Marge nette} = \text{Prix de vente} - \text{Coût de revient} \quad (\text{Éq. 5.1})$$

Le coût de revient correspond à la somme des charges d'exploitation. Ces dernières se scindent en charges directes et charges indirectes (Dufour, 2013 ; Picault, 2011 ; APCE, 2015).

Les charges directes sont directement affectées au produit, c'est-à-dire, directement consommées par l'activité de transformation. Il s'agit ainsi des coûts relatifs aux catégories suivantes:

- achats de matières premières,
- frais de livraisons liés aux achats,
- consommation d'énergie,
- consommation d'utilités.

Les charges indirectes ne sont pas directement affectées au produit. Elles sont partagées avec d'autres produits ou lignes de production et doivent être réparties avant d'être affectées au produit. Il s'agit des coûts relatifs aux catégories suivantes :

- stockage des matières premières,
- nettoyage et désinfection des équipements (unités de CIP),

- traitement des déchets et effluents,
- maintenance des équipements,
- dotations aux amortissements des équipements,
- main d'œuvre,
- frais afférents aux bâtiments de production (éclairage, ventilation, chauffage, nettoyage, maintenance, loyer),
- prestations internes ou externes (contrôle qualité, sécurité alimentaire).

Il est à noter, que selon les circonstances, chacune de ces charges peut constituer une charge directe. Par ailleurs, la dotation aux amortissements correspond à une perte de valeur au cours du temps, du fait de l'usure de l'équipement ou de son obsolescence technologique. C'est la répartition systématique du coût d'achat d'un équipement sur sa durée de vie utile (CPA Canada, 2014 & 2016).

5.4.4.b. Avantages liés au choix de la marge nette

La marge nette est un indicateur économique qui se prête bien à la comparaison de différents scénarios de valorisation du lait cru puisqu'il permet de considérer non seulement l'ensemble des recettes économiques associées à ces procédés, mais aussi la totalité des coûts assumés par l'entreprise pour la réalisation de ces transformations.

D'un point de vue strictement financier, un des objectifs de l'amélioration des procédés est de minimiser le coût de revient afin de maximiser la rentabilité (pour une entreprise à but lucratif). En effet, pour des prix de vente inchangés, un coût de revient diminué permet non seulement de dégager une marge nette plus importante mais aussi d'avoir de plus grandes latitudes de négociations commerciales (Desforges & al., 2012). D'autre part, dans une démarche d'optimisation financière, l'étude du coût de revient apparaît indispensable puisque l'identification des charges est essentielle à leur contrôle. La ventilation du coût de revient en charges directes et indirectes d'exploitation permet d'identifier les points chauds et donc, les opportunités d'amélioration. Il est ainsi possible de cibler les charges les plus importantes en vue de leur réduction.

À partir de plusieurs scénarios, la marge nette permet d'identifier la solution la plus financièrement profitable, et d'éviter les scénarios peu désirés (faibles profits, voir pertes). Et puisqu'elle permet de quantifier la rentabilité d'une solution, la marge nette autorise le calcul des seuils de rentabilité, et permet donc d'évaluer la viabilité économique des scénarios modélisés. À partir de ce son calcul, il est en effet possible de déterminer de façon prévisionnelle le niveau d'activité minimal à partir duquel la solution étudiée devient rentable (Desforges & al., 2012). C'est d'ailleurs à partir de cet indicateur que Peters (2005) a calculé les seuils de rentabilité de lignes de production fromagères dépendamment des options de valorisation du lactosérum considérées.

Pour ces multiples avantages, la marge nette apparaît être un indicateur tout à-propos pour la comparaison de différentes voies de valorisation du lait cru.

5.4.4.c. *Mise en œuvre*

Au sein du M2, le calcul de la marge nette associée au procédé modélisé se fait à partir de l'IFME et de paramètres économiques saisis par l'utilisateur.

À l'exception de la main d'œuvre, dont l'impact environnemental n'est pas considéré, l'ensemble des flux économiques comptabilisés dans le calcul de la marge nette sont pris en compte dans l'IFME par le biais des flux de référence. L'appairage des flux de référence à des valeurs économiques permet donc le calcul de la marge nette associée au procédé modélisé. Par conséquent, en plus de la saisie des valeurs des paramètres fixes et opérationnelles de chaque EP, l'utilisateur est convié à renseigner l'ensemble des paramètres économiques *via* l'IUG de M1 — la figure 5.4 présente un exemple de ces paramétrages. De la même façon que pour les autres paramètres, les paramètres économiques de chaque EP ont été précisés lors du développement du programme et placés dans DBModel. Les valeurs saisies lors de l'exécution sont enregistrées dans DBProject. Ces valeurs sont ensuite utilisées par M2, conjointement avec les résultats d'IFME, pour calculer la marge nette associée au procédé modélisé.

Dans un souci de simplification, la charge relative à la main d'œuvre n'est pas évaluée par poste de travail, mais globalement. Au déclenchement des algorithmes du M2, l'utilisateur est invité à saisir le taux horaire moyen et le nombre d'heures-personnes moyen nécessaire pour que cet aspect du coût soit comptabilisé.

L'IFME ayant été préalablement ramené à l'unité fonctionnelle, les résultats obtenus à ce stade expriment la marge nette dégagée par tonne de lait cru transformé.

5.5. Présentation des résultats

Le M3 est le dernier module du prototype développé. Comme le M1, il dispose d'une IUG dédiée et spécifiquement développée pour ce prototype. C'est ce module qui permet la consultation et l'exploration interactive des résultats : IEE, contributions aux impacts, et viabilité économique.

5.5.1. Indicateurs d'éco-efficacité

À partir des résultats d'ACV et des calculs relatifs à la dimension économique générés par les programmes du M2, les résultats de l'évaluation de l'EE du procédé modélisé sont présentés *via* l'IUG du M3. Le format graphique a été choisi afin de faciliter la lecture et la comparaison des résultats.

Des IEE sont calculés conformément aux recommandations de la norme ISO 14045. Chaque IEE est donc un ratio de la marge nette dégagée sur les impacts potentiels à l'environnement calculés. Numérateur et dénominateur de ce ratio étant exprimés selon la même unité fonctionnelle, cette simple division permet de générer un ensemble d'IEE.

Dans la mesure où la méthode d'analyse d'impacts choisie (Impact2002+) présente quatre catégories de dommages, quatre IEE sont générés en divisant la marge nette calculée par chacun des résultats obtenus dans chacune de ces catégories de dommages. L'ensemble des IEE est présenté au tableau 5.2. Ce n'est donc pas un indicateur unique qui est proposé, mais

un IEE par catégorie de dommages à l'environnement. Cela permet de transcrire le caractère multi-dimensionnel des impacts à l'environnement, et d'éloigner ainsi le risque de promouvoir une vision biaisée de la dimension environnementale des procédés de transformations des produits laitiers. À ces quatre IEE s'ajoute un IEE relatif à la consommation d'énergie : la marge nette dégagée par unité d'énergie consommée. Bien que les impacts associés à la consommation d'énergie soient pris en compte dans les autres IEE calculés, ils sont logiquement incorporés aux autres impacts et répartis dans les différentes dimensions environnementales. Cet IEE additionnel permet de palier à cette distribution des impacts — qui n'apparaît nuisible que dans ce cas précis et éloigné de l'objectif principal de cette évaluation — et de comparer ainsi la performance énergétique de différents scénarios. Cette considération est intéressante au sens où la performance énergétique des acteurs industriels fait déjà l'objet de réglementations par le Parlement Européen (2012) et que les pouvoirs publics d'autres régions du monde sont susceptibles de suivre cet exemple.

Chacun des IEE exprime la marge nette dégagée par unité de dommages de la catégorie d'impacts considérée. Lors de la comparaison de plusieurs scénarios, le plus éco-efficace, relativement à la catégorie de dommages considérée, est celui qui présente un IEE de valeur supérieure : pour une même valeur de dommages, il dégage une marge nette plus importante. Plus la valeur de l'IEE est importante, meilleure est l'EE du procédé modélisé dans la catégorie de dommages considérée. Ces comparaisons sont relatives, puisque par définition, les valeurs des IEE choisis s'expriment par unité de dommages. Par exemple, dans la catégorie CC, le scénario de valorisation du lait cru le plus éco-efficace est celui, qui pour chaque kilogramme de CO₂ équivalent (substance de référence des impacts relatifs au CC) émis vers l'environnement, dégage la marge nette la plus importante.

Tableau 5.2 : Présentation des cinq indicateurs d'éco-efficacité, et compléments d'informations sur les catégories de dommages à l'environnement considérées.

Unités et informations complémentaires d'après Humbert & al. (2012) et Jolliet & al. (2010). **SH** : Santé Humaine, **QE** : Qualité des Écosystèmes, **CC** : Changement Climatique, **R** : Ressources.

<i>Définitions des indicateurs d'éco-efficacité (IEE)</i>	<i>Unités</i>	<i>Informations complémentaires</i>
IEE1 = $\frac{\text{Marge nette}}{\text{Unité de dommages à la SH}}$	$\frac{\$CAD}{DALY}$	Les dommages à la SH regroupent les impacts liés à la toxicité humaine (liée aux effets cancérogènes et non cancérogènes), aux radiations ionisantes, à la destruction de la couche d'ozone, aux effets respiratoires, et à la formation de photo-oxydants. Un DALY (<i>Disability Adjusted Life Year</i>) correspond à une année perdue de vie en bonne santé.
IEE2 = $\frac{\text{Marge nette}}{\text{Unité de dommages à la QE}}$	$\frac{\$CAD}{PDF \cdot m^2 \cdot an}$	Les dommages à la QE regroupent les impacts liés à l'écotoxicité aquatique, à l'écotoxicité terrestre, à l'acidification aquatique, à l'eutrophisation terrestre, et à l'occupation des sols. Les PDF $m^2 \cdot an$ (<i>Potentially Disappeared Fraction of species</i>) correspondent aux fractions d'espèces disparues sur un mètre carré pour une année.
IEE3 = $\frac{\text{Marge nette}}{\text{Unité de dommages au CC}}$	$\frac{\$CAD}{kg CO_2 \text{ éq.}}$	Les dommages au CC correspondent aux impacts liés à l'émissions dans l'air de gaz à effet de serre. Le kg CO ₂ éq. (<i>kilogramme de CO₂ équivalent</i>) est l'unité de référence pour l'ensembles des émissions ayant un potentiel d'effet de serre.
IEE4 = $\frac{\text{Marge nette}}{\text{Unité de dommages aux R}}$	$\frac{\$CAD}{MJ}$	Les dommages aux R correspondent aux impacts liés à l'extraction de minerais et à la consommation d'énergie primaire non renouvelable. Le MJ (<i>mégajoules</i>) est l'unité de référence pour exprimer la quantité d'énergie primaire dissipée.
IEE5 = $\frac{\text{Marge nette}}{\text{Unité d'énergie électrique consommée}}$	$\frac{\$CAD}{kWh}$	L'IEE5 ne considère que l'énergie électrique directement consommée par le procédé modélisé. Le kWh (<i>kilo Wattheure</i>) est l'unité de référence pour exprimer la quantité d'énergie électrique consommée.

Tel que présenté à la figure 5.7, la première vue proposée par le M3 est une vue de l'ensemble des IEE, exprimés relativement au sein de chaque catégorie. Cette perspective permet de prendre connaissance de l'ensemble des résultats de l'évaluation de l'EE, et fournit les premiers éléments de comparaisons entre deux ou plusieurs scénarios. Il n'y a d'ailleurs aucune restriction relative aux comparaisons de scénarios. En effet, puisqu'ils partagent tous la même fonction : valoriser le lait cru, toutes les comparaisons sont autorisées, quels que soient le produit généré et les co-produits et sous-produits obtenus.

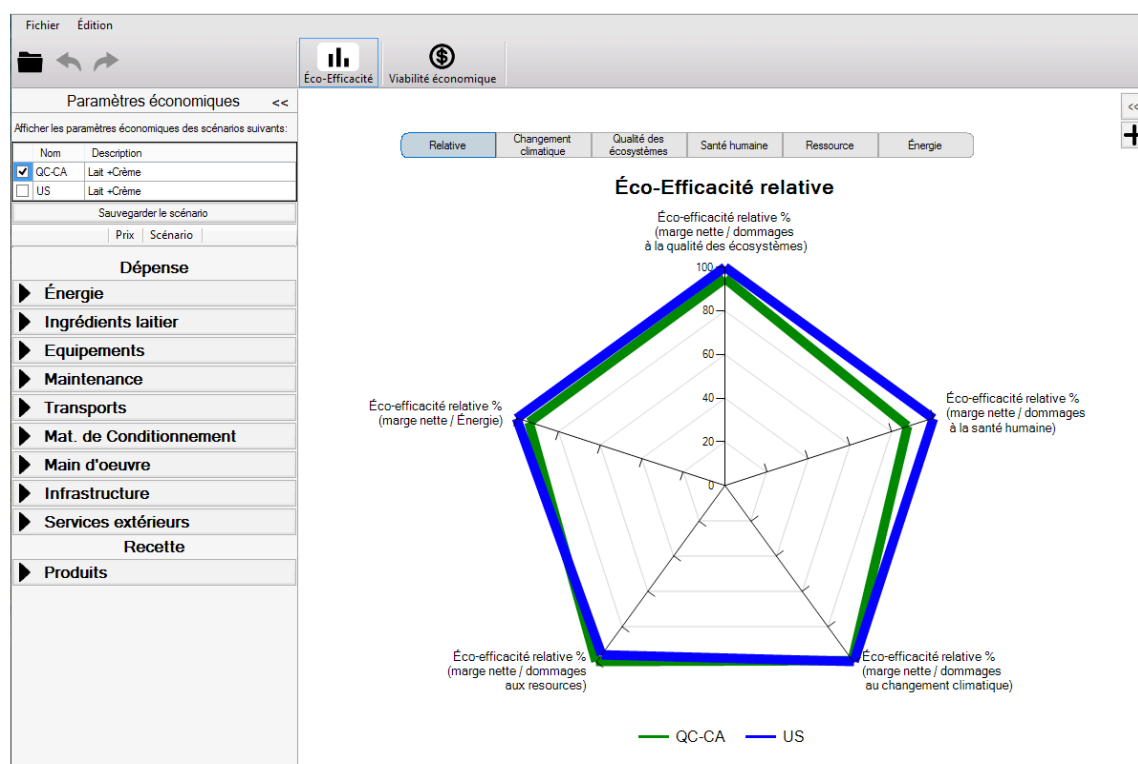


Figure 5.7 : Vue de l'interface utilisateur graphique du prototype présentant les résultats d'ensemble des indicateurs d'éco-efficacité des procédés modélisés.

5.5.2. Contributions aux impacts

À la présentation de l'ensemble des IEE s'ajoutent les vues individuelles de chacun des IEE. Toujours proposés sous formes graphiques, ces résultats se consultent séquentiellement et présentent des résultats quantitatifs pour chaque IEE. Cinq vues de ce type sont ainsi offertes par le M3.

La sélection d'un résultat *via* l'IUG permet d'afficher la contribution des EP et des flux de référence aux impacts environnementaux de la catégorie de dommages considérée par l'IEE consulté. Cette fonctionnalité permet d'identifier les « points chauds » et donc les opportunités d'améliorations. La figure 5.8 présente un exemple d'une de ces vues. Afin d'éviter une surcharge d'informations et ainsi simplifier la lecture, les contributions dont le cumul est inférieur à 5% sont réunies et présentées sous l'étiquette « Autres ». Cependant, de manière à explorer de façon plus complète l'ensemble des contributions, il est possible de sélectionner et de masquer une ou plusieurs contributions. Cette fonctionnalité se révèle d'ailleurs indispensable puisque la contribution aux impacts de la production du lait cru est souvent supérieure à 50% (IDF, 2009) et occulte alors bon nombre des résultats directement associés à l'étape de transformation.

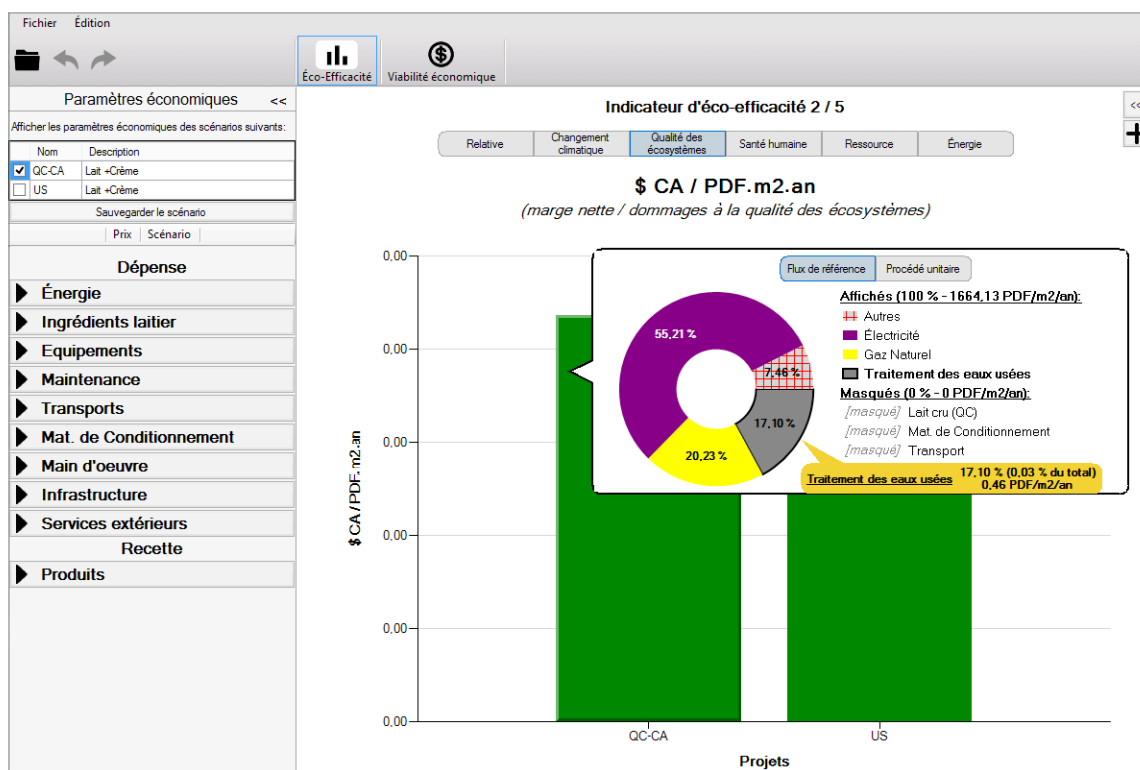


Figure 5.8 : Vue de l'interface utilisateur graphique du prototype présentant l'exploration des contributions aux dommages à la qualité des écosystèmes des flux de référence du scénario QC-CA.

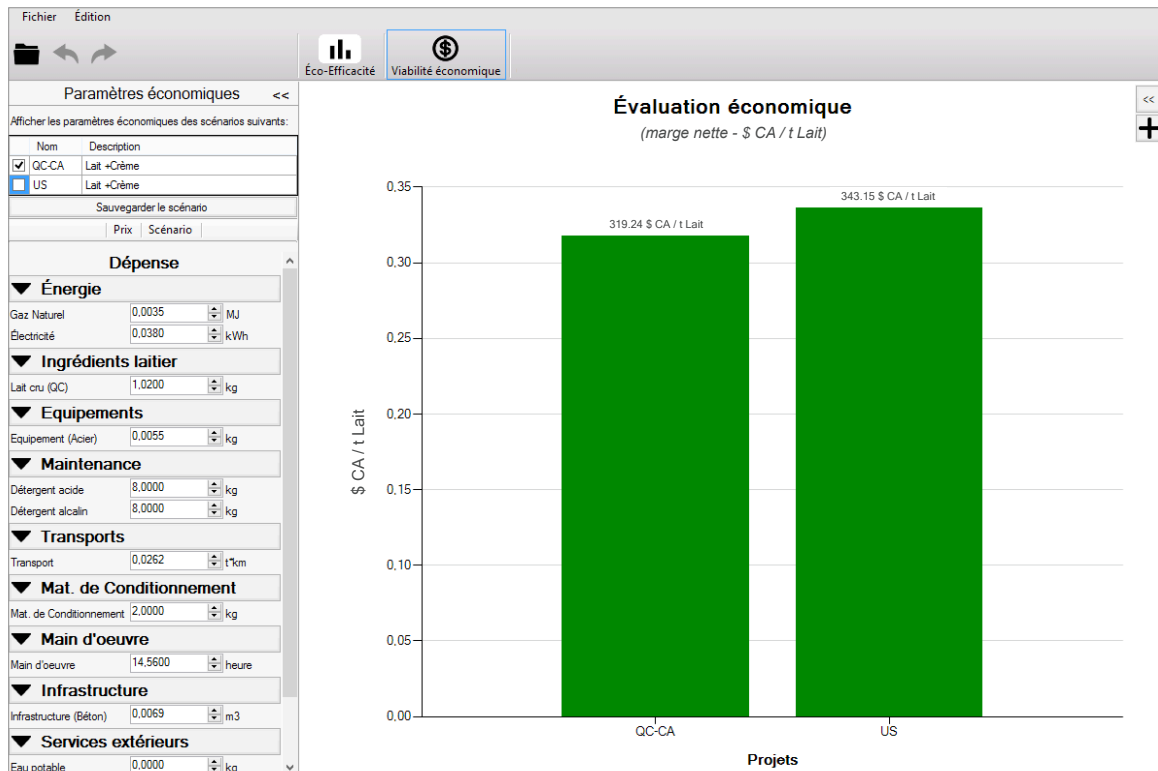


Figure 5.9 : Vue de l'interface utilisateur graphique du prototype présentant l'évaluation économique comparative des scénarios QC-CA et US.

5.5.3. Paramètres économiques

Afin d'évaluer la sensibilité des scénarios aux variabilités économiques, un panneau permettant l'accès et la modification de tous les paramètres économiques saisis par l'utilisateur via l'IUG du M1 est présent dans l'IUG du M3.

Les conditions économiques pouvant évoluer (les prix de ventes et les coûts changent selon les fournisseurs, les périodes, et l'état des marchés), cette fonctionnalité permet de constater directement les effets de ces modifications sur les valeurs des IEE. Il est ainsi possible de tester les procédés modélisés dans une infinité de scénarios économiques (favorables ou non) dans le but d'en éprouver la dimension économique.

Pour cette même raison, la dernière vue proposée par le M3 se limite à des résultats de marge nette. La dimension environnementale est absente de cette présentation. La figure 5.9

présente un exemple de cette dernière vue. Cette fonctionnalité permet, comme stipulé dans les exigences de cet outil, de tester la viabilité économique des procédés modélisés. Il est ainsi possible d'identifier les conditions économiques de rentabilité de ces procédés, de déterminer leurs seuils de rentabilité, et de tester les limites économiques de chaque scénario.

5.6. Démonstration

Afin de présenter l'aspect opérationnel de l'outil développé et d'illustrer concrètement ses fonctionnalités, une évaluation de l'EE d'un procédé de transformation réalisée à l'aide du prototype développé est présentée dans cette section. Cette étude porte sur l'évaluation comparée de l'EE de la production de lait de consommation au Québec (QC-CA) et aux États-Unis (ÉU).

5.6.1. Description des scénarios évalués

Le procédé modélisé est le même pour les deux scénarios. La matière première laitière est du lait cru de composition suivante : 3,97% de matière grasse, 3,27% de protéines, 4,81 % de lactose, et 0,75% de sels et minéraux. Le produit est du lait de consommation standardisé à 3,0% de matière grasse. Et le procédé génère un co-produit : de la crème standardisée à 40,0% de matière grasse. Produit et co-produit sont conditionnés dans des emballages de type brique alimentaire (Tetra Pak, 2012 & 2018) d'un volume d'un litre pour le lait, et de 150 millilitres pour la crème. Pour les deux scénarios, une distance de transport du lait cru de 120 miles (Freije, 2011) a été imposée.

La figure 5.10 décrit succinctement le procédé choisi. Les caractéristiques des procédés modèles présentés par Tetra Pak (2015a) ont été respectées pour la modélisation de ce procédé. En terme de productivité, la réception quotidienne d'un volume de lait cru de 800 m³ pour une durée de production de 20 heures par jour a été fixée — soit la transformation de 40 m³ de lait cru par heure. Pour les opérations de chauffage et refroidissement, chaque échangeur a été dimensionné et agencé (incluant des boucles de régénération) afin de mini-

miser les surfaces d'échanges et les dépenses énergétiques, et de limiter la durée de ces opérations. Une chaudière au gaz naturel assure la production de vapeur d'eau, utilisée pour générer de l'eau chaude à 75°C, et de l'eau froide à 2°C est produite par le groupe froid. L'unité de nettoyage et désinfection a été configurée sur la base des informations présentées par Yee & al. (2013).

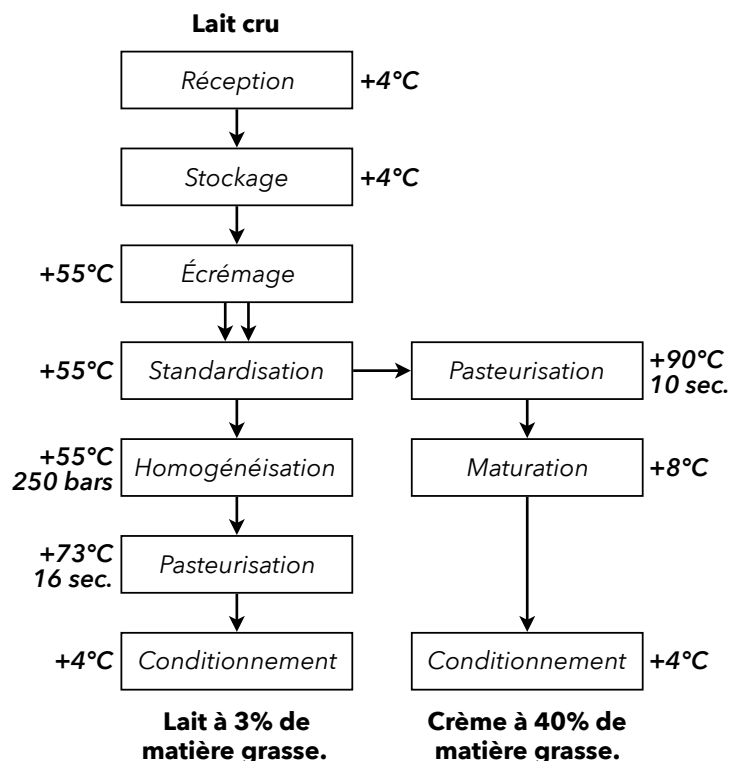


Figure 5.10 : Diagramme du procédé de production de lait entier à 3,0% de matière grasse et de crème à 40,0% de matière grasse.

Le tableau 5.3 présente l'ensemble des données économiques rassemblées pour cette étude comparative. Pour chacune de ces données, le niveau de pertinence perçue y est indiqué — pertinence de la donnée trouvée par rapport à la donnée recherchée. Cette considération permet de distinguer les données pour lesquels une analyse de sensibilité est opportune.

Tableau 5.3 : Présentation de l'ensemble des données économiques collectées pour l'évaluation de l'éco-efficacité des procédés modélisés.

Niveaux apparents de pertinence : ●●● Bon ; ●●○ Moyen ; ●○○ Faible.

	Scénarios		Unités	Sources		Niveaux apparents de pertinence
	QC-CA	US		QC-CA	US	
Charges						
Lait cru	1,02	0,552	\$CAD / kg	PLQ, 2018	USDA, 2018	●●●
Transport	26,23	14,2	\$CAD / t	PLQ, 2014	Freije, 2011	●●●
Électricité	0,038	0,0855	\$CAD / kWh	AMPCO, 2015	EIA, 2017a	●●●
Gaz naturel	0,0035	0,0052	\$CAD / MJ	GazMétro, 2018	EIA, 2017b	●●●
Détergents	8,00		\$CAD / kg	—		●○○
Traitements Eaux usées	0,45	0,70	\$CAD / m ³	MAMROT, 2015	IW, 2010	●●●
Matériaux de conditionnement	2,00		\$CAD / kg	—		●○○
Infrastructure (Béton)	0,0068		\$CAD / m ³	ConcreteNetwork, 2014		●●○
Équipement (Acier)	0,0055		\$CAD / kg	MEPS, 2017		●●○
Main d'œuvre	14,56	16,10	\$CAD / h	PayScale, 2018a	PayScale, 2018b	●●●
Recettes (les prix de ventes correspondent à 85% des prix de distributeurs consultés)						
Lait	1,32	0,91	\$CAD / kg	IGA, 2018	Statista, 2017	●●○
Crème	7,24	5,28	\$CAD / kg	IGA, 2018	HEB, 2018	●●○

5.6.2. Résultats de l'évaluation

5.6.2.a. Éco-efficacité relative

Tel que présenté à la figure 5.7 (et résumé au tableau 5.4), les premiers résultats de l'évaluation de l'EE des deux scénarios ne permettent pas de conclure quant à un avantage général de l'un des deux. Le scénario US apparaît plus éco-efficace au regard des IEE relatifs à la SH, à la QE, au CC, et à la consommation d'énergie électrique sur le site de transformation. Cependant, l'EE du scénario QC-CA est plus importante dans la catégorie de dommages aux ressources.

5.6.2.b. Analyse des indicateurs d'éco-efficacité

La consultation des résultats individuels de chaque IEE (résumés au tableau 5.4) permet de mettre en évidence que les impacts potentiels à l'environnement sont plus importants dans trois catégories de dommages sur quatre pour le scénario US. Le scénario QC-CQ est en effet plus dommageable d'environ 8% dans la catégorie SH. Les écarts sont cependant faibles, allant de 1% pour les dommages à la QE, à 10% pour les dommages aux ressources.

Tableau 5.4 : Valeurs des indicateurs d'éco-efficacités et des dommages exprimés par tonne de lait cru reçu pour les scénarios QC-CA et US.

SH : Santé Humaine, *QE* : Qualité des Écosystèmes, *CC* : Changement Climatique, *R* : Ressources, *CEE* : Consommation d'Énergie Électrique.

Valeurs des Indicateurs d'éco-efficacités (IEE).			
Scénarios :	QC-CA	US	Unités
IEE1	1,71E+05	1,99E+05	\$CAD / DALY
IEE2	0,201	0,214	\$CAD / PDF.m ² .an
IEE3	0,294	0,301	\$CAD / kg CO ₂ éq.
IEE4	0,037	0,036	\$CAD / MJ
IEE5	26,2	28,2	\$CAD / kWh
Dommages et CEE par tonne de lait cru reçu.			
Scénarios :	QC-CA	US	Unités
SH	1,86E-03	1,73E-03	DALY
QE	1591	1603	PDF.m ² .an
CC	1084	1140	kg CO ₂ éq.
R	8654	9590	MJ
CEE	12,2		kWh

Quelle que soit la catégorie de dommages considérée, il ressort de l'exploration des contributions aux impacts que l'étape de production du lait à la ferme participe de manière très prédominante aux impacts potentiels à l'environnement. Ces contributions se chiffrent à 73% (R), 89% (SH), 90% (CC), et 96% (QE) pour le scénario QC-CA (74%, 88%, 90%, et 96% (respectivement) pour le scénario US). Dans la catégorie des dommages aux ressources, pour laquelle la production de lait cru présente sa contribution la plus faible, les flux de référence qui présentent les autres contributions les plus importantes sont les matériaux de conditionnement (20% QC-CA, 18% US), le transport (6,2% QC-CA, 5,6% US), et le gaz naturel consommé (1,3% QC-CA, 1,2% US). Dans le cas du scénario US, la contribution aux dommages aux R de l'électricité consommée devance le gaz naturel consommé, avec une contribution de 1,6% (0,2% pour le scénario QC). Il apparaît ainsi, que d'un point de vue environnemental, les principaux leviers d'amélioration de l'EE pour les transformateurs concernés par ces deux scénarios, sont principalement liés à l'efficacité des procédés : l'efficacité avec laquelle la matière première laitière est consommée par le procédé et l'efficacité énergétique (électricité et gaz naturel) du procédé. Effectivement, en l'absence d'emprise sur les mé-

thodes de production du lait et de l'énergie et sur le choix des sources d'énergies, les transformateurs ont comme seules opportunités d'amélioration de l'EE de leurs procédés de sélectionner des technologies et des modes opératoires qui permettent d'éviter ou de réduire les pertes en matière premières et énergies.

La fonction de masquage sélective de contribution(s) autorise l'occultation des contributions les plus importantes et permet de mettre ainsi en évidence les contributions des flux de référence en relation directe avec l'étape de transformation. Une fois les flux de référence relatifs au lait cru, aux transports, et aux matériaux de conditionnement masqués, une autre opportunité d'analyse se présente. Quelle que soit la catégorie de dommages considérée, les flux de référence relatifs à l'électricité et au gaz naturel contribuent ensemble pour 75% à 98% (QC-CA) des impacts (85% à 99% pour le scénario US). Dans la catégorie des dommages à la QE (figure 5.8), un troisième contributeur se distingue pour les deux scénarios : le traitement des eaux usées — 17% (QC-CA) et 10% (US) de contributions aux impacts restants. Aussi, une différence importante est dévoilée grâce à cette fonctionnalité de masquage. En effet, au niveau des CC et des R, les contributions aux impacts du flux de référence relatif à l'énergie électrique ne sont que de 8% et 11% (respectivement) dans le scénario QC-CA, alors qu'elles sont de 58% et 57% (respectivement) dans le scénario US. Ces écarts importants s'expliquent par une différence majeure dans les mix énergétiques de ces deux régions. Tandis qu'au Québec, 90% de l'électricité est d'origine hydroélectrique (Hydro Québec, 2016), le mix électrique moyen aux États-Unis est composé d'énergie électrique produite à 34% par des centrales au gaz, 30% par des centrales au charbon, et 20% par des centrales nucléaires (EIA, 2016). La comparaison des impacts liés à la production d'un kilowattheure (kWh) d'énergie électrique montre que dans les catégories de dommages au CC et aux R, les impacts liés à l'hydroélectricité québécoise sont 100 à 250 fois plus faibles que ceux liés à l'électricité produite dans des centrales états-uniennes au gaz et à charbon (EcoInvent, 2018), ce qui explique les différences de contributions observées pour ces deux catégories de dommages.

En ce qui concerne l'IEE relatif à la consommation d'énergie électrique sur le site de transformation, il ressort de l'évaluation que le scénario US est 7% plus éco-efficace que le scénario QC-CA pour cet IEE. Étant donné que les deux scénarios modélisés sont identiques, la

consommation d'énergie électrique sur le site de transformation est la même dans chacun des scénarios : 12,16 kWh par tonne de lait cru reçu au site de transformation. Pourtant, dans le scénario US, 28,21 \$CAD sont dégagés pour chaque kWh consommé, contre 26,25 \$CAD dans le scénario QC-CA. La marge nette dégagée dans le scénario US est donc plus importante que celle dégagée dans le scénario QC-CA. L'exploration des contributions des EP à la consommation d'énergie électrique permet de distinguer les principaux consommateurs d'énergie électrique. La consommation étant identique pour les deux scénarios, les contributions sont les mêmes. Ce sont l'homogénéisation, l'unité de production d'eau froide, et l'unité d'écémage qui sont les plus grands consommateurs d'énergie électrique pour ce procédé (plus de 50% de la consommation à eux trois). D'un point de vue dépense énergétique, les principales opportunités d'amélioration de l'EE pour les transformateurs concernés se situent donc au niveau de ces trois EP. Des changements de modes opératoires et / ou de technologies sont en effet susceptibles d'améliorer les résultats de ces scénarios au regard de cet IEE.

La possibilité d'ajuster les paramètres économiques lors de la consultation des résultats apporte une perspective supplémentaire. Il est ainsi intéressant de constater qu'en modifiant les paramètres économiques du scénario US pour ceux du scénario QC-CA (ou inversement), ce dernier devient plus éco-efficace (de 1% à 10%) que le scénario US excepté pour l'IEE relatif à la SH. L'exploration des contributions des flux de référence dans cette catégorie de dommages permet de noter que l'impact de la production du lait cru sur la SH est 9% plus important dans le scénario QC-CA, et que cela suffit à expliquer l'avantage du scénario US observé dans ce cas — cette production contribue en effet à 89% (QC-CA) et 88% (US) des impacts dans cette catégorie de dommages.

5.6.2.c. Analyse de la dimension économique

Enfin, les résultats de viabilité économique mettent en lumière un léger avantage pour le scénario US. Dans le scénario économique de base (tableau 5.3), la marge nette dégagée dans le scénario QC-CA est de 319,24 \$CAD par tonne reçue de lait cru, contre 343,15 \$CAD pour le scénario US — soit une différence de 7% (figure 5.9). L'analyse des contributions aux charges d'exploitation révèle que le coût de la matière première laitière contribue à 88%

(QC-CA) et 81% (US) aux charges malgré des tarifs très différents : 1020 \$CAD par tonne (QC-CA) et 552 \$CAD par tonne (US). Matériaux de conditionnement, transports, et main d'œuvre sont les autres charges les plus importantes. La modification des paramètres économiques permet aussi d'évaluer la rentabilité des procédés dans une multitude de contextes économiques. Par exemple, il ne suffit que d'une augmentation de 5% des prix du lait cru et de son transport dans le scénario US pour que le scénario QC-CA devienne le plus profitable. Cette fonctionnalité offre également l'opportunité de tester la sensibilité des résultats aux variations des données économiques précédemment jugées de faible niveau de pertinence. Ainsi, la variation des coûts des matériaux de conditionnement de -50% à +100% du coût initial conduit à des fluctuations de la marge nette de +14% à -32% pour le scénario QC-CA (de +13% à -30% pour le scénario US). Il s'avère donc important de connaître plus précisément les coûts de ces matériaux afin d'améliorer le réalisme de ces résultats économiques. En revanche, les variations des coûts d'infrastructure et d'équipements n'ont pas d'effet notable sur les résultats de marges nettes des deux scénarios. L'étalement des coûts d'acquisition des infrastructures et équipements sur leur durée de vie rend en effet pratiquement dérisoire la contribution de ces coûts aux charges d'exploitation.

5.6.3. Bilan de la démonstration

La présentation de cet exemple n'a certainement pas pour objectif de tirer des conclusions sur l'EE des modèles de transformations laitières québécois et états-uniens. Les États-Unis comportent autant d'États que de contexte environnementaux et économiques, et il serait erroné de vouloir conclure à partir de données basées sur des moyennes. La présentation de cet exemple a permis de mettre en avant le bien fondé et l'intérêt de ce prototype. L'outil développé permet en effet d'évaluer rapidement l'EE de procédés de transformations des produits laitiers sans nécessiter de l'utilisateur qu'il dispose ou conduise d'IFME et d'ACV des procédés à l'étude. De plus, la totalité des exigences formulées pour le développement de cet outil ont été satisfaites. Le prototype offre, par conséquent, de larges possibilités d'exploration et d'investigations des résultats. Les fonctionnalités mises en œuvre permettent ainsi à l'utilisateur d'identifier les opportunités d'amélioration de l'EE, et

de comprendre les effets et conséquences de certains choix (modes opératoires, choix technologiques, décisions économiques) sur les dimensions environnementales et économiques des procédés modélisés.

5.7. ***Discussion***

5.7.1. *Avantages de la méthode*

La réalisation des étapes d'IFME et d'ACV indispensables à l'évaluation de l'EE est le principal atout du logiciel développé. En intégrant la simulation de procédés à ses fonctionnalités, non seulement l'outil développé épargne à l'utilisateur l'ensemble des contraintes liées à la réalisation d'IFME détaillés, mais il autorise, en plus de l'évaluation de procédés existants, l'évaluation de procédés expérimentaux, présentant d'autres modes opératoires et / ou intégrant des technologies alternatives. De la même manière, l'évaluation des impacts potentiels à l'environnement par le M2 dispense l'utilisateur de disposer d'une certaine expertise en matière d'ACV et de jeux de données d'ICV.

L'outil propose des IUG conviviales et interactives qui satisfont à l'ensemble des exigences préalablement formulées. Il permet ainsi d'évaluer l'éco-efficacité des procédés modélisés, d'identifier les opportunités d'amélioration, de comparer plusieurs scénarios, et d'évaluer la viabilité économique des procédés modélisés. La modélisation du procédé est par ailleurs totalement libre. L'utilisateur n'est pas limité à un choix parmi un nombre restreint de procédés modèles, mais peut, à sa guise, modéliser une grande variété de procédés et paramétrer chaque EP de façon personnalisée.

En plus de faciliter le développement du prototype, les choix relatifs au langage de programmation et à la structure logicielle offrent des possibilités d'enrichissement simplifiées. Étant donné que les propriétés (dont les paramètres) et modèles prédictifs des EP sont placés dans une BDD et une bibliothèque de classes dédiées (respectivement) et distinctes des fichiers abritant les algorithmes de calculs du M2, le simple remplacement de ces deux éléments par des versions modifiées ou plus riches suffit à augmenter la gamme de procédés pouvant être

modélisés et / ou de paramètres considérés. Cela est aussi valable pour les jeux de données d'impacts. D'autres flux de produits et d'autres méthodes d'analyse d'impacts peuvent ainsi être ajoutés sans nécessiter de travail de programmation informatique, ce qui simplifie grandement ces tâches. Ces choix stratégiques de développement ne sont donc pas limitants, mais offrent, au contraire, des opportunités de mises à jours et d'amélioration.

Le choix d'un flux de produit entrant comme une unité fonctionnelle offre plusieurs avantages. Puisqu'en toute rigueur, seuls les procédés de même fonction peuvent faire l'objet de comparaisons, tous les procédés ayant pour fonction de valoriser du lait cru peuvent être comparés. Il n'y a donc aucune restriction relative à la comparaison de scénarios. De plus, il en résulte qu'aucune allocation — qu'il convient d'éviter selon la norme ISO 14044 (ISO, 2006b) — n'est nécessaire puisque la totalité de la charge environnementale de la transformation du lait cru est comprise dans la quantification des impacts potentiels à l'environnement du procédé modélisé.

Enfin, il convient de préciser que l'outil développé ne propose aucune interprétation des résultats, mais se contente de réaliser des évaluations de l'EE des procédés modélisés par l'utilisateur. C'est donc à ce dernier qu'il revient de réaliser le travail d'analyse nécessaire en préalable à toute prise de décisions.

5.7.2. Possibilités d'amélioration

Même si le prototype développé peut apparaître prometteur, il présente tout de même plusieurs limites.

Tout d'abord, les ajouts de nombreux autres PU et de plusieurs choix de technologies pour chaque type de PU permettraient d'étendre la gamme et la complexité des procédés de transformations des produits laitiers pouvant être simulés, et donc évalués par l'outil développé.

De la même façon, les modèles et les tables de la BDD pourraient être enrichis pour proposer des résultats d'ACV plus complets. Cependant, et c'est le cas aussi pour les EP et leurs modèles mathématiques, ces enrichissements sont tributaires de la disponibilité des données (et modèles). Par exemple, bien que très complète pour certaines activités, la BDD d'EcoInvent n'est pas exhaustive. Les données d'ICV sont d'ailleurs généralement fortement marquées par leur représentativité régionale, ce qui limite nettement leur utilisation dans d'autres contextes.

Ensuite, les modèles prédictifs et les jeux de données d'impacts sont associés à des incertitudes. L'intégration au logiciel de l'analyse de ces incertitudes permettrait de distinguer les différences significatives des différences non significatives. Cela permettrait de procéder à des interprétations modérées et raisonnables.

Enfin, bien que le logiciel développé ait permis de démontrer la faisabilité et les capacités d'un tel outil, il a été développé dans une optique de démonstration et demeure un prototype. Des travaux de programmation et d'optimisation des algorithmes restent à mener avant qu'un tel outil ne puisse être proposé aux éventuels transformateurs laitiers intéressés.

5.8. Conclusion

Un prototype de logiciel a été développé pour permettre d'évaluer l'EE des procédés de transformation des produits laitiers. Ce prototype repose sur un simulateur de procédés spécifiquement développé pour la transformation laitière afin de générer les inventaires détaillés de flux de matières et d'énergies nécessaires à l'évaluation de l'EE. L'intégration de jeux de données d'impacts de flux de produits issus de la BDD EcoInvent permet de réaliser l'évaluation des impacts potentiels à l'environnement, tandis que la saisie d'informations économiques permet le calcul de la marge nette dégagée par le procédé. Le prototype ainsi développé permet non seulement d'évaluer l'EE des procédés modélisés, mais aussi d'identifier les opportunités d'améliorations, de comparer plusieurs scénarios de valorisation du lait cru, et d'évaluer la viabilité économique des scénarios modélisés.

Le logiciel développé est structuré en trois modules. Le M1 permet à l'utilisateur, *via* une IUG dédiée, de modéliser le procédé de transformations des produits laitiers de son choix à partir d'une bibliothèque d'EP spécifiques à ce type de transformation, et de paramétrer l'ensemble des EP du procédé modélisé. Parallèlement, l'ensemble des informations fournies (par composition et assemblage graphique dans l'espace de modélisation et par sélection et saisie d'informations dans les panneaux de paramétrage) sont transcrites en données informatiques, organisées, enregistrées dans une BDD, et rendues disponibles et manipulables par les algorithmes de calculs de M2.

Le M2 est en charge de l'ensemble des calculs nécessaires à l'évaluation de l'EE. À partir de l'assemblage réalisé par l'utilisateur, du paramétrage des EP, et des modèles mathématiques intégrés au programme, le M2 réalise l'IFME. Ce dernier est utilisé pour calculer la marge nette associée au procédé modélisé, et conjointement avec les jeux de données d'impacts intégrés aux BDD du prototype, pour évaluer les impacts potentiels à l'environnement dans quatre catégories de dommages. L'utilisation d'un langage de programmation autorisant la POO a permis de tirer parti des principes d'héritage, de polymorphisme, et d'encapsulation de ce paradigme de programmation. Cela a non seulement permis de simplifier le développement des algorithmes de calcul de l'IFME, mais aussi de doter le prototype de capacités de modélisation et de calcul étendues et polyvalentes.

Le dernier module permet la présentation et l'exploration des résultats par le biais d'une IUG interactive. Ce module offre la possibilité de comparer plusieurs scénarios préalablement modélisés. Outre une vue d'ensemble des résultats pour les cinq IEE calculés, le M3 propose une interface d'exploration pour chaque IEE et présente des résultats de viabilité économique. Pour chaque IEE, les contributions des flux de référence et des EP aux impacts peuvent être explorées afin d'identifier les opportunités d'amélioration de l'EE des procédés modélisés. Les paramètres économiques pouvant être modifiés lors de la consultation des résultats, il est possible d'identifier les scénarios économiques les plus favorables à l'EE. De façon similaire, la marge nette est présentée indépendamment des IEE et l'ajustement des paramètres économiques permet, entre autres, de déterminer les seuils de rentabilité des procédés modélisés dans une infinité de scénarios économiques.

L'étude d'un cas pratique d'utilisation du prototype développé a montré le bien-fondé des fonctionnalités offertes par l'outil. Cela a aussi permis de valider que les exigences établies pour la réalisation du prototype ont toutes été respectées. Il en ressort que les résultats proposés constituent un ensemble d'informations pertinentes dans le cadre des études nécessaires et préalables à des prises de décision. Ce prototype n'en demeure pas moins un outil d'information, et ne propose aucune interprétation des résultats obtenus.

Le développement d'un tel outil a surtout permis de montrer qu'il est possible de résoudre les difficultés inhérentes à l'évaluation de l'EE des procédés de transformation des produits laitiers — les réalisations d'IFME et d'ACV. L'utilisation de la simulation de procédés permet non seulement de réaliser les évaluations de procédés existants, mais aussi d'évaluer des procédés alternatifs, que ce soit en termes de modes opératoires ou de technologies utilisées. Cela confère un avantage important à ce type d'outil puisqu'il est ainsi possible d'expérimenter rapidement et à moindres coûts, sans nécessairement avoir matériellement à disposition ces procédés. De telles études nécessitent cependant que les EP disponibles dans la bibliothèque du logiciel soient divers et variés (type d'EP et technologies mises en œuvre), et il convient donc d'enrichir ce prototype d'EP complémentaires afin d'augmenter la gamme des transformations pouvant être modélisées.

Le prototype développé présente, à n'en pas douter, des fonctionnalités d'intérêts, à même d'en faire un logiciel prometteur pour les transformateurs laitiers. Seulement, son seul fait d'exister n'en fait pas pour autant un outil nécessaire. L'attrait des industriels pour l'intégration de considérations environnementales à parts égales avec la dimension économique dans les processus de prises de décisions n'est pas établi, et leur intérêt aurait plutôt tendance à croître avec l'émergence de contraintes réglementaires. Charge donc aux pouvoirs publics d'établir réglementations, taxes, lois, et autres incitations susceptibles d'accroître les intérêts des industriels pour la dimension environnementale de leurs activités.

6. CONTRIBUTION DES PROCÉDES BAROMEMBRANAIRES A L'ECO-EFFICACITE DES PROCÉDES DE TRANSFORMATION DES PRODUITS LAITIERS.

Les travaux présentés sous forme d'article dans ce chapitre ont permis de répondre à l'objectif (3) de la thèse : Utiliser l'outil développé afin d'apporter les premiers éléments de réponse à la question de la contribution des procédés de séparation par membranes à l'éco-efficacité globale des procédés de transformation des produits laitiers.

Suite à sa traduction, l'article présenté dans ce chapitre sera soumis au *Journal of Dairy Science* au cours de la session d'été 2018.

Résumé

Les opérations de séparation par membrane sont omniprésentes dans le domaine de la transformation des produits laitiers où elles participent notamment à la production de produits et d'ingrédients laitiers à fortes valeurs ajoutées. Principalement utilisées pour la standardisation du lait de fromagerie, elles permettent d'augmenter les rendements fromagers par concentration des caséines lors d'opérations qui relèvent soit de l'ultrafiltration (UF), soit de la microfiltration (MF). Les effets de ces opérations sur les impacts à l'environnement associés aux produits laitiers et sur la rentabilité économique des transformations laitières ne semblent cependant pas clairement établis. L'éco-efficacité est un concept qui lie ces deux dimensions puisqu'elle permet d'évaluer parallèlement les performances environnementales d'un système de produits (tel qu'un procédé) à la valeur économique qui lui est associée. Cette étude a eu pour objectif d'évaluer, par simulation de procédés, la contribution des opérations de séparation par membrane à l'éco-efficacité de la production de fromage Cheddar dans le contexte québécois. Trois scénarios ont été comparés : un intégrant l'UF à l'étape de standardisation du lait de fromagerie, un second intégrant la MF à cette même étape, et un dernier, dénué d'opération de séparation par membrane. Les résultats obtenus ont montré que même si l'introduction de procédés de séparation par membrane à l'étape de standardisation des laits de fromagerie permet d'augmenter significativement les rendements fromagers, elle ne permet pas d'augmenter l'éco-efficacité de cette transformation laitière. Les différences de résultats entre les deux premiers scénarios ont surtout porté sur les volumes et la composition des sous-produits. C'est d'ailleurs dans ces voies de valorisation que l'introduction d'opérations de séparation par membrane pourrait être le plus bénéfique à l'éco-efficacité. L'emploi de la simulation de procédés pour réaliser cette étude s'est révélé particulièrement intéressant, puisqu'avec cet outil d'étude, l'ensemble des effets consécutifs aux différences de modes opératoires des opérations d'UF et de MF sont pris en compte par défaut et ne requièrent donc pas la conduite de recherches ciblées et spécifiques à ces effets. Enfin, il est apparu que les modèles utilisés pour la modélisation des opérations de séparation par membrane pourraient bénéficier d'améliorations afin de générer des résultats de simulation plus précis.

6.1. Introduction

Dans le domaine de la transformation laitière, les procédés de séparation par membranes (SPM) sont principalement utilisés pour la standardisation des laits de fromagerie (Mistry & al., 2017). Utilisée depuis près de 40 ans, cette technique relève majoritairement de l'ultrafiltration (UF) et permet d'ajuster les teneurs en protéines du lait utilisé pour la production de fromages (Gésan-Guiziou, 2013 ; El-Gazzar, 1991). En procédant à la concentration du lait écrémé par UF, sa teneur en protéines (protéines sériques et caséines) augmente. L'ajustement de la composition protéique du lait de fromagerie se fait ainsi par ajout du rétentat d'UF à la portion non concentrée de la matière première laitière (Ong & al., 2017). De plus en plus, l'UF est remplacée par la microfiltration (MF) pour les opérations d'enrichissement protéique du lait de fromagerie (Mucchetti, 2014). Avec une taille de pores de 0,1µm, la MF permet une transmission plus importante des protéines sériques tout en évitant celle des caséines (Mercier-Bouchard & al., 2017). Cette alternative à l'UF pour la standardisation du lait de fromagerie présenterait l'avantage d'améliorer les qualités organoleptiques (saveur et texture) des fromages produits (Gésan-Guiziou, 2013 ; Mucchetti, 2014). Pour le fromage de type Cheddar, l'augmentation de la teneur en caséines du lait de fromagerie conduit à une amélioration du rendement fromager (Oommen & al., 2000). Ce fromage est le plus produit au Canada. En 2017, plus de 162000 tonnes de fromage Cheddar y ont été produites, soit près de 33% de la production totale de fromages du pays. La province québécoise en est le plus important producteur. En moyenne, 45% de la production de Cheddar canadien a été assurée par les transformateurs laitiers du Québec entre 2012 et 2017 (CCIL, 2018).

Bien qu'il soit acquis que les procédés de SPM peuvent aider à augmenter les rendements fromagers, les effets de ces opérations sur les impacts à l'environnement et la rentabilité économique des transformations laitières ne semblent pas être clairement établis. Le concept d'éco-efficacité (EE) lie ces deux dimensions et vise à dissocier la création de valeur de l'exploitation des ressources et de l'émission de polluants (BCSD, 1992). Récemment, Benoit & al. (2018b) ont présenté un outil d'évaluation de l'EE spécifiquement développé pour le secteur de la transformation laitière. Cet outil propose à son utilisateur de modéliser le procédé dont il souhaite évaluer l'EE grâce à un simulateur de procédés. L'évaluation de l'EE est

réalisée selon la norme ISO14045 (ISO, 2012), et l'outil permet l'évaluation de l'EE des procédés modélisés, l'exploration des contributions aux impacts, la comparaison de plusieurs scénarios, et l'évaluation de la viabilité économique des scénarios.

Cette étude a pour objectif d'évaluer la contribution des procédés de SPM à l'EE de la production de fromage Cheddar à partir de lait cru dans le contexte québécois. La réalisation de cet objectif nécessite la comparaison d'au moins deux scénarios : l'un dénué de procédés de SPM et l'autre incluant des opérations de filtration. Les opérations d'UF et de MF étant toutes deux utilisées pour la standardisation du lait de fromagerie, trois scénarios seront comparés : un scénario intégrant l'UF à l'étape de standardisation, un second intégrant la MF à cette même étape, et un troisième, représentatif du procédé conventionnel, c'est-à-dire dénué d'opération de SPM.

L'outil développé par Benoit & al. (2018b) relevant de la simulation de procédés, la modélisation des opérations de SPM est un préalable indispensable à cette étude. Même si de nombreux modèles ont été développés pour prédire les performances des procédés de SPM, aucun ne permet de prendre en compte l'ensemble des phénomènes en jeu dans les opérations de filtration des fluides laitiers (Ng & al., 2017). Une façon de surmonter cette difficulté est d'utiliser des données pilotes de filtration. La technique la plus simple consiste en l'extrapolation linéaire des performances moyennes de filtration observées en mode batch à l'échelle pilote (Lutz, 2010). Une autre technique, plus complète, a été présentée par Cheryan (1986) et plus récemment par GEA (2016). Cette dernière permet de prédire les performances de filtration d'un système multi-stages d'échelle industrielle opérant avec les mêmes paramètres opératoires (température du fluide, pression trans-membranaire, et vitesse d'écoulement tangentiel) qu'un système pilote de filtration opéré en mode Batch avec le même fluide de départ, la même membrane, et le même module membranaire, jusqu'au FCV désiré. Deux études se sont récemment intéressées aux opérations de MF et d'UF lors de travaux de recherche en lien avec l'utilisation des procédés de SPM dans la préparation des laits de fromagerie (Mercier-Bouchard & al., 2017, et Gavazzi-April & al., 2018, respectivement). Ce sont les données pilote de filtration générées dans le cadre de ces travaux qui ont été utilisées dans cette étude pour la modélisation des opérations de SPM.

6.2. Matériel et méthodes

6.2.1. Scénarios évalués

La transformation laitière à l'étude est la production de fromage de type Cheddar à partir de lait cru. Trois scénarios (identifiés par les lettres A, B, et C) de cette transformation ont été étudiés. Les diagrammes de procédés de ces scénarios sont présentés aux figures 6.1 et 6.2.

Par définition, l'évaluation de l'EE partage avec l'ACV le concept de cycle de vie. L'EE des trois scénarios a été évaluée « du berceau à la porte », c'est-à-dire de la production du lait cru à la porte de sortie du transformateur laitier — le fromage Cheddar y est prêt à être transporté vers les distributeurs. Toutes les dimensions relatives aux cycles de vie des étapes de production et de transport du lait cru, et de transformations laitières ont ainsi été entièrement prises en compte. Les étapes de transports, distributions, et consommations des produits finis ont été exclues de ces évaluations. Toutes les étapes du cycle de vie considérées sont réputées avoir lieu dans la province du Québec (CAN), et la distance moyenne de transport du lait cru des fermes laitières aux sites de transformation a été fixée à 70km.

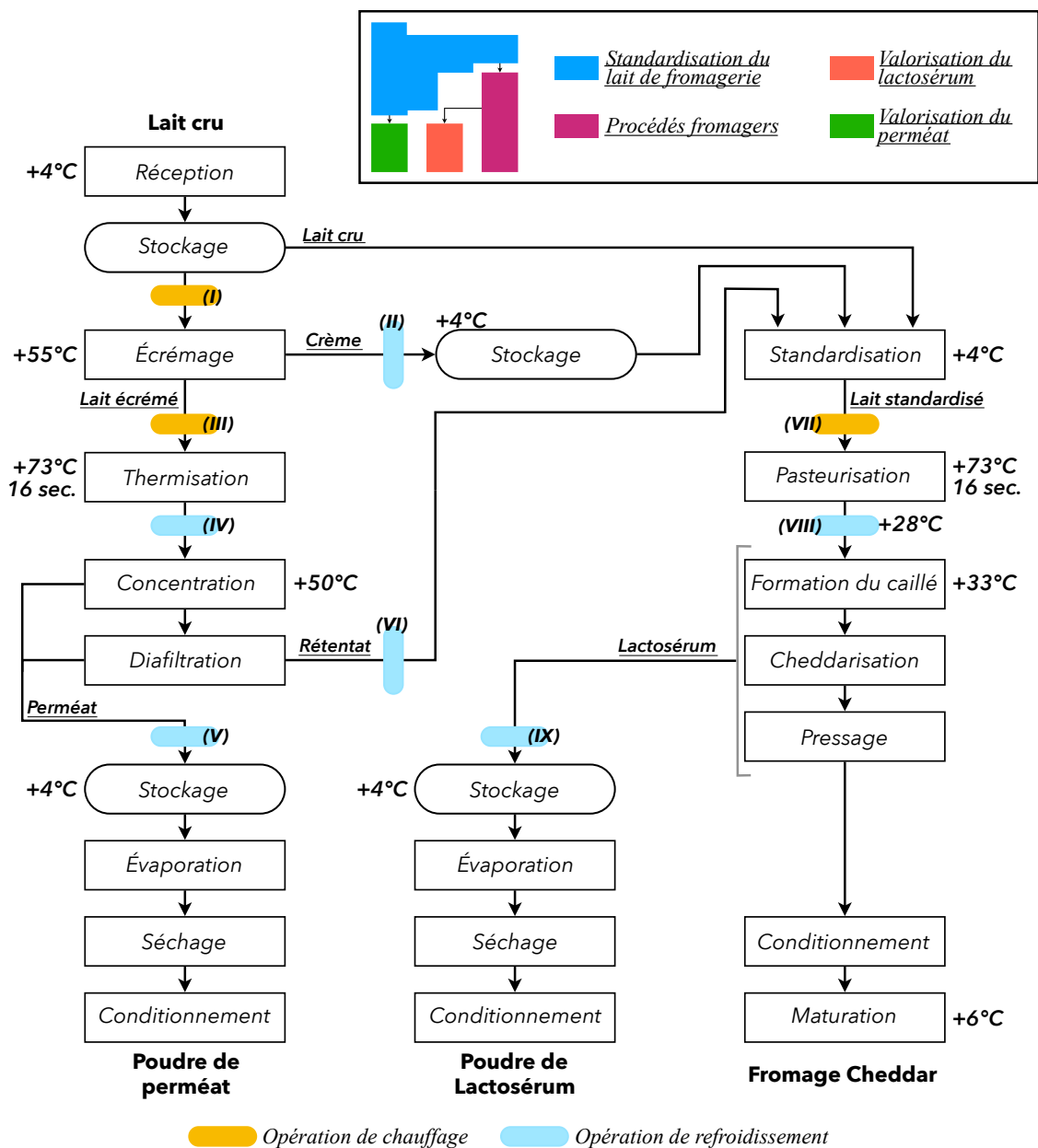


Figure 6.1 : Diagramme de procédé des scénarios A et B.

Scénario A — Concentration : UF 10kDa, FCV = 3,5X ; Diafiltration continue de 2,0 DV.
 Scénario B — Concentration : MF 0,1µm, FCV = 3,0X ; Deux diafiltration discontinues de 2,0 DV chacune.

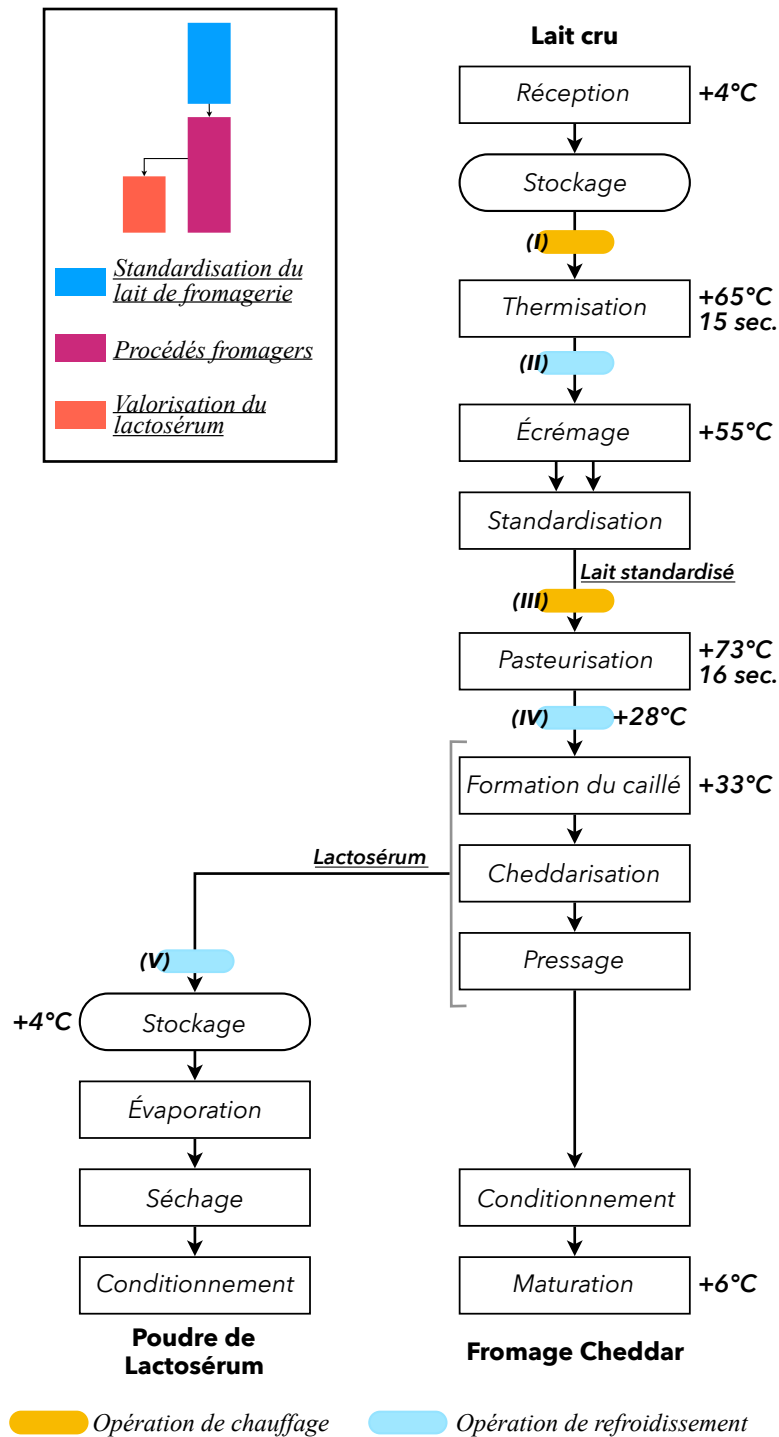


Figure 6.2 : Diagramme de procédé du scénario C.

Chacun des scénarios élaborés peut être divisé en plusieurs ateliers :

- standardisation du lait de fromagerie,
 - procédés fromagers,
 - valorisation du lactosérum,
- et, pour les scénarios A & B uniquement :
- valorisation du perméat.

La standardisation du lait de fromagerie débute avec la réception du lait cru, et se termine avec la production d'un lait de fromagerie standardisé en protéines et matières grasses. La matière première est identique pour les trois scénarios : le lait cru réceptionné présente une température de 4°C et est composé de 3,97% de MG, 3,27% de protéines, 4,81% de lactose, et 0,75% de sels et minéraux (w/w) (Fox & al., 2004). À l'issue de la standardisation, le lait de fromagerie présente un ratio CN/MG situé entre 0,67 et 0,72, conformément aux indications de Ong & al. (2017). Pour les scénarios A et B, l'étape de standardisation présente un objectif supplémentaire : enrichir le lait de fromagerie en protéines pour atteindre une concentration en protéines de 5,93% (w/w) dans le lait standardisé, tel qu'indiqué par Oommen & al. (2000).

L'étape de standardisation du scénario C correspond à celle décrite par TetraPak (2015a) : la totalité du lait cru réceptionné est écrémée avant d'être standardisée. Dans les scénarios A et B, la standardisation combine une portion du lait cru de départ, la totalité de la crème issue de l'écémage de la portion complémentaire du lait cru, et le rétentat généré lors d'une opération de SPM sur l'ensemble du lait écrémé obtenu. L'opération de SPM du scénario A correspond à celle décrite par Gavazzi-April & al. (2018), et celle du scénario B à celle décrite par Mercier-Bouchard & al. (2017).

Dans le scénario A, l'opération de SPM consiste ainsi en la concentration du lait écrémé jusqu'à obtention d'un FCV de 3,5X, puis une diafiltration (DF) continue de deux diavolumes (DV) est réalisée. Ces deux étapes sont conduites dans des unités de filtration équipées de membranes d'UF présentant un seuil de coupure de 10kDa. Dans le scénario B, la concentration et la DF sont réalisées au moyen de membranes de MF présentant un seuil de coupure

de 0,1 μ m. La concentration est menée jusqu'à l'atteinte d'un FCV de 3,0X et est suivie de deux DF discontinues de deux DV chacune. Dans les deux scénarios, les opérations de SPM sont conduites à 50°C. Les coefficients de rejets protéiques issus des travaux de Mercier-Bouchard & al. (2017) et Gavazzi-April & al. (2018) font partie des données utilisées pour les calculs des bilans de matières préliminaires à la modélisation des scénarios. Dans le cas de l'étude de Gavazzi-April & al. (2018), moins détaillée sur ce sujet, une rétention totale des CN est considérée, en accord avec les informations rassemblées par El-Gazzar & al. (1991) sur l'UF de lait écrémé.

Les mêmes contraintes ont été appliquées aux trois scénarios : le lait standardisé doit présenter un ratio CN/MG situé entre 0,67 et 0,72, les scénarios modélisés ne doivent pas présenter d'excédent de crème et de lait écrémé, et pour les scénarios A et B, la totalité du rétentat doit être utilisée pour la standardisation du lait de fromagerie. Un seul produit est donc généré à l'étape de standardisation : le lait de fromagerie standardisé en protéines et MG. Le seul sous-produit généré par cette étape est le perméat de filtration dans les scénarios A et B. Il n'entre pas dans la composition du lait standardisé.

L'étape de standardisation est suivie de la production fromagère. Celle-ci est identique pour les trois scénarios et correspond au procédé décrit par TetraPak (2015a) et Fox & al. (2004) pour la production de fromage Cheddar. Conformément aux expérimentations d'Oommen & al. (2000), les additifs suivants sont ajoutés au cours du procédé fromager :

- 0,4 mL de chlorure de calcium par kilogramme de lait standardisé,
- 0,03 mL de colorant annatto par kilogramme de lait standardisé,
- 8,26g de ferments par kilogramme de protéines dans le lait standardisé,
- 0,11 mL d'extrait de présure par kilogramme de lait,
- et 1,90% (w/w) de sel par kilogramme de caillé.

Des blocs de 18kg de fromage sont obtenus à la suite du pressage (Sun & al., 2011), et les fromages sont conditionnés dans des emballages en polyéthylène avant d'être entreposés à 6°C pendant 8 mois pour maturation (Fox & al., 2004).

Le lactosérum soutiré lors du procédé fromager est valorisé sous la forme de poudre de lactosérum. Cette étape est identique pour les trois scénarios et correspond au procédé décrit par Schuck & al. (2015) dans lequel la réduction du liquide en poudre se fait par passage successif dans un évaporateur sous vide puis un séchoir.

Pour les scénarios A et B, le perméat est valorisé de la même façon que le lactosérum — toujours en accord avec les informations présentées par Schuck & al. (2015). Les poudres de lactosérum et de perméat sont ensuite conditionnées dans des sacs en papier doublé d'une enveloppe interne en polyéthylène d'une capacité de 25kg de produit (Seair, 2018 ; IMP, 2018).

La productivité choisie est la même pour les trois scénarios : 1500 mètres cubes (m³) de lait cru sont réceptionnés quotidiennement, et les ateliers de transformations opèrent 20 heures sur 24 — les quatre heures restantes étant dévolues aux opérations de nettoyage et d'assainissement — tous les jours de la semaine.

6.2.2. Évaluation de l'éco-efficacité des scénarios

L'EE des scénarios a été évaluée par simulation de procédés à l'aide de l'outil développé par Benoit & al. (2018b). Tel que décrit dans leurs travaux, les résultats de l'évaluation de l'EE sont présentés sous la forme d'indicateurs d'éco-efficacité (IEE) obtenus après calcul de la marge nette et analyse des impacts potentiels à l'environnement avec la méthode d'analyse d'impacts Impact2002+ (Humbert & al., 2012). Cinq IEE sont ainsi proposés : quatre exprimant la marge économique dégagée par unité de dommages à l'environnement, et un exprimant la marge dégagée par unité d'énergie électrique consommée à l'étape de transformation du cycle de vie (Benoit & al., 2018b). Il n'a pas été nécessaire de procéder à des ajouts de jeux de données d'impacts potentiels à l'environnement puisque ceux relatifs à la province québécoise étaient déjà intégrés aux bases de données du logiciel. En revanche, cet outil n'étant pas doté de fonctionnalités d'optimisation avec contraintes, il a été nécessaire de procéder aux dimensionnement et paramétrages de l'ensemble des éléments des procédés préalablement à la modélisation des scénarios.

Compte tenu des contraintes liées aux choix de traitements décrits dans la partie précédente, le dimensionnement des lignes de production était fonction de la distribution du lait cru à l'étape de standardisation. Pour les scénarios A et B, les quantités de crème et de rétentat générés dépendaient de la part de lait cru réceptionné envoyée vers l'étape d'écémage. Cette quantité a été déterminée à l'aide d'une méthode de résolution itérative dans laquelle la proportion de lait cru dirigée directement vers l'opération de standardisation est progressivement augmentée jusqu'à ce que la concentration massique en protéines du lait de fromagerie atteigne 5,93%.

Une fois la distribution des fluides vers les différentes opérations de l'atelier de standardisation déterminée, chaque élément de procédé a été dimensionné pour assurer la productivité requise dans chacune des voies de transformation. L'ensemble des échangeurs de chaleur (neuf pour les scénarios A et B, et cinq pour le scénarios C) ont été configurés pour privilégier la régénération, limiter les surfaces d'échanges, les pertes de charges et les dépenses énergétiques, et maintenir les durées de ces opérations inférieures à une dizaine de secondes. Le réseau hydraulique a été dimensionné pour fixer les vitesses des fluides sous la limite de $3,5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, tel que préconisé par TetraPak (2015a). Une chaudière au gaz naturel assure la production de vapeur d'eau, utilisée pour générer de l'eau chaude à 75°C , et un groupe froid permet la production d'eau froide à 2°C pour les opérations de refroidissement. L'unité de nettoyage et assainissement a été configurée sur la base des informations présentées par Yee & al. (2013).

Afin de permettre la modélisation et l'évaluation des procédés précédemment décrits, plusieurs opérations unitaires ont été ajoutées à l'outil développé par Benoit & al. (2018b).

6.2.3. Modélisation des procédés de séparations par membranes

Le dimensionnement des procédés de séparations par membranes a été réalisé sur la base des méthodes proposées par Cheryan (1986) et GEA (2016).

Les données brutes de filtration (essais réalisés en mode batch et à l'échelle pilote) ont été obtenues auprès de Gavazzi-April & al. (2018) et Mercier-Bouchard & al. (2017). L'évolution du flux de perméation en fonction du FCV a permis de déterminer des relations de $(1/J)$ en fonction de (Q_{Alim}/FCV) à partir de l'ensemble des mesures effectuées lors des filtrations pilotes. Q_{Alim} représente le débit d'alimentation désiré pour le système de filtration ($m^3.h^{-1}$) — tel que déterminé lors des calculs préalables de distribution des fluides précédemment décrits — et J le flux de perméation ($m^3.h^{-1}.m^{-2}$) observé lors des filtrations expérimentales à l'échelle pilote. En choisissant, pour le premier stage, un FCV inférieur au FCV final, il est possible de calculer une première valeur de (Q_{Alim}/FCV) et de déterminer ainsi la valeur de $(1/J)$ correspondante — soit parce qu'il s'agit de coordonnées déjà déterminées, soit en la déterminant par interpolation entre deux coordonnées existantes. Les équations (6.1), (6.2) et (6.3) (qui ne sont que les traductions mathématiques de définitions élémentaires relatives aux opérations de SPM) ont ensuite permis de déterminer la surface membranaire nécessaire pour ce stage :

$$Q_{Alim.} = Q_{Rét.} + Q_{Perm.} \quad (\text{Éq. 6.1})$$

(si l'on néglige les différences de masses volumiques entre alimentation, rétentat et perméat)

$$Q_{Perm.} = J \cdot S \quad (\text{Éq. 6.2})$$

$$FCV = Q_{Alim.} / Q_{Rét.} \quad (\text{Éq. 6.3})$$

avec $Q_{Rét.}$ et $Q_{Perm.}$ les débits de rétentat et de perméat (respectivement) ($m^3.h^{-1}$) et S la surface membranaire requise pour l'opération de ce stage (m^2). À partir des équations précédentes, quelques manipulations mathématiques simples permettent en effet d'aboutir à l'équation (6.4) et de déterminer ainsi la surface membranaire du stage à partir de son débit d'alimentation et des coordonnées déterminées à l'étape précédente :

$$S = \left(Q_{Alim.} - \frac{Q_{Alim.}}{FCV} \right) \cdot \frac{1}{J} \quad (\text{Éq. 6.4})$$

Le débit de rétentat du stage est ensuite calculé à l'aide de l'équation (6.3). Par définition, ce débit est le débit d'alimentation du stage suivant. La même démarche peut donc reprendre de façon cyclique, en ajustant les valeurs des FCV de chaque stage, jusqu'à atteindre le FCV global désiré.

Cette méthode a été utilisée pour dimensionner les unités de filtrations des étapes de concentration des scénarios A et B ($FCV = 3,5X$ et $3,0X$, respectivement), et des étapes de DF du

scénario B (DF discontinue, deux fois deux DV) — une méthode d’extrapolation linéaire (Lutz, 2010) a été utilisée pour la modélisation de l’étape de DF continue du scénario A (DF continue de deux DV). La consommation d’énergie électrique de ces opérations a été déterminée à partir des consommations des moteurs qui entraînent les pompes d’alimentation de chaque stage. Chacune de ces consommations est calculée à partir du débit d’alimentation du stage considéré, de la pression en entrée des modules membranaires (conformément aux opérations réalisées à l’échelle pilote), et des paramètres de rendements des pompes et moteurs.

6.2.4. Modélisation du procédé fromager

Les procédés fromagers des trois scénarios visent à la production de Cheddar à 36% d’humidité. Les rendements fromagers sont déterminés à l’aide d’une version modifiée de l’équation de Van Slyke destinée à prédire les rendements fromagers des fromages Cheddar (Mullan, 2008) :

$$R = 1703,12 \cdot (0,93 \cdot \%MG + 0,96 \cdot \%CN) \quad (\text{Éq. 6.5})$$

Avec %MG et %CN les concentrations (w/w) en MG et CN (respectivement) dans le lait standardisé, et R la masse (kg) de fromage Cheddar à 36% d’humidité obtenu par tonne de lait standardisé.

Utilisée par Oommen et al. (2000) pour des fromages Cheddar préparés à partir de lait standardisé par l’ajout de lait ultrafiltré, pour obtenir un ratio CN/MG de 0,70 et des concentrations en CN jusqu’à 5,95% (w/w), l’intervalle de confiance des rendements prédits s’est élevé à 98,6%.

Les bilans de matières et d’énergies des étapes de formation du caillé, de Cheddarisation, et de pressage et conditionnement, ont été calculés à partir des informations présentées par Sun & al. (2011), TetraPak (2015b), et TetraPak (2015c).

6.2.5. Modélisation des opérations d'évaporation et séchage

L'évaluation des consommations énergétiques des opérations d'évaporations sous vide et de séchage des poudres de lactosérums et de perméats repose sur les résultats de simulations obtenus par Schuck & al. (2015) pour la production de poudres à partir de lactosérum liquide et de perméat de lait écrémé liquide.

6.2.6. Paramètres économiques

L'ensemble des données économiques relatives aux charges d'exploitation des scénarios modélisés est présenté au tableau 6.1. La plupart de ces données sont des valeurs moyennes des tarifs appliqués au Québec ou au Canada à des périodes situées entre les années 2014 et 2018 (transport, électricité, gaz naturel, traitement des eaux usées, infrastructure, équipements, et main d'œuvre).

Le prix d'achat du lait cru a été calculé sur la base de sa composition et des tarifs québécois de la classe 3b1 : « Fromage Cheddar et fromages apparentés » (PLQ, 2018).

Un coût moyen a été choisi pour l'eau potable consommée. Au Québec, l'eau potable est facturée indirectement et sans quantification des volumes consommés, par le biais des impôts fonciers municipaux, pour la majorité des consommateurs résidentiels, commerciaux, et industriels (MAMROT, 2015 ; Minardi 2010). Tous secteurs confondus, 95% des industriels canadiens s'auto-provisionnent en eau en procédant à des pompages en surface ou en sous-sol (CWF, 2011). Une licence de prix inconnue doit être obtenue pour procéder à ces prélèvements. En accord avec les données présentées par MAMROT (2015), un prix moyen de 0,53 \$CAD par mètre cube d'eau consommé a été fixé pour les trois scénarios.

Les prix des produits de nettoyage et des ingrédients nécessaires aux procédés fromagers ont été obtenus auprès de distributeurs spécialisés (CYNDAN, 2018 ; GC, 2018). Les tarifs ont été convertis en dollars canadiens lorsque nécessaire.

Le coût des matériaux de conditionnement ont été arbitrairement fixés à 2,00 \$CAD par kilogramme.

Tableau 6.1 : Ensemble des tarifs des charges d'exploitation des scénarios A, B, et C.

<i>Charges</i>	<i>Tarifs</i>	<i>Sources</i>
<i>Lait cru</i>	0,81 \$CAD / kg	PLQ, 2018
<i>Transport</i>	26,23 \$CAD / t	PLQ, 2014
<i>Électricité</i>	0,038 \$CAD / kWh	AMPCO, 2015
<i>Gaz naturel</i>	0,0035 \$CAD / MJ	GazMétro, 2018
<i>Eau potable</i>	0,53 \$CAD / m ³	MAMROT, 2015
<i>Détergents acides</i>	3,72 \$CAD / kg	CYNDAN, 2018
<i>Détergents alcalins</i>	3,56 \$CAD / kg	CYNDAN, 2018
<i>Traitements Eaux usées</i>	0,45 \$CAD / m ³	MAMROT, 2015
<i>Membranes UF 10kDa</i>	82,36 \$CAD / m ²	Alfa Laval, 2015
<i>Membranes MF 0,1µm</i>	94,64 \$CAD / m ²	Alfa Laval, 2015
<i>Cultures</i>	18,80 \$CAD / kg	Danisco, 2008 ; GC, 2018a
<i>Chlorure de calcium</i>	4,75 \$CAD / kg	GC, 2018b
<i>Présure</i>	21,13 \$CAD / kg	Danisco, 2014 ; GC, 2018c
<i>Annatto (colorant)</i>	9,77 \$CAD / kg	GC, 2018d
<i>Sel</i>	0,80 \$CAD / kg	GC, 2018e
<i>Matériaux de conditionnement</i>	2,00 \$CAD / kg	—
<i>Infrastructure (Béton)</i>	0,0068 \$CAD / m ³	ConcreteNetwork, 2014
<i>Équipement (Acier)</i>	0,0055 \$CAD / kg	MEPS, 2017
<i>Main d'œuvre</i>	14,56 \$CAD / h	PayScale, 2018a

En l'absence de données sur les prix de vente des produits laitiers sur les marchés canadiens, les prix de vente des fromages et des poudres ont été déterminés à partir des informations de prix de vente disponibles sur les marchés américains (AAE, 2018). Aux États-Unis, le prix du lait de classe III (classe fromages) est très inférieur à celui pratiqué au Québec : 0,36 \$CAD / kg contre 0,81 \$CAD / kg au Québec. Pour cette raison, les tarifs américains observés ont été augmentés jusqu'à assurer une situation de profit économique aux trois scénarios modélisés. Les gammes de tarifs retenues sont les suivantes :

- Fromage Cheddar : de 7,50 à 9,50 \$CAD / kg,
- Poudre de lactosérum : de 0,55 à 1,05 \$CAD / kg,
- Poudre de perméat : de 0,45 à 0,85 \$CAD / kg.

Ne disposant pas des tarifs pratiqués sur les marchés des produits laitiers canadiens, l'utilisation de gammes de tarifs a été retenue. Ces gammes correspondent à une augmentation de 140% à 190% des tarifs moyens américains constatés pour les premiers mois de l'année 2018 (AAE, 2018). En tirant parti des fonctionnalités offertes par l'outil développé par Benoit &

al. (2018b), il a été possible de réaliser une analyse de sensibilité de la rentabilité des scénarios aux prix de ventes des produits et sous-produits. La marge nette dégagée par tonne de lait cru réceptionné et transformé a ainsi été évaluée pour l'ensemble des configurations de prix de ventes offertes par les gammes de tarifs sélectionnées.

6.3. Résultats

6.3.1. Produits laitiers générés

Les masses et compositions des produits laitiers générés par chaque scénario sont présentées au tableau 6.2. Les masses indiquées correspondent à celles obtenues pour la transformation d'une tonne de lait cru. Les masses de fromage obtenues sont très similaires pour les trois scénarios, avec un rendement global de l'ordre de 107kg de fromage produit par tonne de lait cru reçu. Une comparaison relative des masses obtenues montre que les masses générées dans les scénarios A et B représentent 99,7% et 99,1% (respectivement) de celle du scénario C. Aussi, pour les trois scénarios, les teneurs en matières grasses, protéines, et les taux d'humidité des fromages sont très proches. En effet, les moyennes de ces valeurs (37,12%, 25,05%, et 37,43%, respectivement) sont associées à de faibles écart-types : 0,14%, 0,12%, et 0,10% (respectivement). L'humidité des fromages est supérieure d'un point à celle désirée (37% contre 36% prévus). Enfin, les teneurs en protéines et lactose correspondent à celles indiquées par O'Brien (2017) pour le fromage Cheddar, tandis que les teneurs en MG sont en moyenne 2,5 points plus élevées.

Bien que les masses de fromages obtenues soient similaires, les masses de poudres de lactosérums diffèrent d'un scénario à l'autre. Les masses obtenues dans les scénarios A et B ne correspondent qu'à 44% et 32% de celle générée au scénario C. Les compositions des poudres de lactosérum sont très proches pour les scénarios A et B — les variations relatives sont inférieures à 2% (MG exceptée) — mais diffèrent de celle du scénario C. La poudre de perméat de ce dernier est plus pauvre d'un tiers en MG et de moitié en protéines, mais est plus riche d'un à deux dixièmes en lactose et minéraux. Pour le scénario C, la composition observée est proche de celle présentée par De Boer (2014) pour la poudre de lactosérum

doux, tandis que celles des scénarios A & B présentent des teneurs en protéines pratiquement doublées.

Tableau 6.2 : Masses et compositions de la matière première et des produits générés par les scénarios A, B, et C.

Les masses des produits générés sont exprimées par tonne de lait cru réceptionné.

** : d'après Fox & al., 2004.*

<i>Fluide laitier</i>	<i>Lait cru*</i>	<i>Scénario A</i>			<i>Scénario B</i>			<i>Scénario C</i>	
		<i>Fromage Cheddar</i>	<i>Poudre de lactosérum</i>	<i>Poudre de perméat</i>	<i>Fromage Cheddar</i>	<i>Poudre de lactosérum</i>	<i>Poudre de perméat</i>	<i>Fromage Cheddar</i>	<i>Poudre de lactosérum</i>
<i>Masse (kg)</i>	1000	107	28	36	106	20	45	107	63
<i>Composition (w/w)</i>									
<i>Matière grasse</i>	3,97%	37,03%	0,72%	—	37,27%	0,80%	—	37,05%	0,25%
<i>Protéines</i>	3,27%	25,12%	19,55%	1,27%	24,90%	19,21%	5,51%	25,13%	9,25%
<i>Lactose</i>	4,81%	0,17%	66,23%	81,97%	0,13%	66,49%	78,30%	0,18%	75,26%
<i>Sels et minéraux</i>	0,75%	0,24%	9,50%	12,76%	0,18%	9,49%	12,19%	0,32%	11,24%
<i>Eau</i>	87,20%	37,44%	4,00%	4,00%	37,51%	4,00%	4,00%	37,32%	4,00%

Ce sont 36kg et 45kg de poudre de perméat qui sont générés par les scénarios A et B (respectivement) pour chaque tonne de lait cru transformé. Celle du scénario B présente une teneur massique en protéines 4,3 fois plus importante que celle du scénario A. Aussi, les poudres de perméat obtenues respectent les normes de composition du Codex Alimentarius pour les poudres de perméat de lait (FAO, 2017).

Il est à noter que les simulations réalisées considèrent un niveau de perte nul. Les 128kg de solides totaux par tonne de lait cru, correspondent effectivement, pour chaque scénario, à la somme des solides totaux des produits générés.

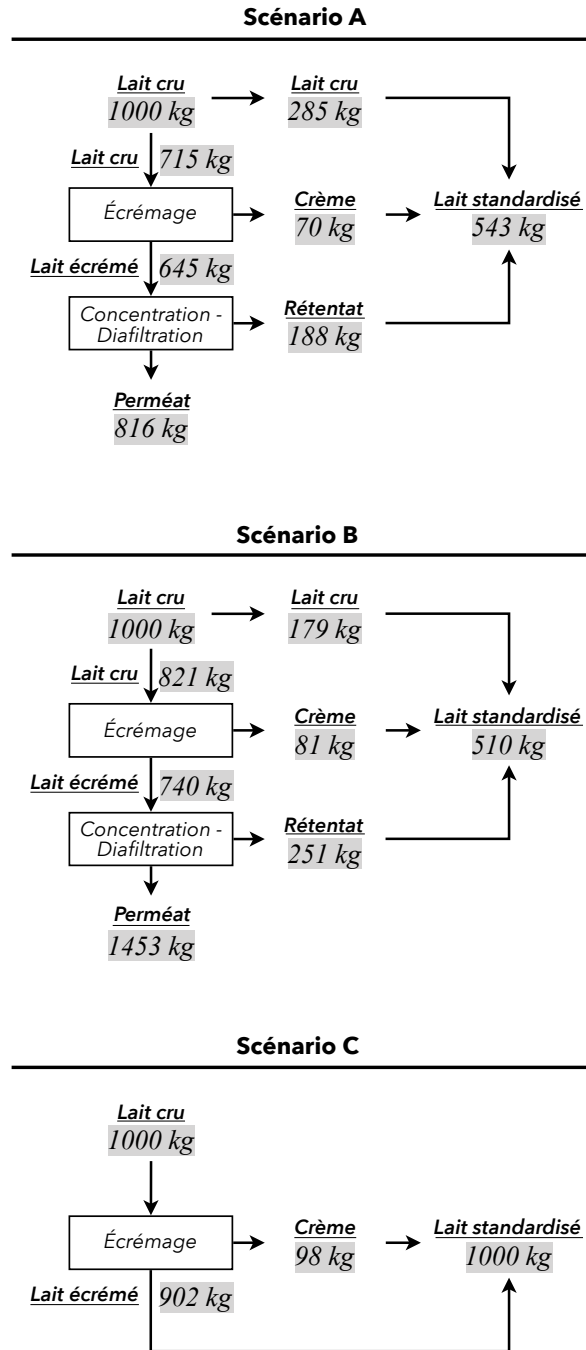


Figure 6.3 : Schéma de distributions des fluides laitiers de l'étape de standardisation des scénarios A, B, et C.

Tableau 6.3 : Composition des fluides laitiers de l'étape de standardisation des scénarios A, B, et C.

Lait std. : Lait standardisé. * : d'après Fox & al., 2004.

Fluide laitier	Scénario A, B, et C			Scénario A		
	<i>Lait cru*</i>	<i>Lait écrémé</i>	<i>Crème</i>	<i>Rétenant</i>	<i>Perméat</i>	<i>Lait std.</i>
Composition (w/w)						
<i>Matière grasse</i>	3,97%	0,05%	40,00%	0,17%	—	7,31%
<i>Protéines</i>	3,27%	3,40%	2,04%	11,42%	0,06%	5,93%
<i>Lactose</i>	4,81%	5,01%	3,01%	1,45%	3,62%	3,41%
<i>Sels et minéraux</i>	0,75%	0,78%	0,47%	0,23%	0,56%	0,53%
<i>Eau</i>	87,20%	90,76%	54,48%	86,73%	95,76%	82,82%
Ratio CN/PT	0,82	0,82	0,82	0,84	0,00	0,83
Ratio CN/MG	0,68	55,82	0,04	55,76	—	0,68

Fluide laitier	Scénario B			Scénario C
	<i>Rétenant</i>	<i>Perméat</i>	<i>Lait std.</i>	<i>Lait std.</i>
Composition (w/w)				
<i>Matière grasse</i>	0,15%	—	7,78%	3,97%
<i>Protéines</i>	9,08%	0,17%	5,93%	3,27%
<i>Lactose</i>	0,90%	2,40%	2,60%	4,81%
<i>Sels et minéraux</i>	0,14%	0,37%	0,41%	0,75%
<i>Eau</i>	89,73%	97,06%	83,28%	87,20%
Ratio CN/PT	0,89	0,15	0,87	0,82
Ratio CN/MG	54,76	—	0,67	0,68

6.3.2. Distribution des fluides à l'étape de standardisation

Les distributions massiques des fluides à l'étape de standardisation des trois scénarios sont présentées à la figure 6.3. Les compositions de l'ensemble des fluides à cette même étape de la transformation sont indiquées au tableau 6.3.

Aucun des scénarios ne présente d'apport de matière première laitière autre que les 1500m³ de lait cru réceptionné quotidiennement. Pour cette raison, les masses de CN et de MG disponibles sont imposées par la composition du lait cru et le ratio CN/MG ne peut donc excéder 0,68 pour aucun des scénarios considérés dans cette étude (tableau 6.3).

Dans le scénario C, la contrainte de composition du lait standardisé est aisément respectée : la totalité du lait cru est écrémée et la crème et le lait écrémé générés sont recombinaés pour former le lait standardisé. Ce dernier présente donc la même composition que le lait cru, et une tonne en est produit pour chaque tonne de lait cru réceptionné.

La répartition du lait cru dans les différentes voies de l'étape de standardisation est différente dans les scénarios A et B. Dans le premier, 71,5% du lait cru est dirigé vers l'écrémage, alors que c'est 82,1% dans le second. Les compositions du lait écrémé et de la crème sont cependant les mêmes dans les trois scénarios, avec, à chaque fois, 9,8kg de crème et 90,2kg de lait écrémé produits pour chaque centaine de kilogrammes de lait cru envoyée vers l'écrémeuse. Dans le scénario A, 29% de la masse de lait écrémé est convertie en rétentat, tandis que ce sont 34% dans le scénario B. La teneur massique en protéines du rétentat est toutefois plus importante (11,42%) dans le scénario A que dans le scénario B (9,08%). En revanche, la proportion de CN (comparativement à la masse totale de protéines) est plus importante dans le rétentat du scénario B (89%) que dans le scénario A (84%), et dans les deux cas, les étapes de concentrations et DF ont permis d'obtenir un rétentat présentant un ratio CN sur masse totale de protéines (CN/PT) plus important que celui du lait écrémé.

Pour chaque tonne de lait cru réceptionné, ce sont 816kg et 1453kg de perméat qui sont produits dans les scénarios A et B (respectivement). Dans le scénario B, la teneur massique en protéines du perméat est près de trois fois plus importante que celle du perméat du scénario A, et la teneur massique en solides totaux est près d'un tiers plus faible. La quantité de perméat est certes beaucoup plus importante dans le scénario B, mais chaque tonne de perméat de ce scénario génère 44% (w/w) plus de poudre que chaque tonne de perméat du scénario A (31 kg de poudre par tonne de perméat dans le scénario A, contre 44 dans le scénario B).

Le lait standardisé est constitué des volumes générés de lait cru, de crème, et de rétentat. Alors que dans le scénario C, une tonne de lait standardisé est produite par tonne de lait cru réceptionné, seuls 543kg et 510kg de lait standardisé sont générés dans les scénarios A et B (respectivement). Les laits standardisés obtenus respectent néanmoins les contraintes fixées : la teneur en protéines est de 5,93% (contre 3,27% pour le scénario C), et le ratio CN/MG

est situé entre 0,67 et 0,72. Du fait des différences de composition des rétentats, la « formule » du lait standardisé est elle aussi différente. En effet, le lait standardisé du scénario A est composé de 52% de lait cru, 13% de crème, et 35% de rétentat (w/w), alors que celui du scénario B est composé de 35% de lait cru, 16% de crème, et 49% de rétentat (w/w). La provenance des CN est elle aussi différente d'un scénario à l'autre : 29%, 4%, et 67% (w/w) des CN du lait standardisé proviennent du lait cru, de la crème, et du rétentat (respectivement) dans le scénario A, alors que ce sont 18%, 5%, et 77% dans le scénario B. Même si les quantités de lait standardisé des scénarios A et B ne représentent qu'un peu plus de la moitié de celle du scénario C, les masses de fromages obtenus sont presque identiques (tableau 6.2).

6.3.3. Unités de filtration

Le tableau 6.4 présente le dimensionnement des unités de concentration et DF des scénarios A et B. Les étapes de concentration ont été réparties sur quatre stages pour les deux scénarios, et les FCV cibles ont bien été atteints. La DF continue du scénario A a été réalisée sur 3 stages, de même que les deux DF discontinues du scénario B.

Logiquement, les flux de perméation déterminés à partir des données pilotes sont inférieurs pour les opérations d'UF (scénario A) comparativement à ceux des opérations de MF (scénario B). Les surfaces membranaires des stages sont fonction du débit d'alimentation du stage, de son FCV, et du flux de perméation correspondant. Nonobstant le fait que le débit d'alimentation global des unités de filtration du scénario A est inférieur à celui du scénario B (figure 6.3), les surfaces membranaires requises prédites pour les filtrations du scénario A sont plus importantes. Pour ce scénario la surface membranaire totale prédite est ainsi de 6221m² contre 3071m² pour le scénario B.

Dans le scénario A, les débits d'alimentation des stages sont inférieurs à ceux du scénario B — 30% plus faibles en moyenne. Les paramètres opératoires sont différents dans les deux scénarios, et la pression d'entrée des modules membranaires est inférieure en MF — la valeur

est constante et plus faible de 39%. Toutefois, le scénario B présente une étape de DF supplémentaire. Il en résulte que la puissance totale requise est inférieure de 18% pour le scénario A (34,9kW contre 42,6kW pour le scénario B).

Tableau 6.4 : Dimensionnement des unités de concentration et de diafiltration des scénarios A et B.

S : Surface membranaire — *J* : Flux de perméation — *FCV_s* : Facteur de concentration volumique du stage — *FCV_g* : Facteur de concentration volumique global — *Pr* : Puissance requise — *DV* : Diavolume.

Scénario A						Scénario B					
Concentration — FCV = 3,5X						Concentration — FCV = 3,0X					
Stage	<i>S</i>	<i>J</i>	<i>FCV_s</i>	<i>FCV_g</i>	<i>P_r</i>	Stage	<i>S</i>	<i>J</i>	<i>FCV_s</i>	<i>FCV_g</i>	<i>P_r</i>
—	<i>m</i> ²	<i>l.h</i> ⁻¹ . <i>m</i> ⁻²	—	—	<i>kW</i>	—	<i>m</i> ²	<i>l.h</i> ⁻¹ . <i>m</i> ⁻²	—	—	<i>kW</i>
(1)	987	16,5	1,5	1,5	8,9	(1)	564	33,2	1,5	1,5	6,2
(2)	671	13,9	1,4	2,1	5,9	(2)	371	28,8	1,4	2,1	4,2
(3)	486	11,1	1,3	2,7	4,2	(3)	213	25,1	1,2	2,6	3,0
(4)	474	8,5	1,3	3,5	3,3	(4)	118	22,9	1,1	3,0	2,4
Diafiltration Continue — 2,0 DV						Diafiltration Discontinue Étape 1 — 2,0 DV					
Stage	<i>S</i>	<i>J</i>	<i>FCV_s</i>	<i>FCV_g</i>	<i>P_r</i>	Stage	<i>S</i>	<i>J</i>	<i>FCV_s</i>	<i>FCV_g</i>	<i>P_r</i>
—	<i>m</i> ²	<i>l.h</i> ⁻¹ . <i>m</i> ⁻²	—	—	<i>kW</i>	—	<i>m</i> ²	<i>l.h</i> ⁻¹ . <i>m</i> ⁻²	—	—	<i>kW</i>
(1)	1376	6,8	1	1	4,2	(1)	435	43,1	1,5	1,5	6,2
(2)	1190	7,8	1	1	4,2	(2)	310	37,5	1,4	2,2	4,2
(3)	1037	9,0	1	1	4,2	(3)	224	31,8	1,4	3,0	3,0
Diafiltration Discontinue Étape 2 — 2,0 DV						Diafiltration Discontinue Étape 2 — 2,0 DV					
Stage	<i>S</i>	<i>J</i>	<i>FCV_s</i>	<i>FCV_g</i>	<i>P_r</i>	Stage	<i>S</i>	<i>J</i>	<i>FCV_s</i>	<i>FCV_g</i>	<i>P_r</i>
—	<i>m</i> ²	<i>l.h</i> ⁻¹ . <i>m</i> ⁻²	—	—	<i>kW</i>	—	<i>m</i> ²	<i>l.h</i> ⁻¹ . <i>m</i> ⁻²	—	—	<i>kW</i>
(1)	372	50,4	1,5	1,5	6,2	(1)	372	50,4	1,5	1,5	6,2
(2)	264	44,0	1,4	2,2	4,2	(2)	264	44,0	1,4	2,2	4,2
(3)	200	35,5	1,4	3,0	3,0	(3)	200	35,5	1,4	3,0	3,0

6.3.4. Indicateurs d'éco-efficacité

Les valeurs des IEE et des dommages potentiels à l'environnement pour l'ensemble des scénarios sont indiquées au tableau 6.5. Les valeurs des IEE présentées ont été obtenues pour les valeurs de charges d'exploitation indiquées au tableau 6.1 et pour les prix de ventes suivants :

- fromage Cheddar : 8,50 \$CAD/kg,
- poudre de lactosérum : 0,80 \$CAD/kg,
- poudre de perméat : 0,60 \$CAD/kg.

Comme montré au tableau 6.5, quelle que soit la catégorie de dommages considérée, le scénario C présente les valeurs d'IEE les plus importantes et le scénario B présente les valeurs d'IEE les plus faibles. Les valeurs des IEE du scénario A sont 8% à 19% supérieures à celles du scénario B, et celles du scénario C sont 18% à 32% supérieures à celles du scénario B. C'est pour l'IEE5 (marge dégagée par unité d'énergie électrique consommée à l'étape de transformation) que les écarts sont les plus importants, et pour l'IEE2 (marge dégagée par unité de dommage à la QE) que les écarts sont les plus faibles. Il apparaît donc, que pour ce scénario économique, les opérations de filtrations baromembranaires introduites à l'étape de standardisation des scénarios A et B contribuent négativement à l'EE globale de la valorisation du lait cru.

Tableau 6.5 : Valeurs des indicateurs d'éco-efficacité (IEE), et des dommages et consommation d'énergie électrique (CEE) par tonne de lait cru réceptionné.

SH : Santé Humaine — QE : Qualité des Écosystèmes — CC : Changement Climatique
— R : Ressources.

Valeurs des Indicateurs d'éco-efficacités (IEE).				
Scénarios :	A	B	C	Unités
IEE1	4,94E+04	4,56E+04	5,43E+04	\$CAD / DALY
IEE2	0,058	0,053	0,063	\$CAD / PDF.m ² .an
IEE3	0,084	0,077	0,092	\$CAD / kg CO ₂ éq.
IEE4	0,011	0,010	0,012	\$CAD / MJ
IEE5	3,6	3,0	4,0	\$CAD / kWh

Dommages et CEE par tonne de lait cru reçu.				
Scénarios :	A	B	C	Unités
SH	1,81E-03	1,83E-03	1,81E-03	DALY
QE	1558	1562	1556	PDF.m ² .an
CC	1073	1076	1063	kg CO ₂ éq.
R	8437	8497	8224	MJ
CEE	24,71	27,31	24,38	kWh

Les impacts potentiels à l'environnement associés au scénario C sont les moins importants, quelle que soit la catégorie de dommages considérée. Les écarts avec les autres scénarios sont cependant très faibles : le scénario A présente moins de 0,9% de différences avec le scénario C pour les catégories SH, QE, et CC, et 2,6% pour les dommages aux R, tandis que

le scénario B présente moins de 1,2% de différence avec le scénario C pour les trois premières catégories de dommages, et 3,3% de différence pour les dommages aux R.

Les valeurs de CEE sont toutes les trois du même ordre de grandeur et suivent la même tendance que les impacts potentiels à l'environnement. Le scénario C présente la valeur la plus faible, suivie de celle du scénario A (+1,4%), et du scénario B (+12%). Contrairement aux catégories de dommages, cet indicateur n'est représentatif que de l'étape de transformation (Benoit & al., 2018b). Ces différences sont donc directement imputables aux choix de modélisations des scénarios.

6.3.5. Contributions aux impacts potentiels à l'environnement

Les contributions moyennes des étapes du cycle de vie du lait cru sont présentées au tableau 6.6. Quels que soient le scénario et la catégorie de dommages considérés, l'étape du cycle de vie qui contribue le plus aux impacts potentiels à l'environnement est la production de lait cru à la ferme. Cette étape contribue en moyenne à plus de 91% des impacts pour les catégories SH, QE, et CC (écarts types inférieurs à 1%), et à 75% ($\pm 1\%$) des dommages aux R. L'étape de transport contribue identiquement aux impacts pour les trois scénarios. Sa contribution maximale est de 2% dans la catégorie de dommages aux R. Enfin, la contribution de l'étape de transformation s'étend en moyenne de 2% (écart type inférieur à 1%) à 23% ($\pm 1\%$) — pour les catégories de dommages à la QE et aux R (respectivement).

Tableau 6.6 : Moyennes des contributions aux dommages des étapes du cycle de vie du lait cru des scénarios A, B, et C.

Les écarts-types non présentés sont inférieurs à 1%. SH : Santé Humaine — QE : Qualité des Écosystèmes — CC : Changement Climatique — R : Ressources.

	SH	QE	CC	R
<i>Production</i>	92%	98%	91%	75% ($\pm 1\%$)
<i>Transport</i>	1%	1%	1%	2%
<i>Transformation</i>	7%	1%	8%	23% ($\pm 1\%$)

Même si les contributions aux impacts des différentes catégories de dommages des étapes de production et de transport du lait cru ne sont pas les mêmes d'un scénario à l'autre, les valeurs de ces impacts sont identiques pour les trois scénarios. En effet, le volume de lait réceptionné et les besoins en transport du lait cru sont les mêmes pour les trois scénarios. Il est donc possible de comparer uniquement les impacts potentiels de l'étape de transformation des trois procédés (en excluant donc les deux précédentes étapes du cycle de vie) sans introduire de biais dans cette comparaison.

Tableau 6.7 : Contribution des flux de référence de l'étape de transformation laitière aux dommages de cette étape pour les scénarios A, B, et C.

Dommages exprimés par tonne de lait cru réceptionné. SH : Santé Humaine — QE : Qualité des Écosystèmes — CC : Changement Climatique — R : Ressources.

	SH (DALY)			QE (PDF.m ² .an)		
	Scénario : A	B	C	A	B	C
Dommages :	1,25E-04	1,36E-04	1,16E-04	23,1	27,3	20,5
Électricité	42,2%	42,8%	44,7%	13,0%	12,2%	14,4%
Gaz naturel	41,4%	39,3%	38,5%	33,9%	29,7%	33,0%
Eau potable	1,4%	2,3%	1,0%	0,7%	1,0%	0,5%
Détergent acide	0,6%	0,5%	0,8%	2,9%	2,5%	4,1%
Détergent alcalin	2,2%	2,0%	2,9%	1,3%	1,1%	1,9%
Traitements des eaux usées	5,8%	7,3%	5,0%	39,9%	46,6%	36,0%
Matériaux de conditionnement	5,0%	4,6%	5,6%	5,4%	4,6%	6,1%
Autres (11)	1,3%	1,2%	1,6%	3,0%	2,4%	4,0%
	CC (kg CO ₂ éq.)			R (MJ)		
Dommages :	83,4	86,2	73,8	1959	2019	1746
Électricité	1,1%	1,2%	1,2%	1,4%	1,5%	1,6%
Gaz naturel	88,4%	88,4%	86,5%	84,5%	84,7%	82,1%
Matériaux de conditionnement	7,5%	7,3%	8,5%	11,6%	11,3%	13,1%
Autres (15)	3,0%	3,2%	3,8%	2,4%	2,4%	3,2%

Le tableau 6.7 présente, pour les trois scénarios, les dommages de l'étape de transformation ainsi que les contributions des flux de référence à ces dommages. Dans les quatre catégories de dommages, le scénario C présente les impacts les plus faibles, et le scénario B, les impacts les plus importants. C'est pour les dommages à la QE que les écarts sont les plus importants, avec près de 25% de différences entre les scénarios B et C. Plus généralement, les profils des

scénarios sont très similaires dans chaque catégorie de dommages. Le gaz naturel est un contributeur important dans toutes les catégories de dommages. Ses contributions sont d'ailleurs supérieures à 86% et 82% pour les dommages au CC et aux R (respectivement), raison pour laquelle la contribution de l'étape de transformation aux dommages du cycle de vie est plus élevée pour cette dernière catégorie (tableau 6.6). L'énergie électrique est aussi un contributeur important. C'est le premier et troisième contributeur des catégories de dommages à la SH et à la QE (respectivement). Enfin, le traitement des eaux usées est le principal contributeur des dommages à la QE. Sa contribution aux dommages est supérieure de 10% dans le scénario A et de 29% dans le scénario B, comparativement au scénario C.

Tableau 6.8 : Contribution des opérations de transformations à la consommation d'énergie électrique (CEE) de l'étape de transformation laitière pour les scénarios A, B, et C. CEE exprimées par tonne de lait cru réceptionné.

Scénario :	A	B	C
CEE (kWh) :	24,71	27,31	24,38
Écrémage	3,5%	3,9%	4,7%
Thermisation	0,4%	0,8%	1,4%
Concentration - Diafiltrations	3,8%	6,0%	—
Pasteurisation	0,5%	0,6%	2,8%
Réfrigération (groupe froid)	5,2%	8,7%	6,7%
Formation du caillé	1,2%	1,0%	3,0%
Cheddarisation	1,8%	1,7%	1,9%
Pressage - Conditionnement	2,5%	2,2%	2,5%
Valorisation du Lactosérum	32,4%	20,9%	75,7%
Valorisation du Perméat	47,6%	53,1%	—
Nettoyages et désinfections	0,8%	0,8%	1,1%
Autres	0,2%	0,3%	0,2%

En plus des contributions aux dommages, l'outil développé par Benoit & al. (2018b) permet d'explorer les contributions à la CEE de l'étape de transformation. Ces contributions sont présentées au tableau 6.8. Les plus importants contributeurs sont les opérations de valorisation des lactosérums et perméats. Leurs contributions combinées sont de 80%, 74%, et 75% pour les scénarios A, B, et C (respectivement). Le groupe froid, responsable de la production d'eau froide pour l'ensemble de la ligne de production est le deuxième plus gros contributeur

pour tous les scénarios, suivi des opérations de SPM pour les scénarios A et B, puis de l'étape d'écémage pour tous les scénarios.

6.3.6. Viabilité économique

La viabilité économique des trois scénarios a été évaluée pour l'ensemble des conditions qu'autorisent les gammes de tarifs des produits laitiers précédemment décrits. Les résultats de ces évaluations sont présentés au tableau 6.9. Lorsque le prix du fromage est de 7,50\$CAD/kg, la seule situation de profit concerne le scénario C, et ce, uniquement si le prix de la poudre de lactosérum est de 1,05\$CAD/kg (le seuil de rentabilité est à 0,95\$CAD/kg). À ce tarif, le scénario C est toujours le plus profitable, quels que soient les prix du Cheddar et de la poudre de lactosérum. Avec un tarif de 8,50\$CAD/kg de fromage (et plus), tous les scénarios permettent de dégager une marge nette positive. Lorsque la poudre de lactosérum se vend à 0,55\$CAD/kg, le scénario A est le plus profitable si le prix de la poudre de perméat est de 0,60\$CAD/kg ou plus. Lorsque la poudre de lactosérum est au tarif de 0,80\$CAD/kg, le scénario A n'est le plus profitable que si le prix de la poudre de perméat est de 0,85\$CAD/kg ou plus. Le scénario le plus profitable est toujours soit le scénario A, soit le scénario C. Le scénario B est le scénario le moins profitable dans toutes les conditions économiques testées. Il est à noter que pour chacune de ces conditions économiques, le scénario le plus profitable est aussi le plus éco-efficace. Le scénario B présente donc, pour toutes ces conditions, l'EE la plus faible.

6.4. Discussion

6.4.1. Rendements laitiers

Au vu des masses de fromage Cheddar générées pour chacun des scénarios (tableau 6.2), il apparaît que le rendement global (masse de fromage produit par tonne de lait cru réceptionné) n'a pas été amélioré par l'introduction des opérations de SPM à l'étape de standardisation des scénarios A et B. Cependant, l'enrichissement en protéines et MG du lait de fromagerie dans les scénarios A et B aboutit à la production de masses de fromage équivalentes à celle du scénario C, et ce, malgré une masse de lait standardisé presque deux fois plus faible pour

les scénarios A et B. Le rendement du procédé fromager est donc pratiquement deux fois plus élevé dans les scénarios A et B, ce qui correspond aux observations de Oommen & al. (2000).

Tableau 6.9 : Valeurs des marges nettes dégagées par tonne de lait cru réceptionné en fonction des prix de ventes des produits générés par les scénarios A, B, et C.

		Cheddar : 7,50 \$CAD / kg			Cheddar : 8,50 \$CAD / kg			Cheddar : 9,50 \$CAD / kg			
		Poudre de perméat : (\$CAD / kg)			Poudre de perméat : (\$CAD / kg)			Poudre de perméat : (\$CAD / kg)			
Poudre de lactosérum		0,45	0,60	0,85	0,45	0,60	0,85	0,45	0,60	0,85	
Scénarios	0,55 \$CAD / kg	A	-29,30	-23,89	-14,87	77,38	82,79	91,81	184,07	189,48	198,50
		B	-34,50	-27,82	-16,69	71,58	78,26	89,39	177,66	184,34	195,47
		C	-24,69	-24,69	-24,69	82,34	82,34	82,34	189,36	189,36	189,36
	0,80 \$CAD / kg	A	-22,37	-16,96	-7,94	84,31	89,73	98,75	191,00	196,41	205,43
		B	-29,56	-22,88	-11,75	76,52	83,20	94,33	182,60	189,28	200,41
		C	-8,89	-8,89	-8,89	98,13	98,13	98,13	205,16	205,16	205,16
	1,05 \$CAD / kg	A	-15,44	-10,03	-1,00	91,25	96,66	105,68	197,93	203,34	212,36
		B	-24,61	-17,94	-6,81	81,47	88,14	99,27	187,55	194,22	205,35
		C	6,91	6,91	6,91	113,93	113,93	113,93	220,96	220,96	220,96

Scénario le plus profitable ou le moins défavorable pour la situation économique considérée.
 Perte.
 Profit compris entre 0 et 100 \$CAD.
 Profit compris entre 100 et 200 \$CAD.
 Profit supérieur à 200 \$CAD.

Le rendement global très légèrement inférieur du scénario B (tableau 6.2) est vraisemblablement dû à la faible perte en CN qui survient lors des opérations de SPM — le ratio CN/MG du lait standardisé est incidemment plus faible d'un centième de point pour ce scénario (tableau 6.3). En effet, les transmissions de protéines sont plus importantes lors des étapes de concentration et DF avec la membrane de MF (0,1µm) comparativement à celles associées à la membrane d'UF (10kDa). Les coefficients de rejet globaux observés (étapes de concentrations et DF confondues) sont effectivement plus élevés pour la première : 0,99 et 0,95 pour les CN et protéines sériques (respectivement) lors de la MF, et 1 et 0,99 lors de l'UF. Ces valeurs sont, sans surprise, conformes à celles indiquées par Mercier-Bouchard & al. (2017) et Gavazzi-April & al. (2018) puisque les coefficients de rejets de chaque étape (concentration et diafiltration) sont issus de leurs résultats.

La transmission non négligeable, mais limitée, des protéines lors des opérations de SPM est à l'origine de bon nombre des différences observées entre les fluides et produits générés par les trois scénarios. Tout d'abord, le ratio CN/PT plus important du rétentat du scénario B (tableau 6.3) en est la conséquence directe : la transmission plus importante des protéines

sériques lors des opérations de MF justifie ainsi la valeur supérieure du ratio CN/PT du rétentat du scénario B. Aussi, l'étape de purification que constituent les DF conduit à l'obtention de rétentats appauvris en lactose et minéraux et de perméats enrichis en ces composants (tableau 6.3). Par conséquent, les laits standardisés obtenus dans les scénarios A et B présentent des teneurs plus faibles en lactose et minéraux que celui du scénario C, qui est lui, de même composition que le lait cru (tableau 6.3). C'est donc la combinaison de l'appauvrissement du lait standardisé en lactose et minéraux et des rendements fromagers plus élevés des scénarios A et B qui a pour effet de produire des lactosérums présentant des masses totales et des teneurs en lactose et minéraux inférieures à celles du scénario C (tableau 6.2). En contrepartie, les poudres de lactosérum se voient enrichies en protéines sériques, d'où les teneurs protéiques observées au tableau 6.2 pour ces poudres, et le dépassement des teneurs protéiques indiquées par De Boer (2014). De la même façon, c'est la combinaison des coefficients de rejets plus faibles et du nombre plus important de DV du scénario B qui explique la teneur plus importante en protéines de la poudre de perméat du scénario B (tableau 6.2) — la purification est certes plus poussée, mais les pertes en protéines sont plus importantes. Enfin, les scénarios A et B devant respecter les mêmes contraintes de composition du lait standardisé, ce sont principalement la légère transmission des CN lors des opérations de filtration du scénario B et l'infériorité de son FCV qui expliquent la proportion massique plus importante du rétentat dans le scénario B — comparativement à la masse de lait écrémé généré — (figure 6.3).

6.4.2. Effets de la distribution différenciée des fluides

Tel qu'indiqué précédemment, les distributions différenciées des fluides à l'étape de standardisation (figure 6.3) ont pour origines les contraintes de composition du lait de fromagerie. En induisant une distribution différente du lait cru dans les différentes voies de l'étape de standardisation des scénarios A et B, les contraintes de compositions du lait standardisé ont un effet non négligeable sur les résultats observés.

Dans les scénarios A et B, trois voies mènent à l'unité de standardisation. Dans la première, le lait cru est directement envoyé vers l'unité de standardisation. Dans la seconde, la crème

est extraite du lait cru puis dirigée vers l'unité de standardisation. Et dans la troisième, le lait cru est écrémé puis concentré et diafiltré pour produire un concentré ensuite combiné au lait cru et à la crème dans l'unité de standardisation. Chacune de ces voies est directement ou indirectement associée à des consommations de matières et d'énergies, et à des rejets et émissions. Ces consommations, rejets et émissions sont évidemment liés aux nombres et à la complexité des opérations de chaque voie (elles augmentent de la première à la troisième voie), mais surtout, à la distribution des fluides laitiers dans les différentes voies. Il est donc attendu que le scénario B, pour lequel 82% de la masse de lait cru réceptionné est dirigé vers les voies 2 et 3 (contre 71% dans le scénario A), présente des consommations, rejets et émissions plus élevés que le scénario A pour l'étape de standardisation. Cela est effectivement le cas au niveau de la CEE (tableau 6.8) : les consommations des étapes d'écrémage et standardisation (voie 2 et 3) du scénario B sont plus élevées que dans le scénario A. De la même façon, le scénario C, pour lequel la totalité du lait cru passe par ces étapes, présente les CEE les plus élevées pour ces opérations.

En plus des différences de transmissions protéiques précédemment discutées, les opérations de SPM des scénarios A et B présentent des différences de FCV et de DV. Les masses de perméats générées par le scénario B sont donc non seulement augmentées par la distribution différenciée du lait cru mais aussi par le nombre plus élevé de DV. Pour cette raison, les CEE du scénario B pour les opérations de SPM et pour l'unité de réfrigération sont supérieures (tableau 6.8) à celles du scénario A. Le système de refroidissement est en effet plus sollicité par le scénario B en raison de l'énergie requise pour réaliser le refroidissement du perméat (échangeur V de la figure 6.1) dont la masse est près de 1,8 fois supérieure à celle du perméat du scénario A (figure 6.3).

Par définition, les scénarios A et B sont deux alternatives du même procédé (figure 6.1). Les seules différences se situent aux niveaux des modules membranaires et des modes opératoires des étapes de SPM — soit deux opérations unitaires sur les 22 que comptent ces scénarios. Au niveau des CEE, les différences de consommation des opérations de SPM des deux scénarios n'expliquent que 27% des différences globales de CEE. La part restante de ces différences s'explique par des écarts de consommations des autres opérations. Puisque ces écarts

sont induits par les différences de modes opératoires des étapes de SPM des deux scénarios, 73% des différences de CEE des scénarios A et B sont donc dues aux effets indirects induits par ces différences de modélisation. L'utilisation de la simulation de procédés pour réaliser ce type de comparaison se révèle donc très intéressante, puisque cette méthode permet de ne pas minimiser (voire ignorer) les effets indirects, et potentiellement importants, que peuvent provoquer des différences de paramètres opérationnels. La conduite d'études similaires sans recours à la simulation de procédés permettrait certainement d'identifier les effets directs de ces différences. Cependant, les effets indirects nécessiteraient d'être spécifiquement recherchés, et le risque de passer à côté de tout ou partie de ces effets, alors qu'ils peuvent être prédominants, n'est pas négligeable. En comparaison, la simulation de procédés permet, par défaut et donc sans nécessiter de travaux de recherches supplémentaires, de considérer et d'identifier l'ensemble de ces effets. La simulation de procédés présente donc un certain avantage dans la conduite de ce type d'étude.

6.4.3. Éco-efficacités comparées

L'évaluation de l'EE des trois scénarios ne permet pas de conclure à une amélioration de l'EE par l'utilisation de procédés de SPM pour la standardisation des laits de fromagerie. Comparativement aux deux autres scénarios, le scénario C présente un profil doublement avantageux au regard de l'EE. Ce scénario est à la fois celui qui présente les impacts potentiels à l'environnement les plus faibles, mais aussi celui qui est le plus économiquement profitable dans la majorité des conditions économiques testées. Au regard de ces dernières, dans deux cas sur trois, le scénario C est le plus éco-efficace. Dans le cas sur trois restant, c'est le scénario A qui est le plus éco-efficace, mais les impacts potentiels à l'environnement qui lui sont associés demeurent tout de même plus importants que ceux du scénario C, et ce, pour toutes les catégories de dommages.

L'étape de production du lait cru contribuant à plus de 70% des dommages des trois scénarios, tout scénario qui permettrait d'augmenter le rendement fromager global (masse de fromage obtenue par tonne de lait cru réceptionné), aurait de grandes chances d'améliorer l'EE de la valorisation du lait cru. Les résultats obtenus ne montrent cependant pas d'amélioration

de rendement global par l'introduction d'opérations de SPM dans l'étape de standardisation du lait de fromagerie.

Au niveau des impacts potentiels à l'environnement de l'étape de transformation, il est clair que la réduction de la consommation de gaz naturel serait à l'avantage de tous les scénarios, dans toutes les catégories de dommages (tableau 6.7). Le gaz naturel est consommé pour la production de chaleur dans les trois scénarios. La vapeur d'eau produite est utilisée pour les opérations de chauffage des ateliers de standardisation et des procédés fromagers, pour produire l'eau chaude utilisée dans les opérations de nettoyage et désinfection, et pour la réduction en poudre du lactosérum et du perméat. La contribution importante du gaz naturel aux dommages au CC et aux R (tableau 6.7) est due au fait qu'il s'agit d'un combustible fossile. À ce titre, les étapes d'extraction, de traitement, et de combustion du gaz naturel contribuent significativement aux émissions de gaz à effet de serre (Ngô & al., 2012), et donc aux dommages au CC. De plus, son extraction des gisements d'hydrocarbures contribue à la consommation d'énergies non renouvelables, ce qui explique l'importance de sa participation aux dommages aux R pour les trois scénarios. De la même façon, les positions de seconds contributeurs aux dommages au CC et aux R des matériaux de conditionnement sont dues au fait qu'ils sont majoritairement constitués de matériaux dérivés du pétrole. L'analyse croisée des contributions des flux de référence et des étapes du procédé de transformation aux impacts et des modèles de consommation d'énergie proposés par Schuck & al. (2015) montre que les étapes de réduction des perméats et lactosérums en poudre sont responsables de 67%, 66%, et 72% des consommations totales en gaz naturel des scénarios A, B, et C (respectivement). Une possibilité de réduction de ces consommations serait l'introduction d'opérations de concentration par osmose inverse, telles que suggérées par UNEP (2004) et GEA (2012), afin de concentrer ces fluides une première fois avant l'étape d'évaporation et ainsi réduire la consommation de gaz naturel de l'étape de valorisation de ces fluides. Plus encore, dépendamment de l'opération de SPM sélectionnée, il serait possible de valoriser différemment le lactosérum. En effet, des opérations préalables d'UF, de nanofiltration, et d'osmose inverse pourraient non seulement permettre de limiter la consommation de gaz naturel des étapes d'évaporation et de séchage, mais aussi permettre de générer des sous-produits de plus grande valeur que la poudre de lactosérum, comme, par exemple, des concentrés et des isolats de

protéines de lactosérum et des poudres de lactose (Gésan-Guiziou, 2014). Cela pourrait avoir un effet positif sur l'EE des trois scénarios puisque, d'une part, les impacts potentiels à l'environnement pourraient se retrouver réduits du fait de la diminution de la consommation de gaz naturel, et d'autre part, les co-produits seraient vraisemblablement produits en quantités inférieures à celles des scénarios actuels (De Boer, 2014), mais présenteraient des prix de ventes près de quatre fois supérieurs à ceux de la poudre de lactosérum (AAE, 2018). Comme précédemment suggéré pour le scénario C, la situation présenterait alors un profil potentiellement gagnant-gagnant, puisque la diminution des impacts potentiels à l'environnement serait couplée à une augmentation de la marge nette associée à la valorisation du lait cru. Les teneurs en protéines plus importantes des scénarios A et B (tableau 6.2) se révéleraient d'ailleurs avantageuses puisque les étapes de purifications pourraient ainsi être moins poussées.

Dans la catégorie des dommages à la QE, le traitement des eaux usées est le principal contributeur aux impacts de l'étape de transformation (tableau 6.7). L'analyse croisée des contributions des flux de référence et des étapes du procédé de transformation aux impacts montre que les eaux usées sont issues des opérations de nettoyages et désinfections et des étapes de valorisation des perméats et lactosérums (rejets de condensats d'évaporation). À nouveau, une solution doublement avantageuse pourrait venir de l'introduction d'opérations supplémentaires de SPM. Premièrement, les solutions de nettoyages et désinfections peuvent non seulement être régénérées par le biais d'opérations de SPM (Dresch. & al., 1999), ce qui réduit potentiellement les volumes d'eaux usées et limite les achats de détergents. Deuxièmement, le traitement par osmose inverse des condensats d'évaporation (GEA, 2012) pourrait non seulement limiter les volumes d'effluents (UNEP, 2004) mais aussi permettre le recyclage de l'eau récupérée (Philardeau, 2012). Cela conduirait possiblement à réduire les impacts potentiels à l'environnement et à augmenter la marge nette associée à la transformation du fait de la diminution des volumes d'eau potable nécessaires et d'effluents rejetés. Ces solutions apparaissent prometteuses, mais il serait nécessaire de procéder à des évaluations complètes de l'EE de ces nouveaux scénarios. À cette fin, il est toutefois indispensable de disposer de données brutes de filtration réalisées dans les conditions opératoires correspondantes afin de modéliser les opérations de SPM.

Les opérations de SPM ont la particularité de dépendre d'éléments, qui comparativement aux équipements traditionnels des lignes de production, ont une faible durée de vie utile : les modules membranaires. L'exploration des contributions des flux de référence aux impacts de l'étape de transformation a montré que la contribution des matériaux membranaires aux impacts environnementaux de l'étape de transformation est négligeable dans toutes les catégories de dommages. Même en réduisant la durée de vie utile des modules membranaires à 12 mois (pour une durée de vie utile initiale de 18 mois), leur contribution ne dépasse pas 0,00003% des impacts de l'étape de transformation. La diminution de leur durée de vie utile à 12 mois a néanmoins pour effet de diminuer la marge nette de 0,3% et 0,2% dans les scénarios A et B (respectivement), alors que leur allongement à 24 mois augmente la marge nette de 0,2% et 0,1% (respectivement). Il apparaît donc que l'allongement de la durée de vie utile des modules membranaires a pour effet d'améliorer très modestement l'EE des scénarios A et B.

6.4.4. Réalisme des modélisations des unités de filtration

La méthode de modélisation proposée par Cheryan (1986) et GEA (2016) a permis le dimensionnement des unités de filtration des scénarios A et B. Cette méthode repose sur des données de filtration générées à l'échelle pilote en mode Batch — soit l'évolution du flux de perméation en fonction du FCV — pour proposer une mise à l'échelle industrielle de l'opération de filtration. Toutefois, il y a plusieurs incompatibilités entre ces deux échelles qui nuisent fort probablement au réalisme des simulations réalisées suivant cette méthode.

Les performances des unités de filtration dépendent de nombreux paramètres. Les caractéristiques de la membrane, la température de filtration, les propriétés du fluide filtré, la vitesse d'écoulement tangentiel, et la pression transmembranaire appliquée ont tous des effets significatifs sur les compositions des perméats et rétentats, les flux de perméations, les phénomènes d'encrassement, et la puissance requise par les pompes de l'unité de filtration (Cheryan, 1986 ; Kessler, 2002 ; Kanani, 2015). Dans les unités de filtrations d'échelles industrielles, généralement multi-étages, les conditions d'opération sont très différentes d'un point à l'autre d'une même unité. Premièrement, lorsque des modules membranaires sont placés

en série, la vitesse d'écoulement tangentiel et la pression transmembranaire diminuent avec l'avancement du fluide dans le caisson (Lutz, 2010). Chaque module d'un même caisson est ainsi placé dans des conditions opératoires différentes. Deuxièmement, les pompes responsables de la circulation et de la mise sous pression des fluides sont des pompes centrifuges. Et contrairement aux pompes volumétriques, le débit des pompes centrifuges ne dépend pas uniquement de la vitesse de rotation du moteur qui l'entraîne. En effet, les pompes centrifuges présentent des courbes caractéristiques, qui, pour une vitesse d'impulseur donnée, permettent de déterminer le débit de refoulement de la pompe en fonction de la différence de charge appliquée entre son entrée et sa sortie (Koller, 2002). Ainsi, en l'absence de correction de la vitesse de rotation de la pompe, le débit refoulé diminue à mesure que les modules membranaires s'encrassent, ce qui a pour effet direct de diminuer la vitesse d'écoulement tangentiel. Troisièmement, les installations multi-étages sont équipées de pompes de recirculation. En faisant recirculer une partie du rétentat dans chaque stage, ces pompes ont un effet direct sur la vitesse d'écoulement tangentiel et un effet indirect sur le débit des pompes d'alimentation en affectant leur charge, et donc la pression transmembranaire du stage. Cependant, dans la méthode de modélisation utilisée pour cette étude, les données pilotes de filtrations ont été obtenues pour des paramètres opératoires fixes : la pression transmembranaire et la vitesse d'écoulement tangentiel ont été maintenues constantes du début à la fin des opérations. Il est ainsi peu probable que des données de filtration obtenues dans les conditions d'opérations fixes de l'échelle pilote soient suffisantes pour simuler avec réalisme les performances de filtrations d'une installation multi-stages d'échelle industrielle (performances énergétiques comprises). Ce sont donc des approximations des performances de filtration qui ont été obtenues dans le cadre de cette étude.

Puisque d'un point de vue technique, les unités de filtrations s'apparentent à des réseaux hydrauliques complexes, une méthode de modélisation et de simulation intégrant la résolution de l'analyse des réseaux hydrauliques complexes, telle que présentée par Robert (2017), permettrait de déterminer, en cours de filtration, les conditions de débits et de pressions en tous points de l'installation. Associées à des jeux de données de filtration complets, c'est-à-dire générés pour tout un ensemble de conditions opératoires comme réalisé par D'Souza & al. (2003), cela permettrait d'apporter une réponse complète aux trois points soulevés dans

le paragraphe précédent. Il serait ainsi possible de dimensionner, de simuler, et d'analyser, de façon plus réaliste, les unités de filtrations d'échelles industrielles.

6.5. Conclusion

L'évaluation comparative de l'EE des scénarios modélisés pour cette étude a montré que l'introduction de procédés de SPM à l'étape de standardisation du lait de fromagerie n'a pas eu d'effet positif sur l'EE de la valorisation du lait cru. Il semble cependant que des améliorations de l'EE pourraient être apportées par l'introduction de procédés de SPM supplémentaires aux étapes de valorisation des lactosérums et perméats. Il apparaît donc nécessaire de modéliser et d'évaluer l'EE de ces scénarios additionnels pour être en mesure d'apporter une réponse plus complète à la question de la contribution des procédés de SPM à l'EE globale des procédés de transformations des produits laitiers. Pour ce faire, il est néanmoins indispensable de disposer des données de filtration pour toutes les conditions opératoires qui correspondent à celles des simulations envisagées. Aussi, la méthode de modélisation des procédés de SPM utilisée étant pour l'instant basée sur des approximations, il serait nécessaire et pertinent de développer une méthode de simulation des procédés de SPM qui, en considérant toutes les variations de paramètres opératoires qui surviennent dans les installations d'échelles industrielles, permettrait de faire des mises à l'échelle réalistes à partir de données pilotes de filtration générées pour tout un ensemble de conditions opératoires.

6.6. Remerciements

Nous remercions Camile Gavazzi-April et Dany Mercier-Bouchard pour la mise à disposition de leurs données brutes de filtration sans lesquelles cette étude n'aurait pu être réalisée.

7. CONCLUSION GENERALE

Les travaux réalisés dans le cadre de cette thèse de doctorat ont eu pour but de vérifier, et ainsi valider ou invalider, les trois points de l'hypothèse présentée au chapitre 3, soit : que *le concept d'éco-efficacité peut être mis en œuvre dans le domaine de la transformation laitière, que le développement d'un logiciel d'évaluation de l'éco-efficacité par simulation de procédés permettra d'évaluer l'éco-efficacité des procédés de transformations des produits laitiers, et qu'un tel outil permettra d'identifier la contribution des opérations de séparation par membranes à l'éco-efficacité globale de ces procédés.*

7.1. Principaux résultats

7.1.1. État des lieux de la mise en œuvre du concept d'éco-efficacité dans le domaine de la transformation laitière.

Le chapitre 4 présente une perspective historique mettant en évidence le fait que le concept d'éco-efficacité a beaucoup évolué depuis son introduction au début des années 1990. Rapidement appliqué au domaine de la transformation laitière, le concept s'est enrichi au cours des vingt-cinq dernières années. D'abord une simple philosophie de management reposant sur le découplage de la croissance économique et de l'utilisation des ressources et d'émissions de polluants, l'éco-efficacité a ensuite été promue par différentes organisations sous la forme de guides et de recommandations. Dans le domaine de la transformation laitière, ces guides et manuels encouragent la mise en œuvre de nombreuses solutions complémentaires ou alternatives aux méthodes conventionnelles.

Pour la majorité de ces publications, les recommandations peuvent être réparties dans quatre catégories : trois relatives aux ressources (eau, énergie, et matériaux), et une relative aux rejets (déchets solides et effluents). Le constat, partagé par plusieurs organismes, de la nécessité de quantifier les effets de ces recommandations afin d'apprécier leurs potentiels d'amélioration de l'éco-efficacité a donné lieu, au cours des années 2000, au développement d'une troisième forme de promotion du concept : les mesures d'intensité et les indicateurs

d'éco-efficacité. Par conséquent, différentes organisations ont proposé des mesures d'intensité et des indicateurs d'éco-efficacité spécifiques au domaine de la transformation des produits laitiers. Les bilans carbone étant, à l'époque, en plein développement, des indicateurs relatifs aux émissions de gaz à effet de serre ont été établis, ajoutant ainsi une catégorie « émissions » aux catégories « eau, énergie, matériaux, et rejets » du développement précédent.

C'est un autre constat, partagé par plusieurs organismes, qui a précédé le développement le plus récent de ce concept : les dernières évolutions n'imposaient pas la perspective de cycle de vie — pourtant introduite dès la définition du concept d'éco-efficacité. Conséquemment, l'organisation internationale de normalisation a développé et publié la norme ISO 14045, qui impose l'analyse de cycle de vie pour évaluer les impacts potentiels à l'environnement lors de l'évaluation de l'éco-efficacité des systèmes de produits. Cependant, alors que de nombreuses analyses de cycle de vie de produits laitiers ont été réalisées et publiées depuis 2002, seules deux évaluations de l'éco-efficacité en transformation laitière, réalisées selon la norme ISO 14045, ont été publiées depuis 2012 — année de parution de la norme. Celle-ci propose une méthode complète, claire, et rigoureuse d'évaluation. En contrepartie, son application requiert la réalisation d'inventaires complets de flux de matière et d'énergie, et nécessite de disposer d'une certaine expertise en matière d'analyse de cycle de vie. Ces deux aspects, associés à l'absence de contrainte réglementaire, sont probablement à l'origine du rendez-vous manqué du secteur de la transformation laitière et de l'évaluation de l'éco-efficacité selon la norme ISO 14045. Toutefois, *il apparaît que la levée de plusieurs des difficultés associées à l'évaluation de l'éco-efficacité pourrait venir de la simulation de procédés, puisque cette méthode permet, par le calcul, de générer des inventaires de flux de matière et d'énergie.*

7.1.2. Développement d'un nouvel outil d'évaluation de l'éco-efficacité en transformation laitière.

Les travaux réalisés dans le cadre du chapitre 5 ont permis de rencontrer le second objectif de cette thèse : développer un outil de simulation de procédés permettant l'évaluation de l'éco-efficacité des procédés de transformation des produits laitiers.

Sur la base des conclusions dégagées de l'état des lieux réalisé au chapitre 4, un concept de logiciel d'évaluation de l'éco-efficacité par simulation de procédés a été élaboré, et un prototype de logiciel a été développé. Ce dernier permet aux utilisateurs de modéliser, par le biais d'une interface utilisateur graphique, les procédés dont ils souhaitent évaluer l'éco-efficacité. La modélisation se fait par assemblage d'éléments de procédés, à partir de bibliothèques spécifiques à la transformation des produits laitiers. Chaque élément de procédé présente des paramètres de dimensionnement, des paramètres opératoires, et des paramètres fixes, tous ajustables par les utilisateurs. Les libertés d'assemblage et de paramétrage offertes permettent une grande flexibilité de modélisation : l'utilisateur ne choisit pas parmi un nombre limité de procédés pré-modélisés, mais modélise, par assemblage et paramétrage, les procédés dont il souhaite évaluer l'éco-efficacité.

Tirant parti des avantages que procure la programmation orientée objets, le module de calcul du logiciel a été développé de manière à être en mesure de réaliser les inventaires de flux de matière et d'énergie des procédés modélisés, quels que soient leurs arrangements et paramétrages. La polyvalence de calcul de ce module est ainsi cohérente avec la flexibilité offerte par l'interface de modélisation. En permettant la réalisation d'inventaires complets de flux de matière et d'énergie, la simulation de procédé permet ainsi de lever une des difficultés que présente l'évaluation de l'éco-efficacité selon la norme ISO 14045. Ensuite, l'analyse des impacts potentiels à l'environnement est réalisée grâce à l'intégration de jeux de données d'analyse d'impacts issus de la base de données EcoInvent. Cette analyse intègre l'ensemble des étapes du cycle de vie des produits laitiers, excepté leur distribution et consommation. La seconde difficulté associée à l'évaluation de l'éco-efficacité selon la norme ISO 14045 est donc levée par l'intégration de ces jeux de données aux bases de données du logiciel.

Parallèlement à l'analyse des impacts potentiels à l'environnement, le module de calcul permet de comptabiliser l'ensemble des recettes et des charges d'exploitations associées aux procédés modélisés. Cela permet le calcul de la marge nette, et donc l'appréciation de la rentabilité des procédés. Enfin, ce module exprime l'éco-efficacité de ces procédés sous la forme d'indicateurs d'éco-efficacité. Cinq indicateurs sont proposés. Quatre représentent la marge dégagée par unité de dommages à l'environnement (quatre catégories de dommages selon la méthode d'analyse d'impacts Impact2002+), et un, la marge dégagée par unité d'énergie électrique consommée à l'étape de transformation.

C'est un troisième, et dernier, module qui permet à l'utilisateur de consulter les résultats de l'évaluation, et de comparer ceux de plusieurs procédés ou scénarios, par le biais d'une interface utilisateur graphique interactive. Outre la consultation des valeurs des indicateurs d'éco-efficacité, cette interface permet d'explorer les contributions des étapes du cycle de vie et des flux de référence aux dommages à l'environnement. Les opportunités d'amélioration peuvent donc être distinguées. Enfin, l'ajustement des paramètres économiques lors de la consultation des résultats permet, d'une part, d'analyser leur sensibilité aux variations économiques, et d'autre part, d'identifier les seuils de rentabilité et d'évaluer la viabilité économique des procédés modélisés dans une multitude de scénarios économiques. *Le prototype développé permet donc de modéliser des procédés de transformations des produits laitiers, d'évaluer leur éco-efficacité, et de consulter, parallèlement et distinctement, les résultats d'analyse de cycle de vie et de rentabilité économique qui leurs sont associés.*

7.1.3. Contribution des procédés baromembranaires à l'éco-efficacité des transformations laitières.

Enfin, ce sont les travaux réalisés dans le cadre du chapitre 6 de cette thèse, qui ont permis de rencontrer le troisième, et dernier objectif : mettre à profit l'outil développé pour apporter les premiers éléments de réponse à la question de la contribution des procédés de séparation par membranes à l'éco-efficacité globale des procédés de transformation des produits laitiers.

Enrichi de plusieurs opérations unitaires et de modèles additionnels, l'outil développé lors des travaux présentés au chapitre 5 a été utilisé pour identifier la contribution des opérations de séparation par membrane à l'éco-efficacité globale des procédés de transformations des produits laitiers. Il ressort du travail réalisé que *l'introduction d'opérations de séparation par membrane à l'étape de standardisation du lait de fromagerie permet, certes, d'améliorer le rendement fromager, mais n'est pas suffisante pour améliorer l'éco-efficacité globale de la valorisation du lait cru sous forme de fromage*. L'utilisation du logiciel développé pour la conduite de cette étude a de nouveau permis d'illustrer la pertinence de l'approche adoptée. L'utilisation de la simulation de procédés s'avère en effet être un outil particulièrement adapté à des comparaisons de scénarios sous contraintes. Par nature, cette méthode permet le calcul de l'intégralité des flux de matière et d'énergie des scénarios modélisés, et ce, par défaut, et de manière transparente pour l'utilisateur. Il en résulte que les effets de la modification d'un scénario de base par l'introduction d'opérations complémentaires ou alternatives sont entièrement pris en compte dans les inventaires de flux de matière et d'énergie réalisés. Il s'est ainsi avéré que *la majorité des effets induits par l'introduction d'opérations de séparation par membrane à l'étape de standardisation du lait de fromagerie n'étaient pas directement imputables aux consommations, rejets, et émissions de ces opérations, mais avaient pour cause la redistribution des fluides laitiers consécutive à cette introduction*. Enfin, il est apparu nécessaire d'améliorer les capacités de modélisation des opérations de séparation par membrane de l'outil développé afin d'être en mesure, d'une part, d'évaluer de manière plus réaliste la contribution de ces opérations à l'éco-efficacité des procédés, et d'autre part, d'étudier les effets sur l'éco-efficacité de l'introduction de telles opérations aux étapes de valorisation des sous-produits de transformations des produits laitiers.

Les travaux réalisés ont permis de valider les deux premiers points de l'hypothèse de recherche. En effet, le secteur de la transformation laitière a démontré un intérêt pour le concept d'éco-efficacité, depuis son introduction au début des années 1990. Son évaluation selon la récente norme ISO 14045 présente en revanche plusieurs difficultés que la simulation de procédés permet de lever. Le troisième, et dernier, point de l'hypothèse n'est que partiellement validé. Des premiers éléments de réponse à la question de la contribution des opérations

de séparation par membrane à l'éco-efficacité globale des procédés de transformations des produits laitiers ont toutefois étaient apportés.

7.2. Contributions originales de la thèse

Les travaux réalisés dans le cadre de ce projet de doctorat présentent tous des aspects singuliers, à même de contribuer de façons originales aux avancées de la recherche scientifique dans le domaine des sciences et technologies des aliments.

7.2.1. Un état des lieux instructif et exemplaire du concept d'éco-efficacité

Tant par son contenu que sa forme, l'état des lieux réalisé dans le cadre du chapitre 4 constitue une contribution originale à l'application du concept d'éco-efficacité au domaine de la transformation laitière. Même si plusieurs publications relatives à l'éco-efficacité dans ce domaine existent déjà, *cet article est, à ce jour, le seul à poser un regard critique sur l'évolution du concept et son application à la transformation laitière.* Permettant de saisir et de distinguer les avancées réalisées depuis l'introduction du concept au début des années 1990, le chapitre 4 met en avant les forces et les faiblesses de chacun des développements accomplis par les différents acteurs impliqués dans ces améliorations. Les tenants et les aboutissants de chacun de ces progrès y sont clairement explicités, ce qui permet de mettre en évidence la logique sous-jacente à ces évolutions. Aussi, la structure adoptée pour dresser cet état des lieux permet de souligner le caractère évolutif de l'application du concept d'éco-efficacité au domaine de la transformation laitière. Il apparaît ainsi nettement que plusieurs séries de développement se sont succédées depuis la présentation du concept jusqu'à l'introduction de la norme ISO 14045. Empreinte de la même logique que les parties précédentes, la dernière partie de cet article fait le constat des faiblesses restant à surmonter, et suggère que l'avènement opportun de la simulation de procédés pourrait être à la base de la prochaine, et nécessaire, vague de développements relatifs à l'évaluation de l'éco-efficacité dans le domaine de la transformation laitière.

7.2.2. Une méthode et un outil novateur

Le chapitre 5 contribue de façon tout à fait intéressante à la recherche scientifique, puisque dans cet article, c'est le développement d'un outil d'évaluation original qui est décrit et justifié. La méthode avancée combine un ensemble de méthodes existantes pour mener à bien l'évaluation de l'éco-efficacité des procédés de transformations des produits laitiers selon la norme ISO 14045. Ces méthodes sont la simulation de procédés, l'analyse de cycle de vie, le calcul de la rentabilité économique, et le calcul d'indicateurs d'éco-efficacité. Le résultat de cette association de méthodes est *un nouvel outil numérique qui permet d'évaluer l'éco-efficacité des procédés de transformations des produits laitiers*, de comparer plusieurs options, d'identifier les « points chauds » et donc les opportunités d'améliorations, et d'évaluer la viabilité économique des scénarios modélisés.

Dans le domaine de la transformation laitière, aucun outil de ce type ne serait actuellement disponible. Il est possible que des outils similaires aient été développés, et soient, par exemple, utilisés en interne dans différentes entreprises, mais aucun élément d'information susceptible d'appuyer cette hypothèse n'a, à ce jour, été trouvé. Dans d'autres domaines de recherche, ce n'est que depuis 2012 que quelques travaux présentant des similarités avec cette méthode ont été publiés.

La principale originalité de la méthode est l'utilisation de la simulation de procédés pour générer les inventaires de flux de matière et d'énergie indispensables aux étapes d'analyse des impacts potentiels à l'environnement et de calcul de la valeur de la démarche d'évaluation de l'éco-efficacité. *Le principal avantage que procure cette façon de procéder est qu'elle permet d'explorer, en peu de temps et à moindres coûts, une infinité de possibilités. Il n'est en effet pas nécessaire à l'utilisateur de disposer matériellement des procédés et scénarios qu'il souhaite évaluer.* Il est ainsi possible d'évaluer une très grande diversité de procédés puisque seuls les contenus des bibliothèques d'éléments de procédés restreignent les possibilités offertes. Les utilisateurs ne sont donc pas limités à l'évaluation de procédés existants, mais peuvent aussi comparer et observer les effets sur l'éco-efficacité de procédés alternatifs et de différents modes de conduites. Aussi, dans une certaine mesure, la méthode décrite et

le prototype développé ouvrent la porte à une utilisation dans le cadre d'études de conceptions et/ou d'améliorations de lignes de production.

Le projet n'ayant pas été réalisé au format « open source », le code source du prototype développé n'est pas inclut dans cette thèse. Cependant, les méthodes mises en œuvre et les origines des modèles sont présentées en détails au chapitre 5. Ces informations sont suffisantes pour développer un programme similaire, que ce soit dans le domaine de la transformation laitière ou dans d'autres domaines opérant sur des fluides. Ainsi, *plus que le prototype réalisé, c'est surtout la méthode développée qui constitue une contribution importante à la recherche et à son application dans le secteur agro-alimentaire. Plus encore, l'unité fonctionnelle choisie pour ces évaluations présente un autre aspect original de cet outil.* En effet, contrairement aux conventions admises en analyse de cycle de vie, les impacts potentiels à l'environnement et la marge nette calculés par le prototype ne sont pas exprimés en fonction d'une unité du principal produit de la transformation, mais en fonction d'une unité de lait cru réceptionné à l'entrée de l'étape de transformation. Cela permet non seulement d'autoriser la comparaison de tous scénarios dont le lait cru est la matière première, mais aussi, et tel que le recommande la norme ISO 14044, d'éviter de recourir aux allocations d'impacts. Enfin, la structure logicielle de cet outil a été spécifiquement élaborée pour permettre un enrichissement simplifié — c'est-à-dire ne recourant pas au codage — des bibliothèques d'éléments de procédés. Il est ainsi possible d'étendre, sans grande difficulté, la gamme de procédés pouvant être modélisés.

7.2.3. Une démonstration éclairante de la contribution des procédés baromembranaires à l'éco-efficacité en transformation laitière

L'étude réalisée au chapitre 6 visait à vérifier une hypothèse qui, tout en étant simple, est déjà originale. Pour cet article, c'est surtout la méthode employée pour mener à bien cette étude qui est singulière. Tandis que la vaste majorité des études scientifiques réalisées dans le domaine de la transformation laitière reposent sur des expérimentations menées en laboratoires et sur des analyses poussées des résultats obtenus pour une opération unitaire (ou un

faible nombre), les travaux réalisés s'appuient sur des simulations numériques de transformations laitières d'échelles industrielles complètes — de la production du lait cru aux produits et sous-produits finis. De plus, au-delà des résultats présentés dans ce chapitre, cette étude a permis de mettre en avant et de souligner les capacités et le potentiel de la méthode employée et du prototype développé. Même si plusieurs limites ont été atteintes, et que des travaux de développements additionnels s'avèrent nécessaires pour être en mesure de vérifier intégralement le troisième point de l'hypothèse de recherche, la méthode employée a permis de générer une quantité importante de résultats — que ce soit en termes de bilans de matière, d'indicateurs d'éco-efficacité, ou de viabilités économiques. C'est d'ailleurs l'ensemble des fonctionnalités offertes par le prototype développé qui a rendu possible l'exploration méthodique de ces résultats et qui a permis d'apporter les nécessaires interprétations, et ainsi, les premiers éléments de réponse à la question de la contribution des opérations de séparation par membrane à l'éco-efficacité globale des procédés de transformations des produits laitiers.

7.3. Perspectives

Les travaux réalisés dans le cadre de ce projet de doctorat ont permis, d'une part, de poser les bases d'une méthode complète d'évaluation de l'éco-efficacité des procédés de transformations des produits laitiers tirant partie de la simulation de procédés, et d'autre part, d'établir la pertinence de cette méthode novatrice. Le prototype développé a certes fait ses preuves au sein de ce projet, mais il pourrait cependant bénéficier de plusieurs travaux additionnels afin de rendre l'évaluation de l'éco-efficacité encore plus accessible aux industriels de la transformation laitière, et peut-être ainsi raviver leur intérêt pour ce concept.

7.3.1. Poursuite des travaux de recherche

Premièrement, la bibliothèque de procédés unitaires de l'outil développé pourrait être enrichie de plusieurs opérations afin d'étendre la variété des procédés modélisables (et donc évaluable). Des procédés unitaires actuellement absents de cette bibliothèque pourraient y être ajoutés, de même que plusieurs variations des procédés unitaires déjà présents. Ainsi, l'ajout

de modèles plus complets d'opérations d'évaporation, de séchage, d'atomisation, et de nettoyage et désinfection, permettrait non seulement d'ajuster les paramètres de ces opérations, mais aussi d'améliorer le réalisme des résultats générés. Pareillement, l'ajout de clarificateurs et d'échangeurs de chaleur tubulaires permettrait de diversifier les procédés et scénarios modélisables. Aussi, les opérations nécessaires à la production d'eau de procédé à partir de permeats (polissage, ultra-violet) complèteraient les opérations de valorisations des sous-produits. Pour toutes ces additions, il conviendrait de rechercher des modèles dans la littérature spécialisée, tel que décrit au chapitre 5.

Deuxièmement, le module de calcul pourrait faire l'objet de plusieurs améliorations. Actuellement, ce module est dénué d'interface utilisateur graphique et procède à l'ensemble des calculs en tâches de fond. Afin de garantir le réalisme des simulations, des contraintes de procédés pourraient y être ajoutées. Les débordements, excès de pression, cavitations, et autres dépassements de capacité pourraient ainsi faire l'objet de notifications nécessitant l'ajustement de paramètres par l'utilisateur en cours de calculs. Dans le même esprit, une interface utilisateur graphique dédiée pourrait être développée afin d'offrir l'accès et permettre l'exploration des bilans de matière et d'énergie. Cela conférerait une dimension supplémentaire à cet outil puisqu'il serait ainsi, non seulement, possible d'accéder à des informations potentiellement inaccessibles sur des installations industrielles (absence de capteurs de pression, température, ou débit, ou d'accès pour prise d'échantillons), mais aussi de mettre à profit cet outil pour réaliser des études préliminaires de conception de lignes de production. Ces développements supplémentaires ajouteraient ainsi des fonctionnalités très intéressantes et complémentaires à celles déjà présentes.

Troisièmement, l'intégration d'algorithmes permettant de réaliser des analyses d'incertitudes et de sensibilité ajouterait une autre dimension pertinente à cet outil. La possibilité de conduire des analyses de sensibilité automatisées sur l'ensemble des paramètres devrait être évaluée. Une telle fonctionnalité permettrait de distinguer les paramètres les plus sensibles, c'est-à-dire ceux pour lesquels même de petites variations entraînent des modifications significatives des résultats. Cela permettrait d'appuyer l'analyse de contributions lors de l'identifica-

tion des opportunités d'améliorations. En complément, l'intégration d'analyses d'incertitudes permettrait de distinguer les différences significatives de celles qui ne le sont pas, et ainsi de prendre la mesure des différences véritables.

Enfin, ces travaux ont montré qu'il était nécessaire de développer un modèle spécifique de modélisation et de simulation des opérations de séparations par membrane afin d'augmenter le réalisme des résultats des procédés intégrant ces opérations. Tel que discuté au chapitre 6, le couplage de l'analyse des réseaux hydrauliques complexes et de données de filtration générées à l'échelle pilote semble en mesure de générer des résultats de dimensionnement et de simulations plus réalistes que ne le permettent les méthodes actuelles. Auquel cas, des mises à l'échelle réalistes pourraient être réalisées à partir de données obtenues en mode Batch à l'échelle pilote. En plus de l'amélioration du réalisme de ces simulations, cela permettait d'évaluer les effets de nombreux paramètres sur les performances de ces opérations, et d'identifier ainsi les dimensionnements et les modes de conduites idéaux pour tous types d'installations.

7.3.2. Développements à plus long terme

Les contributions originales de cette thèse affichent un potentiel intéressant tant au niveau de la recherche scientifique que de l'expertise industrielle. Que ce soit sur la base de la méthode décrite ou du prototype développé, les travaux de cette thèse sont à même de *contribuer significativement au développement d'outils de recherche et d'outils d'aide à la décision dans un ensemble de dimensions connexes à l'éco-efficacité*. De fait, aussi bien des équipementiers que des équipes de recherche universitaires ou affiliées aux transformateurs laitiers pourraient mettre à profit les résultats de ces travaux dans la réalisation d'études de conception, d'amélioration, ou d'optimisation de lignes de production. En étudiant parallèlement les projections de productivité, d'efficacité énergétique, de rentabilité économique, et d'impacts potentiels à l'environnement de plusieurs scénarios d'intérêt, ces équipes disposeraient d'un ensemble de résultats en mesure d'assurer la complétude de leurs études de projets et de permettre ainsi des prises de décisions avisées. Aussi, avec un autre dessein cependant, des

spécialistes du développement et de la distribution de logiciels pourraient certainement poursuivre une partie des travaux de cette thèse pour proposer une version commerciale du prototype développé, et rendre ainsi disponible cet outil novateur au plus grand nombre. Enfin, même s'il n'a pas été développé dans ce but, *l'outil réalisé présente un potentiel pédagogique tout à fait intéressant*. Sur la base des travaux de cette thèse, une version dédiée à l'enseignement du génie des procédés industriels et de la transformation des produits laitiers pourrait très bien voir le jour. Outre l'aspect formateur des travaux pratiques qu'autoriserait un tel support numérique d'enseignement, il deviendrait aisé de confronter les apprenants aux problématiques de mise à l'échelle, d'impacts potentiels à l'environnement, et de viabilité économique. Ce ne sont donc pas seulement des contributions originales que ces travaux représentent, mais aussi tout un ensemble de perspectives sérieuses, remarquables, et passionnantes.

BIBLIOGRAPHIE

- AAE, 2018, Dairy Data — Prices, Agricultural and Applied Economics, UW Madison, Ressource en ligne - URL : <http://future.aae.wisc.edu/tab/prices.html> - consulté en mars 2018.
- Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2016a, Statistics of the Canadian Dairy Industry – 2016 Edition, AAC.
- Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2016b, Aperçu de l'industrie laitière canadienne, Ressource en ligne - URL : http://www.dairy-info.gc.ca/pdf/at_a_glance_2016_e.pdf - consulté en avril 2018.
- Agropur, 2014, Agropur — Rapport Annuel 2013, Agropur Publication.
- Aguirre-Villegas H. A., Milani F. X., Kraatz S., Reinemann D. J., 2012, Life cycle impact assessment and allocation methods development for cheese and whey processing, *Transaction of the Asabe*, Vol. 55(2): 613-627.
- Ahmed J., Shafiur Rahman M., 2012, *Handbook of Food Process Design* John Wiley & Sons Publication.
- AIC, 2012, *Milk Receiving Systems*, Anderson Instrument Company Publication.
- AIG, 2010, *Saving energy in the dairy processing industry*, Australian Industry Group's Energy and Sustainable Business Publication.
- Alcântara L., Fontan R., Bonomo R., Souza E., Sampaio V., Pereira R., 2012, Density and dynamic viscosity of bovine milk affected by temperature and composition, *International Journal of Food Engineering*, Vol. 8, Issue 1.
- Alfa Laval, 2002, *Alfa Laval Pump Handbook*, Alfa Laval Publication.
- Alfa Laval, 2015, *Close at hand, Equipment*, August 2015, With prices, Alfa Laval Publication.
- AMPCO, 2015, *Ontario's Manufacturing Industry: Benchmarking Electricity Prices*, Association of Major Power Consumers in Ontario Publication.
- APCE, 2015, *Les dotations aux amortissements*, Agence Pour la Création d'Entreprises.
- Arampatzis G., Angelis-Dimakis A., Blind M., Assimacopoulos D., 2016, A web-based Toolbox to support the systemic eco-efficiency assessment in water use systems, *Journal of Cleaner Production* Vol. 138 181–194.
- Aydiner C., Sen U., Topcu S., Ekinci D., Altinay A. D., Koseoglu-Imer D. Y., Keskinler B., 2014, Techno-economic viability of innovative membrane systems in water and mass recovery from dairy wastewater, *Journal of Membrane Science* 458 66–75.
- Aydiner C., Topcu S., Tortop C., Kuvvet F., Ekinci D., Dizge N., Keskinler B., 2013, A novel implementation of water recovery from whey: “forward–reverse osmosis” integrated membrane system, *Desalination and Water Treatment*, 51:4-6, 786-799.
- BCSD, 1992, *Changing Course: A Global Business Perspective on Development and the Environment*, The MIT Press, Cambridge, Massachusetts.

- BCSD, 1993, Getting Eco-Efficient, Report of the Business Council for Sustainable Development — First Antwerp Eco-Efficiency Workshop November 1993, Business Council for Sustainable Development Publication.
- Bellini B., Janin M., 2011, Éco-conception : état de l'art des outils disponibles, Éco-Conception, Techniques de l'Ingénieur Ref. G6010.
- Benetto E., 2005, Analyse du cycle de vie. Incertitudes des évaluations des impacts, Éco-Conception, Techniques de l'Ingénieur Ref. G5620.
- Benoit S., Bouchard C., Pouliot Y., 2018a, Eco-efficiency applied to dairy processing: from concept to assessment, In preparation for submission to the Journal of Cleaner Production — Chapitre 4 de la présente thèse.
- Benoit S., Bouchard C., Pouliot Y., 2018b, Assessing eco-efficiency in dairy processing using process simulation, In preparation for submission to the Journal of Cleaner Production — Chapitre 5 de la présente thèse.
- Bersini H., 2011, La programmation orientée objet, Eyrolles Publication.
- Bimbenet J-J., Duquenoy A., Trystram G., 2007, Génie des procédés alimentaires des bases aux applications, Dunod Publication.
- Blanke J., Crotti R., Drzeniek Hanouz M., Fidanza B., Geiger T., 2011, The Long-Term View: Developing a Framework for Assessing Sustainable Competitiveness, The Global Competitiveness Report 2011-2012, World Economic Forum Publication.
- Bontemps, A., Fourmigué J-F., 2014, Échangeurs de chaleur — Dimensionnement thermique, Techniques de l'Ingénieur Réf. BE9517.
- Brush A., Masanet E., Worrell E., 2011, Energy Efficiency Improvement and Cost Saving Opportunities for the Dairy Processing Industry, An ENERGY STAR® Guide for Energy and Plant Managers, Lawrence Berkeley National Laboratory Publication.
- Carlsson H., Jönsson C., 2012, Separation of air bubbles from milk in a deaeration process, Lund University Department of Chemical Engineering & TetraPak Processing Systems AB, Publication.
- CCIL, 2018, Production de fromage Cheddar, Transformation de produits laitiers - fromage, Centre Canadien d'Information Laitière.
- CDC, 2017, Dairy Ingredient Profiles, Canadian Dairy Commission Publication.
- Centre Canadien d'Information Laitière, 2016a, Les principaux transformateurs à l'échelle mondiale, Ressource en ligne - URL : http://www.dairyinfo.gc.ca/index_f.php?s1=dff-fcil&s2=proc-trans&s3=glo20 - consulté en avril 2018.
- Centre Canadien d'Information Laitière, 2016b, Rapport D082 Utilisation des composants et ventes de lait au Canada, CCIL.
- Chatzipaschali A. A., Stamatis A. G., 2012, Biotechnological Utilization with a Focus on Anaerobic Treatment of Cheese Whey: Current Status and Prospects, *Energies* 5, 3492-3525.
- Chaurette J., 1994, Analyse des systèmes de pompage et sélection des pompes centrifuges, Fluide Design Inc. Publication.

- Cheryan M., 1986, Ultrafiltration Handbook, Technomic Publishing Company.
- Choi B.K., Kang D., 2013, Modeling and Simulation of Discrete-Event Systems, John Wiley & Sons Publication.
- CMN — Cheese Market News, 2014, Daily/Weekly Market Activity, Dry Products, Quarne Publishing, LLC.
- Colon C., Causse S., 2013, Umberto®, outil d'analyse des flux de matière et d'énergie, Éco-Conception, Techniques de l'Ingénieur Réf.: AG6780.
- Commission Canadienne du Lait, 2014, Bulletin de la CCL sur les marchés du 31 octobre 2014, CCL.
- ConcreteNetwork, 2014, Concrete Price Considerations — Cost of Concrete, Ressource en ligne - URL: <https://www.concretenetwork.com/concrete-prices.html> - consulté en février 2018.
- CPA Canada, 2014, Lire les états financiers – Que me faut-il savoir ? Guide d'introduction, Comptables Professionnels Agréés du Canada.
- CPA Canada, 2016, Manuel de CPA Canada – Comptabilité, Comptables Professionnels Agréés du Canada.
- CWF, 2011, Water Pricing Policy in Canada, Canada West Foundation Publication.
- CYNDAN, 2018, Food and Beverages CIP Cleaners, Ressource en ligne - URL : <https://cyndan.com.au/en/24-cip-cleaners> - consulté en mars 2018.
- D'Souza N.M., Wiley D.E., 2003, Whey ultrafiltration: Effect of operating parameters on flux and rejection, Presented at the 5th International Membrane Science and Technology.
- Danisco, 2008, CHOOZIT — Solutions for Cheddar Cheese, Danisco Cultures Publication.
- Danisco, 2014, MARZYME — Microbial Coagulant, Technical Memorandum, Danisco A/S Publication.
- Danone, 2013, Danone Sustainability Report, Ressource en ligne - URL : <http://www.gvc.go.jp/en/files/EU/Danone.pdf> - consulté en novembre 2014.
- De Boer R., 2014, From Milk By-Products to Milk Ingredients Upgrading the Cycle, Wiley-Blackwell Publication.
- De Jong P., 2013, Sustainable Dairy Production, John Wiley & Sons Publication.
- Desforges P., El Hjadi Y., 2012, Coût de revient et prise de décision, Communication Directorate of Quebec Ministry of Economic Development, Innovation, and Exportation, Quebec Government Publication.
- DeSimone L.D., Popoff F., World Business Council for Sustainable Development, 1997, Eco-efficiency: The Business Link to Sustainable Development, The MIT Press, Cambridge, Massachusetts.

- Djekic I., Miocinovic J., Tomasevic I., Smigic N., Tomic N., 2014, Environmental life-cycle assessment of various dairy products, *Journal of Cleaner Production* Vol. 68 64-72.
- DMHSPE, 2000, *Eco-Indicator 99 Manual for Designers*, Dutch Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment Publication.
- Doyle P., 2007, Milk Protein Ingredients in Canada : A Perspective, *WCDS Advances in Dairy Technology* Volume 19: 135-142.
- Dresch M., Daufin G., Chaufer B., 1999, Membrane processes for the recovery of dairy cleaning-in-place solutions, *Lait* 79:245-259.
- Du Pisani J.A., 2006, Sustainable development — historical roots of the concept, *Environmental Sciences*, 3:2, 83-96.
- Dufour L., 2013, Le coût de revient, Fiche pratique de gestion commerciale, Publication du blog du dirigeant.
- Dvarioniene J., Kruopiene J., Stankeviciene J., 2012, Application of cleaner technologies in milk processing industry to improve the environmental efficiency, *Clean Techn Environ Policy* 14:1037–1045.
- ec.europa.eu, 2014, Life Ecolac : Prevention of dairy product's environmental impact through ecodesign, Ressource en ligne - URL : <http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index> - consulté en octobre 2014.
- EcoInvent, 2018, Life Cycle Inventory Database v.3.1, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Zurich, CH.
- EIA, 2016, U.S. electricity generation by energy source, U.S. Energy Information Administration, Ressource en ligne - URL : <https://www.eia.gov/tools/faqs/faq.php?id=427&t=3> - consulté en février 2018.
- EIA, 2017a, Average Price of Electricity to Ultimate Customers by End-Use Sector, U.S. Energy Information Administration, Ressource en ligne - URL : https://www.eia.gov/electricity/monthly/epm_table_grapher.php?t=epmt_5_6_a - consulté en février 2018.
- EIA, 2017b, Natural Gas Prices, U.S. Energy Information Administration, Ressource en ligne - URL : https://www.eia.gov/dnav/ng/ng_pri_sum_a_EPG0_PIN_DMcf_m.htm - consulté en février 2018.
- Eide M. H., 2002, Life cycle assessment (LCA) of industrial milk production. *International Journal of LCA* 7, 115–126.
- El-Gazzar F.E., Marth E.H., 1991, Ultrafiltration and Reverse Osmosis in Dairy Technology: A Review, *Journal of Food Protection* Vol. 54, No. 10:801809.
- Enremilk.com, 2014, Saving Water and Energy for Resource-Efficient Food Processing, Ressource en ligne - URL : <http://www.enremilk.eu/project.html> - consulté en septembre 2014.
- EPA Ireland, 2008, BAT Guidance Note on Best Available Techniques for the Dairy Processing Sector, Environmental Protection Agency, Ireland.

- Evaldo Cardozo S.Jr., Rafael Costa Ilhéu F., Lizzy Ayra Alcântara V., Vanessa Santos S., Willian Soares, S., Renata Cristina Ferreira B., Cristiane Martins V., 2012, Thermal Diffusivity and Specific Heat of Bovine Milk Affected by Temperature and Composition, *International Journal of Food Engineering*, Vol. 8, Issue 3.
- Fabozzi F.J., Peterson Drake P., Polimeni R.S., 2008, *The Complete CFO Handbook: From Accounting To Accountability*, John Wiley & Sons Publication.
- FAO, 2010, *Greenhouse Gas Emissions from the Dairy Sector — A Life Cycle Assessment*, Food and Agriculture Organisation of the United Nations Publication.
- FAO, 2016, *The Global Dairy Sector: Facts*, Food and Agriculture Organisation of the United Nations Publication.
- FAO, 2017, *Standard for Dairy Permeate Powders*, Codex Alimentarius Commission, Food and Agriculture Organization of the United Nations Publication.
- FAOSTAT, 2014, *Food and Agriculture Data*, Statistics Division, Food and Agriculture Organisation of the United Nations Publication.
- Farizoglu B., Uzuner S., 2011, The investigation of dairy industry wastewater treatment in a biological high performance membrane system, *Biochemical Engineering Journal* 57 46–54.
- FDTA, 2013, *Fonds de Développement de la Transformation Alimentaire Canada - Rapport Annuel 2012 - 2013*, Agriculture et Agroalimentaire Canada.
- Felix S., 2013, *Marge, Taux de Marge et Taux de Marque*, Fiche pratique de gestion commerciale, Publication du blog du dirigeant.
- Finnegan W., Mingjia Y., Holden N.M., Goggins J., 2017, A review of environmental life cycle assessment studies examining cheese production, *International Journal of Life Cycle Assessments*.
- Fox F., McSweeney P.L.H., Cogan M.T., Guinee T.P., 2004, *Cheese — Chemistry, Physics and Microbiology*, Volume 1, General Aspects, Elsevier Academic Press.
- Freije C., 2011, *Milk hauling charges in the Upper Midwest marketing area*, May 2010, United-States Department of Agriculture Publication.
- Garrido J.M., 2009, *Object Oriented Simulation — A Modelling and Programming Perspective*, Springer Science Publication.
- Gavazzi-April C., Benoit S., Doyen A., Britten M., Pouliot Y., 2018, Preparation of milk protein concentrates by ultrafiltration and continuous diafiltration: effect of process design on overall efficiency, Submitted to the *Journal of Dairy Science* in January 2018.
- GazMétro, 2018, *Le prix du gaz naturel et son historique*, Ressource en ligne - URL: <https://www.energir.com/fr/grandes-entreprises/prix-du-gaz-naturel/prix-et-historique/> - consulté en février 2018.
- GC, 2018a, *Danisco CHOOZIT, Lactic Starters, Glengarry Cheesemaking*, Ressource en ligne - URL : <http://www.glengarrycheesemaking.on.ca/starters-and-cultures/lactic->

- starters/lactic-starters-from-danisco/danisco-choozit-ra022-125-dcu.html - consulté en mars 2018.
- GC, 2018b, Calcium Chloride, Ingredients, Glengarry Cheesemaking, Ressource en ligne - URL : <http://www.glengarrycheesemaking.on.ca/rennet-and-ingredients/ingredients/calcium-chloride/calcium-chloride-5-gallon-tote.html> - consulté en mars 2018.
- GC, 2018c, Danisco MARZYME — Microbial Vegetarian Rennet, Rennet and Ingredients, Glengarry Cheesemaking, Ressource en ligne - URL : <http://www.glengarrycheesemaking.on.ca/rennet-and-ingredients/rennet/microbial/microbial-vegetarian-rennet-marzyme-d.s.-5-gallons.html> - consulté en mars 2018.
- GC, 2018d, Annatto Cheese Colourant, Ingredients, Glengarry Cheesemaking, Ressource en ligne - URL : <http://www.glengarrycheesemaking.on.ca/rennet-and-ingredients/ingredients/annatto-cheese-colourant/annatto-cheese-colourant-5-gallon-tote.html> - consulté en mars 2018.
- GC, 2018e, Cheese Salt, Ingredients, Glengarry Cheesemaking, Ressource en ligne - URL : <http://www.glengarrycheesemaking.on.ca/rennet-and-ingredients/ingredients/cheese-salt/cheese-salt-20-kg.html> - consulté en mars 2018.
- GEA, 2003, Filtration Par Membranes, GEA Publication.
- GEA, 2012, Membrane Filtration in the Dairy Industry, GEA publication.
- GEA, 2016, Modules and Fundamentals of System Design, Presented at the 2016 Membrane Technology Forum.
- Gendron C., Gagnon C., 2011, Développement durable et économie sociale : convergences et articulations, Les cahiers de la CRSDD, collection recherche No 02-2011, Bibliothèque et Archives nationales du Québec.
- Gésan-Guiziu G., 2013, Liquid Milk Processing, Membrane Processing — Dairy and Beverage Applications, Edited by Tamime A.Y., Blackwell Publishing.
- Gésan-Guiziu G., 2014, Integrated membrane operations in whey processing, Integrated Membrane Operations in the Food Production, Edited by Cassano A. and Drioli E., Walter de Gruyter GmbH.
- Graham L., Carmichael D.R., 2012, Accountants' Handbook, Volume One, Financial Accounting and General Topics, 12th Edition, John Wiley & Sons Publication.
- Groussard T., 2013, Visual Basic 2012 (VB.NET), Les fondamentaux du langage, Développer avec Visual Studio 2012, Éditions ENI Publication.
- Gülich J.F., 2010, Centrifugal Pumps, Second Edition, Springer Publication.
- Haake J., 2000, Dématérialisation, Mesure par bilans matières et MIPS, Éco-Conception, Techniques de l'Ingénieur Réf.:G5910.
- HEB, 2018, Whipping cream retail price, H.E. Butt Grocery Company, prix consultés en février 2018.
- Huffman L. M., De Barros Ferreira L., 2011, Dairy Ingredients for Food Processing, Chapter 8 : Whey-based Ingredients, Blackwell Publishing Ltd.

- Humbert S., De Schryver A., Bengoa X., Margni M., Jolliet O., 2012, IMPACT 2002+: User Guide, Quantis Publication.
- Hundy G.F., Trott A., Welch T.C., 2016, Refrigeration, Air Conditioning and Heat Pumps, 5th Edition, Elsevier Publication.
- Hunkeler D., Lichtenwort K., Rebitzer G., 2008, Environmental Life Cycle Costing, the Society of Environmental Toxicology And Chemistry, CRC Press Publication.
- Hydro Québec, 2016, Production, achats et ventes d'électricité, Ressource en ligne - URL : <http://www.hydroquebec.com/developpement-durable/energie-environnement/production-achats-et-ventes-electricite.html> - consulté en février 2018.
- Idel'chik I.E., 1966, Handbook of hydraulic resistance — Coefficients of Local Resistance and of Friction, Translated from Russian, Israel Program for Scientific Translations Jerusalem.
- IDF, 2005a, Energy use in Dairy Processing, Bulletin of the International Dairy Federation No. 401, International Dairy Federation Publication.
- IDF, 2005b, Guide on Life Cycle Assessment towards Sustainability in the Dairy Chain, Bulletin of the International Dairy Federation No. 398, International Dairy Federation Publication.
- IDF, 2009, Environmental / Ecological Impact of the Dairy Sector: Literature review on dairy products for an inventory of key issues List of environmental initiatives and influences on the dairy sector, Bulletin of the International Dairy Federation No. 436, International Dairy Federation Publication.
- IDF, 2010, A common carbon footprint approach for dairy, The IDF guide to standard lifecycle assessment methodology for the dairy sector, Bulletin of the International Dairy Federation No. 445/2010, International Dairy Federation Publication.
- IDF, 2015, A common carbon footprint approach for the dairy sector — The IDF guide to standard life cycle assessment methodology, Bulletin of the International Dairy Federation No. 479, International Dairy Federation Publication.
- IFDD, 2016, Coût du cycle de vie, Institut Fédéral pour le Développement Durable — Belgian Federal Institute for Sustainable Development Publication.
- IGA, 2018, Prix distributeurs des produits laitiers, Independent Grocers Alliance, prix consultés en février 2018.
- IMP, 2018, Idapro Milk Permeate Powder, Idaho Milk Products, Ressource en ligne - URL : <https://idahomilkproducts.com/products/mpp/> - consulté en mars 2018.
- Intelligen, 2014, Company Information, Ressource en ligne - URL : <http://www.intelligen.com/compinfo.html> - consulté en février 2018.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2007. Climate Change 2007 : Synthesis Report. Contribution of working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC.
- ISO, 2006a, ISO 14040: Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework, Second edition, International Standard Organisation Publication.

- ISO, 2006b, ISO 14044: Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines, First edition, International Standard Organisation Publication.
- ISO, 2012, ISO 14045: Environmental management — Eco-efficiency assessment of product systems — Principles, requirements and guidelines, International Standard Organisation Publication.
- IW, 2010, Survey Examines Wastewater treatment costs, Industrial Waterworld, Ressource en ligne - URL : <http://www.waterworld.com/articles/iww/print/volume-11/issue-1/feature-editorial/survey-examines-wastewater-treatment-costs.html> - consulté en février 2018.
- Jeantet R., Brulé G., Delaplace G., 2011, Génie des procédés appliqués à l'industrie laitière, Deuxième édition, Éditions TEC & DOC, Lavoisier.
- Joliet O., Saadé M., Crettaz P., Shaked S., 2010, Analyse du cycle de vie, Comprendre et réaliser un écobilan, 2e édition, Presses Polytechniques et Universitaires Romandes.
- Jouliat X., 2008, Simulateurs de procédés, Industrialisation des procédés : défis et nouvelles approches, Techniques de l'Ingénieur Réf.:J1022.
- JRC, 2011, International Reference Life Cycle Data System Handbook: Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context, European Commission-Joint Research Centre-Institute for Environment and Sustainability, Publication Office of the European Union.
- Kaltenbach, 2010, Désaérateur sous vide, Kaltenbach Publication.
- Kanani D., 2015, Membrane fouling: a challenge during dairy ultrafiltration, Membrane Processing for Dairy Ingredient Separation, Edited by Hu K. and Dickson J.M., John Wiley & Sons.
- Kessler H.G., 2002, Food and Bio Process Engineering, Dairy Technology, Verlag A. Kessler.
- Koller E., 2002, Transport et stockage des fluides dans l'industrie, Industrie et Technologie, Éditions Dunod.
- Kovács Z., Czermak P., 2013, Diafiltration, Encyclopedia of Membrane Science and Technology, Edited by Hoek E.M.V. and Tarabara V.V., John Wiley & Sons, Inc.
- Lafontaine M., Saad R., Gilbert D., Margni M., 2012, Environmental life cycle assessment of milk in Canada, 8th Int. Conference on LCA in the Agri-Food Sector.
- Lainé M-J., 2014, L'outil SPEC : calculez l'efficacité de votre chaufferie vapeur, Groupe Datech.
- Larock B. E., Jeppson R. W., Watters G. Z., 2000, Hydraulics of pipeline systems, CRC Press, Taylor & Francis Group Publication.
- Leeson, 2012, Electric Motors, Gear Reducers, Gearmotors, AC & DC Drives — Basic Training Industrial-Duty & Commercial-Duty, Leeson Electric Publication.

- Leroix Y., 2014, *Éco-concevoir, les outils et méthodes, Pratique de la conception industrielle*, Techniques de l'Ingénieur Réf.:0276.
- Les Producteurs de Lait du Québec, 2014, *L'économie du Lait - La transformation*, Ressource en ligne - URL : <http://www.lait.org/fr/leconomie-du-lait/la-transformation.php> - consulté en septembre 2014.
- Les Producteurs laitiers du Canada, 2011, *Les retombées économiques de l'industrie laitière au Canada — Rapport final*, PLC.
- Leung L., 2007, *Centrifugal Separations in Biotechnology*, Elsevier Publication.
- Lindgaard-Jørgensen P., Kristensen G.H., Andersen M., 2016, *Technology Options in a Dairy Plant: Assessing Whole-System Eco-Efficiency, Environmental Management and Sustainable Development Vol. 5 No. 1*.
- Luo J., Ding L., Qi B., Jaffrin M. Y., Wan Y., 2011, *A two-stage ultrafiltration and nanofiltration process for recycling dairy wastewater*, *Bioresource Technology* 102 7437–7442.
- Lutz H., 2010, *Ultrafiltration: Fundamentals and Engineering*, *Comprehensive Membrane Science and Engineering*, Elsevier Publication.
- MAMROT, 2015, *Rapport sur le coût et les sources de revenus des services d'eau*, Ministère Québécois des Affaires municipales et de l'Occupation du territoire.
- Martinage G., 2011, *Bilan Carbone, Réglementations et outils, Éco-Conception*, Techniques de l'Ingénieur Réf.: G1817.
- Maxime D., Marcotte M., Arcand Y., 2006, *Development of eco-efficiency indicators for the Canadian food and beverage industry*, *Journal of Cleaner Production* Vol. 14 636-648.
- McSweeney P.L.H., Fox P.F., 2009, *Advanced Dairy Chemistry, Volume 3: Lactose, Water, Salts and Minor Constituents*, Springer Science Publication.
- MEPS, 2017, *World stainless steel prices*, *Management Engineering & Production Services LTD.*, Ressource en ligne - URL: <http://www.meps.co.uk/Stainless%20Prices.htm> - consulté en février 2018.
- Mercier-Bouchard D., Benoit S., Doyen A., Britten M., Pouliot Y., 2017, *Process efficiency of casein separation from milk using polymeric spiral-wound microfiltration membranes*, *Journal of Dairy Science* 100:8838–8848.
- Milani F. X., Nutter D., Thoma G., 2011, *Environmental impacts of dairy processing and products: A review*, *Journal of Dairy Science* Vol. 94 4243-4254.
- Minardi, 2010, *The Management of Water Services in Montreal*, Fraser Alert May 2010, Fraser Institute Publication.
- Mistry V.V., Maubois J-L.M., 2017, *Application of Membrane Separation Technology to Cheese Production, Cheddar Cheese and Related Dry-Salted Cheese Varieties*, *Cheese: Chemistry, Physics and Microbiology*, Edited by McSweeney P.L.H., Fox P.F., Cotter P.D., Everett D.W., Academic Press, Elsevier.

- Moletta R., Torrijos M., 1999, Traitement des effluents de la filière laitière, traité de génie des procédés, Techniques de l'Ingénieur Réf.: F1501.
- Mucchetti G., 2014, Integrated membrane and conventional processes applied to milk processing, Integrated Membrane Operations in the Food Production, Edited by Casano A., Drioli E., De Gruyter Publication.
- Mullan W.M.A., 2008, Determination of the theoretical yield of Cheddar cheese using milk composition only and a modified version of the Van Slyke yield equation, Ressource en ligne - URL: <https://www.dairyscience.info/newcalculators/yield-01.asp>. - consulté en mars 2018.
- Naturo J.J., 2011, Building software for simulation, Theory and algorithms, with applications in C++, John Wiley & Sons Publication.
- Ng K.S.Y., Haribabu M., Harvie D.J.E., Dunstan D.E., Martin G.J.O., 2017, Mechanisms of flux decline in skim milk ultrafiltration: A review, Journal of Membrane Science 523:144–162.
- Ngô C., Regent A., 2012, Déchets, effluents et pollution, Impact sur l'environnement et la santé, Dunod Publication.
- Nicol R., 2004, Life Cycle thinking in the dairy industry, Australian Journal of Dairy Technology 59, 2.
- Nikhil J.G, Shailendra L.M., 2012, Heat Transfer Analysis of Corrugated Plate Heat Exchanger of Different Plate Geometry: A Review, International Journal of Emerging Technology and Advanced Engineering, Volume 2, Issue 10.
- Novak A, 1991, Milk protein concentrate. In: New applications of membrane processes. International Dairy Federation special issue no. 9201, pp. 51–66.
- NRCOEE, 2001, Energy Performance Indicator Report: Fluid Milk Plants, Prepared for the National Dairy Council of Canada, Natural Resources Canada's Office of Energy Efficiency Publication.
- NRTEE, 1997, Measuring eco-efficiency in business, National Round Table on the Environment and the Economy Publication.
- NRTEE, 2001, Calculating Eco-Efficiency Indicators: A Workbook for Industry, National Round Table on the Environment and the Economy Publication.
- Nutter D. W., Kim D. S., Ulrich R., Thoma G., 2013, Greenhouse gas emission analysis for USA fluid milk processing plants: Processing, packaging, and distribution, International Dairy Journal 31 S57-S64.
- O'Brien N.M., O'Connor T.P., 2017, Nutritional Aspects of Cheese, Cheese: Chemistry, Physics and Microbiology, Edited by McSweeney P.L.H., Fox P.F., Cotter P.D., Everett D.W., Academic Press, Elsevier.
- OECD, 1998, Eco-efficiency, Organisation for Economic Co-operation and Development Publication.
- OECD, 2000, STI REVIEW — Special Issue on Sustainable Development No. 25, Organisation for Economic Co-operation and Development Publication.

- Olivier J.G.J., Schure K.M., Peters J.A.H.W., 2017, Trends in global CO₂ and total greenhouse gas emissions — Summary of the 2017 report, PBL Netherlands Environmental Assessment Agency, The Hague.
- Ong L., Lawrence R.C., Gilles J., Creamer L.K., Crow V.L., Heap H.A., Honoré C.G., Johnston K.A., Samal P.K., Powell I.B., Gras S.L., 2017, Cheddar Cheese and Related Dry-Salted Cheese Varieties, Cheese: Chemistry, Physics and Microbiology, Edited by McSweeney P.L.H., Fox P.F., Cotter P.D., Everett D.W., Academic Press, Elsevier.
- Oommen B.S., Mistry V.V., Nair M.G., 2000, Effect of homogenization of cream on composition, yield, and functionality of Cheddar cheese made from milk supplemented with ultrafiltered milk, *Lait* 80:77-91.
- Oxford English Dictionary, 2012, Oxford University Press.
- Parlement Européen, 2012, Directive 2012/27/UE du Parlement Européen et du Conseil du 25 octobre 2012 relative à l'efficacité énergétique, Journal officiel de l'Union européenne L 315.
- PayScale, 2018a, Factory Worker Salary — Canada, Ressource en ligne – URL : https://www.payscale.com/research/CA/Job=Factory_Worker/Hourly_Rate - consulté en février 2018.
- PayScale, 2018b, Factory Worker Salary — US, Ressource en ligne - URL : https://www.payscale.com/research/US/Job=Factory_Worker/Hourly_Rate - consulté en février 2018.
- Peters R.H., 2005, Economic aspects of cheese making as influenced by whey processing options, *International Dairy Journal* Vol. 15:537-545.
- Philardeau T., 2012, The Water Challenge in Dairy, Presented at the 2012 Cape Town World Dairy Summit.
- Picault F., 2011, Marge brute et marge nette, Ressources Tutofop, Publication du Ministère français de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt.
- PLQ, 2014, Rapport annuel, Transport, Les Producteurs de Lait du Québec.
- PLQ, 2018, Statistiques — À propos de la production, Prix en vigueur - Québec, Le producteur de lait québécois Janvier / Février 2018, Producteurs de lait du Québec.
- Pouliot Y., 2008, Membrane processes in dairy technology — From a simple idea to worldwide panacea, *International Dairy Journal* 18 735–740.
- Quantis & Groupe Agéco, 2011, Lignes directrices pour la réalisation d'analyses du cycle de vie environnementale et sociale — Secteur des produits laitiers au Québec, Quantis & Groupe Agéco Publication.
- Rennels D., Hudson H.M., 2012, Pipe Flow — A Practical and Comprehensive Guide, John Wiley & Sons Publication.
- Riollet G., 1969, Cycles à vapeur pour la production d'énergie et de chaleur, *Techniques de l'Ingénieur* Réf.: B335.

- Robert J-L., 2017, Systèmes hydrauliques - Première Édition, Jean-Loup Robert Publication.
- Roulin A., 2013, Insight: how we're further building sustainability into our product design process, Nestle.com, News, 7 Feb 2013, Nestlé.
- Saputo, 2014, Saputo et l'environnement, Ressource en ligne - URL : <http://www.saputo.com/consumers/environment/default.aspx?langtype=3084> - consulté en septembre 2014.
- Sarkar B., Chakrabarti P.P., Vijaykumar A., Kale V., 2006, Wastewater treatment in dairy industries — possibility of reuse, *Desalination* 195 141–152.
- Schenker U., Espinoza-Orias N., Popovic D., 2014, EcodEX: A simplified ecodesign tool to improve the environmental performance of product development in the food industry, 9th International Conference LCA of Food San Francisco, USA 8-10 October 2014.
- Scherping Systems, 1999, Receiving Pump Air Eliminator — How it works, Scherping Systems Publication.
- Schuck P., Dolivet A., Méjean S., Tanguy G., Garreau D., 2016, Technological breakthrough and innovation in the production of whey powders, with 30-40% reduction in energy costs, Proceedings of the 5th International Congress on Green Process Engineering, Engineering Conferences International ECI Digital Archives.
- Schuck P., Jeantet R., Tanguy G., Méjean S., Gac A., Lefebvre T., Labussière E. Martineau C., 2015, Energy Consumption in the Processing of Dairy and Feed Powders by Evaporation and Drying, *Drying Technology*, 33:2, 176-184.
- Scuccimarri, 2013, Sustainable Development Initiatives – A Processor's Perspective, FIL – IDF CANADA / STELA Conference May 13-16 2013, Session 2: Sustainable Development of the Dairy Industry.
- Seair, 2018, Whey Permeate Powder Import Data in USA, Ressource en ligne - URL : <https://www.seair.co.in/us-import/shipments-of-71010472.aspx> - consulté en mars 2018.
- Selerant, 2014, Fonctionnalités EcodEX, Ressource en ligne - URL : selerant.com - consulté en septembre 2014.
- Shah R.K., Sekulic D.P., 2003, Fundamentals of Heat Exchanger Design, John Wiley & Sons Publication.
- Smithers G. W., 2008, Whey and whey proteins — From 'gutter-to-gold', *International Dairy Journal* 18:695- 704.
- Sproedt A., Plehn J., Schonsleben P., Herrmann C., 2015, A simulation-based decision support for eco-efficiency improvements in production systems, *Journal of Cleaner Production* Vol. 105 389–405.
- Statista, 2017, Retail price of milk (fresh, whole, fortified) in the United States from 1995 to 2017, The Statistics Portal, Ressource en ligne - URL : <https://www.statista.com/statistics/236854/retail-price-of-milk-in-the-united-states/> - consulté en février 2018.

- Stump J., 2011, Bases des machines à courant triphasé, Festo Didactic GmbH & Co Publication.
- Sulzer Pumps, 2010, Centrifugal Pump Handbook, Third edition, Sulzer Pumps Ltd. Publication.
- Sun A., Reindl D., Reinemann D., 2011, Energy Use in Wisconsin's Dairy Industry and Options for Improved Energy Efficiency, University of Wisconsin-Extension Publication.
- Susmilk.com, 2014, Re-design of the dairy industry for sustainable milk processing, Ressource en ligne - URL : <http://www.susmilk.com> - consulté en septembre 2014
- Tage Affertsholt, 2009, International Whey Market Overview, 2009 ADPI/ABI Annual Conference, 3A Business Consulting.
- Tetra Pak, 2003, Dairy Processing Handbook, Tetra Pak Processing Systems AB Publication.
- Tetra Pak, 2012, Tetra Brick © Materials, Ressource en ligne - URL : <http://www.aguamineral.net/wp-content/uploads/2012/02/Reciclado2.jpg> - consulté en février 2018.
- Tetra Pak, 2015a, Dairy Processing Handbook, Tetra Pak Processing Systems AB Publication.
- Tetra Pak, 2015b, Cheese Vat OST CH6, Tetra Pak International S.A. Publication.
- Tetra Pak, 2015c, Blockformer system 6, Tetra Pak International S.A. Publication.
- Tetra Pak, 2018, Packaging material for Tetra Pak carton packages, Ressource en ligne - URL : <https://www.tetrapak.com/packaging/materials> - consulté en février 2018.
- Thoma G., Popp J., Nutter D., Shonnard D., Ulrich R., Matlock M., Kim D. S., Neiderman Z., Kemper N., East C., Adom F., 2013, Greenhouse gas emissions from milk production and consumption in the United States: A cradle-to-grave life cycle assessment circa 2008, International Dairy Journal 31 S3-S14.
- Thulukkanam K., 2013, Heat Exchanger Design Handbook, CRC Press, Taylor & Francis Group Publication.
- Tomasula P.M., Datta N., Yee W.C.F., McAloon A.J., Nutter D.W., Sampedro F., Bonnaillie L.M., 2014, Computer simulation of energy use, greenhouse gas emissions, and costs for alternative methods of processing fluid milk, J. Dairy Sci. 97:4594–4611.
- Tomasula P.M., Yee W.C.F., McAloon A.J., Nutter D.W., Bonnaillie L.M., 2013, Computer simulation of energy use, greenhouse gas emissions, and process economics of the fluid milk process, J. Dairy Sci. 96:3350–3368.
- TSC, 2013, Key Performance Indicator, Category: Milk, The Sustainability Consortium Publication.
- UNCTAD, 2004, A Manual for the Preparers and Users of Eco-Efficiency Indicators, United Nations Conference on Trade and Development, United Nations Publication.

- UNEP-DEPA, 2000, Cleaner Production Assessment in Dairy Processing, United Nations Environment Programme and Danish Environmental Protection Agency Joint Publication.
- UNEP-WBCSD, 1998, Cleaner Production and Eco-efficiency, complementary approaches to sustainable development, United Nations Environment Programme and World Business Council for Sustainable Development Joint Publication.
- UNEP, 2004, Eco-efficiency for the Dairy Processing Industry, The UNEP Working Group for Cleaner Production in the Food Industry, United Nations Environment Programme Publication.
- UNEP, 2006, Energy Efficiency Guide for Industry in Asia — Electrical Energy Equipment: Pumps and Pumping Systems, United Nations Environmental Program Publication.
- UNEP, 2008, Cleaner Production Assessment in Dairy Processing, COWI Consulting Engineers and Planners AS.
- UNESCAP, 2009, Eco-efficiency Indicators: Measuring Resource-use Efficiency and the Impact of Economic Activities on the Environment, United Nations Economic and Social Commission for Asia and the Pacific, United Nations Publication.
- UNWCED, 1987, Our Common Future, United Nations World Commission on Environment and Development Publication.
- USDA, 2016, National Nutrient Database for Standard Reference Release 28, United States Department of Agriculture, Agricultural Research Service Publication.
- USDA, 2018, Announcement of Advanced Prices and Pricing Factors, United States Department of Agriculture Publication.
- UVED, 2014, L'éco-conception et ses outils, Évaluation Simplifiée et Qualitative du Cycle de Vie, Université Virtuelle Environnement et Développement durable, Ressource en ligne - URL : http://stockage.univ-valenciennes.fr/MenetACVBAT20120704/acvbat/chap02/co/ch02_420_2-2-11.html - consulté en octobre 2014.
- Van Middelaar C.E., Berentsen P.B.M., Dolman M.A., de Boer I.J.M., 2011, Eco-efficiency in the production chain of Dutch semi-hard cheese, Livestock Science Vol. 139 91–99.
- VDI, 2010, VDI Heat Atlas, Second Edition, Verein Deutscher Ingenieure, Springer Publication.
- Veynachter B., Pottier P., 2012, Centrifugation et décantation, Opérations unitaires du génie industriel alimentaire, Techniques de l'Ingénieur Réf.: F2730.
- Walstra P., Wouters J.T.M., Geurts T.J., 2006, Dairy Science and Technology Second Edition, Taylor & Francis Group Publication.
- Wang L., 2008, Energy Conservation in Dairy Processing Facilities, Energy Efficiency and Management in Food Processing Facilities, CRC Press, Taylor & Francis Group.

- Wardrop Engineering, 1997, Guide to Energy Efficiency Opportunities in the Dairy Processing Industry, Wardrop Engineering Inc. for the National Dairy Council of Canada.
- WBCSD, 2000a, Eco-efficiency: creating more value with less impact, World Business Council for Sustainable Development Publication.
- WBCSD, 2000b, Measuring eco-efficiency — a guide to reporting company performance, World Business Council for Sustainable Development Publication.
- WBCSD, 2005, Eco-efficiency — Learning Module, World Business Council for Sustainable Development Publication.
- World Resources Institute, 2016, Shifting diets for a sustainable food future, Working Report, World Resources Institute Publication.
- Xu, T., Flapper J., 2009, Energy use and implications for efficiency strategies in global fluid-milk processing industry, Energy Policy 37:5334–5341.
- Yee W.C., McAloon A.J., Tomasula P.M., 2013, Manual for the Fluid Milk Process Model and Simulator, Dairy & Functional Foods Research Unit, Eastern Regional Research Center, Agricultural Research Service, United-States Department of Agriculture Publication.

