



CIRAIG^{MC}

Centre international de référence sur le cycle de vie des produits, procédés et services



RAPPORT FINAL

MISE À JOUR D'UNE ANALYSE DU CYCLE DE VIE DE CONTENANTS DE BIÈRE AU QUÉBEC

20 AOÛT 2015

Préparé pour

RECYC-QUÉBEC

À l'attention de M. Mario Laquerre

Gestionnaire de la connaissance

141, avenue Président-Kennedy, 8^e étage

Montréal (Québec) H2X1Y4

Ce rapport a été préparé par le Centre international de référence sur le cycle de vie des produits procédés et services (CIRAIG).

Fondé en 2001, le CIRAIG a été mis sur pied afin d'offrir aux entreprises et aux gouvernements une expertise universitaire de pointe sur les outils du développement durable. Le CIRAIG est un des plus importants centres d'expertise en cycle de vie sur le plan international. Il collabore avec de nombreux centres de recherche à travers le monde et participe activement à l'Initiative sur le cycle de vie du Programme des Nations Unies sur l'Environnement (PNUE) et de la Société de Toxicologie et de Chimie de l'Environnement (SETAC).

Le CIRAIG a développé une expertise reconnue en matière d'outils du cycle de vie incluant l'analyse environnementale du cycle de vie (ACV) et l'analyse sociale du cycle de vie (ASCV). Complétant cette expertise, ses travaux de recherche portent également sur l'analyse des coûts du cycle de vie (ACCV) et d'autres outils incluant les empreintes carbone et eau. Ses activités comprennent des projets de recherche appliquée touchant plusieurs secteurs d'activités clés dont l'énergie, l'aéronautique, l'agroalimentaire, la gestion des matières résiduelles, les pâtes et papiers, les mines et métaux, les produits chimiques, les télécommunications, le secteur financier, la gestion des infrastructures urbaines, le transport ainsi que de la conception de produits « verts ».

AVERTISSEMENT

À l'exception des documents entièrement réalisés par le CIRAIG, comme le présent rapport, toute utilisation du nom du CIRAIG ou de Polytechnique Montréal lors de communication destinée à une divulgation publique associée à ce projet et à ses résultats doit faire l'objet d'un consentement préalable écrit d'un représentant dûment mandaté du CIRAIG ou de Polytechnique Montréal.

CIRAIG

Centre interuniversitaire de recherche
sur le cycle de vie des produits, procédés et services
École Polytechnique de Montréal
Département de génie chimique
2900, Édouard-Montpetit
Montréal (Québec) Canada
C.P. 6079, Succ. Centre-ville
H3C 3A7

www.ciraig.org

Rapport soumis par :
BUREAU DE LA RECHERCHE ET CENTRE DE
DÉVELOPPEMENT TECHNOLOGIQUE (B.R.C.D.T.)
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Université de Montréal Campus
C.P. 6079, Succ. Centre-ville
Montréal (Québec) H3C 3A7

Équipe de travail

Réalisation

François Saunier, M.Sc.A.

Réalisation de l'ACV

Jean-François Ménard, B. Sc., B. Ing.

Support technique

Gabrielle Van Durme, M.Sc.

Révision

Collaboration

Sophie Fallaha, M.Sc.A.

Directrice des relations industrielles de la Chaire ICV

Coordination du projet

Direction de projet

Pr Réjean Samson, ing., Ph.D.

Directeur général, CIRAIG

Direction scientifique du projet

Revue critique par un comité de parties prenantes

Bruno Gagnon, ing. Ph.D.

Présidence du comité de révision

Conseiller sénior, Ernst & Young

François Lafortune, Ph.D.

Révision externe

Associé principal, Lafortune Écoconseil

Josianne Hébert, M. Env.

Révision externe

Conseillère en gestion des matières résiduelles, MDDELCC

Avis au lecteur

Ce rapport constitue la mise à jour d'une étude effectuée en 2010, citée dans ce document comme « étude initiale ». Pour plus de détails, se référer à l'étude initiale (CIRAIG, 2010). Un résumé des modifications apportées dans cette mise à jour est présenté à la section 2.11.

L'utilisation, dans le corps de texte ou dans les annexes, du terme « Inchangé » signifie qu'aucune modification n'a été apportée à cette donnée faute de nouvelles informations disponibles dans le contexte de la mise à jour.

L'utilisation, dans le corps de texte ou dans les annexes, du terme « Identique » signifie qu'aucune modification n'a été apportée à cette donnée car la nouvelle donnée collectée est identique à celle de l'étude initiale.

Sommaire exécutif

RECYC-QUÉBEC souhaite mettre à jour ses connaissances sur la performance environnementale des différents types de contenants pour la bière. La comparaison de ces impacts environnementaux potentiels devra permettre de mieux documenter les incitatifs selon les types de contenants.

RECYC-QUÉBEC a donc mandaté le Centre international de référence sur le cycle de vie des produits, procédés et services (CIRAIG) pour la réalisation de la présente étude. Celle-ci a pour objectif de mettre à jour une précédente étude effectuée en 2010 et portant sur la comparaison, à l'aide de la méthodologie de l'analyse du cycle de vie (ACV), du profil environnemental de différents contenants pour la bière présents sur le marché québécois ou en voie d'y être introduits, à savoir les contenants à remplissage multiple (CRM) et les différents types de contenants à remplissage unique (CRU). Cette étude suit les lignes directrices des normes ISO 14 040 et 14 044 et a été soumise à une revue critique réalisée par un comité de parties prenantes. Elle a été jugée conforme aux meilleures pratiques internationales en ACV et apte à soutenir des affirmations comparatives divulguées publiquement.

Les CRM, qui représentaient environ 49 % des contenants de bière mis sur le marché en 2013, sont principalement représentés par les bouteilles en verre brun d'un volume standard de 341 ml. Gérés par un système de dépôt privé mis en place par les brasseurs eux-mêmes, les CRM sont récupérés après usage, pour être lavés et à nouveau remplis (pour une moyenne de 15 utilisations par CRM, selon RECYC-QUÉBEC). Les CRU, qui représentaient quant à eux environ 51 % de la bière mise sur le marché en 2013, peuvent être constitués de verre, d'aluminium, voire même bientôt, de polyéthylène téréphtalate (PET), et regroupent bon nombre de bières importées. Ces contenants sont soumis au système de consigne publique administrée par RECYC-QUÉBEC. Ils ne sont utilisés qu'une seule fois avant de suivre la filière de récupération et de recyclage prévue.

Au total, 13 contenants sont étudiés et comparés, différents de par leur matériau constitutif, leur volume, leur masse et leur provenance. Quatre d'entre eux représentent des scénarios prospectifs, ces contenants n'étant pas présents sur le marché au moment de l'étude (2013), alors que les neuf autres scénarios sont représentatifs des contenants les plus importants en terme de ventes sur le marché québécois.

L'unité fonctionnelle de cette étude, base comparative entre les options désignées, est de « *Mettre à disposition du consommateur 341 ml de bière emballée et protégée pendant 6 mois minimum dans des contenants ne dépassant pas 450 ml, au Québec, en 2013* ».

L'évaluation se concentre sur quatre catégories de dommages environnementaux, à savoir le changement climatique, l'épuisement des ressources non renouvelables, la santé humaine et la qualité des écosystèmes. Ces indicateurs ont été développés pour la méthode d'évaluation des impacts du cycle de vie de renommée internationale IMPACT 2002 + (Jolliet *et coll.*, 2003, mis à jour par Humbert *et coll.*, 2009). Toutes les étapes du cycle de vie des contenants, de la fabrication de leurs matières premières à leur gestion en fin de vie au Québec, en passant par leur mise en forme, leur rinçage et l'embouteillage, la fabrication des emballages secondaires et leur distribution sont prises en compte.

L'inventaire du cycle de vie a été établi à l'aide de données primaires spécifiques au sujet à l'étude puis complété avec des données génériques issues de la littérature ou de la banque de données européenne d'inventaire du cycle de vie *ecoinvent*.

Par rapport à l'étude initiale, les principales modifications dans cette mise à jour concernent l'utilisation des dernières hypothèses disponibles (2013) quant à la composition et la récupération des contenants et l'utilisation de bases de données et de méthode d'évaluation des impacts plus récentes.

Résultats

Cette étude montre la pertinence, au niveau environnemental, de favoriser la mise en marché de contenants en verre à remplissage multiple (CRM) par rapport aux contenants à remplissage unique (CRU) actuellement sur le marché. Pour la grande majorité des catégories évaluées, incluant les dommages sur la *Santé humaine*, le *Changement climatique* et les *Ressources*, les CRM apparaissent générer des impacts significativement inférieurs aux CRU (bouteilles en verre, canettes en aluminium, bouteilles en aluminium ou en PET), à l'exception de la canette en aluminium du Québec. Rappelons que le système de la canette en aluminium du Québec représente un scénario prospectif n'existant pas à l'heure actuelle sur le marché. Il fait l'hypothèse d'une canette produite au Québec à partir d'aluminium lui aussi produit au Québec. L'ACV a également montré qu'il n'est pas possible de distinguer les CRU canettes en aluminium, les CRU en verre, les CRU bouteilles en aluminium et les CRU bouteilles en PET entre eux. Leurs résultats sont trop proches ou la hiérarchie varie selon l'indicateur considéré ou les analyses de sensibilité.

Les écarts entre chaque type de contenant ne sont pas suffisants pour la catégorie *Qualité des écosystèmes* en raison des incertitudes inhérentes au modèle de caractérisation. Il n'est donc pas possible de conclure sur cette catégorie. Le CIRAIG recommande donc à RECYC-QUÉBEC de ne pas prendre position sur une hiérarchie entre les contenants pour la catégorie *Qualité des écosystèmes*.

Du point de vue des impacts environnementaux générés par les CRU, l'analyse de contribution montre que l'étape de production des contenants est l'étape largement dominante (supérieure à 73 % pour les trois catégories retenues, à savoir *Changement climatique*, *Ressources* et *Santé humaine*). En revanche, les impacts générés par les CRM sont répartis entre l'étape de production, qui dépend du nombre d'utilisations, la fabrication des emballages secondaires et tertiaires, la stérilisation des contenants avant réutilisation et le système de fermeture.

Ainsi, l'étude a permis de définir la hiérarchie de performance environnementale globale des contenants de bière suivante, du contenant générant les impacts les plus faibles aux plus élevés : 1) CRM et CRU canette en aluminium du Québec ; 2) Autres CRU canettes en aluminium, CRU bouteilles en verre, CRU bouteille en PET et CRU bouteille en aluminium. Cette hiérarchie est basée sur les résultats de la phase d'interprétation, incluant l'analyse comparative mais aussi les analyses de sensibilité et d'incertitude. Le Tableau 1-1 ci-dessous résume les écarts relatifs calculés pour chaque type de contenant par rapport aux impacts des CRM.

Tableau 1-1 : Hiérarchie de performance environnementale des contenants de bière

Rang	Contenant	Changement climatique	Ressources	Santé humaine
1	CRM	100 %	100 %	100 %
	CRU canette en aluminium du Qc	55-89 %	65-87 %	118-127 %
2	Autres CRU canettes en aluminium	136-239 %	187-261 %	185-349 %
	CRU bouteilles en verre	283-416 %	291-432 %	430-683 %
	CRU bouteille en PET	165-216 %	261-358 %	229-386 %
	CRU bouteille en aluminium	83-247 %	106-220 %	213-343 %

La fourchette de valeurs correspond aux écarts relatifs calculés selon les deux méthodes d'allocation et aux minimums/maximums lorsque plusieurs provenances existaient pour un même type de contenant.

Néanmoins, certaines limites sont soulevées concernant la complétude et la validité des données d'inventaire. Des données plus représentatives pourraient par exemple être collectées pour les étapes d'emballage, de livraison et de collecte des contenants, ainsi que pour le lavage des CRMs. Des données secondaires plus représentatives des contextes nord-américain et québécois devraient aussi être développées.

Les résultats et les conclusions présentées ici ne sont valables que dans le cadre de cette étude. Un examen des limites et des hypothèses de l'étude est impératif lors de l'utilisation des informations fournies dans ce document.

Table des matières

1	MISE EN CONTEXTE.....	1
2	MODÈLE D'ÉTUDE ACV.....	3
2.1	OBJECTIFS DE L'ÉTUDE ET APPLICATION ENVISAGÉE	3
2.2	DESCRIPTION GÉNÉRALE DES PRODUITS À L'ÉTUDE	4
2.2.1	<i>Produits à l'étude.....</i>	4
2.2.2	<i>Les CRM et la consigne privée.....</i>	5
2.2.3	<i>Les CRU et la consigne publique</i>	9
2.3	FONCTION ÉTUDIÉE ET UNITÉ FONCTIONNELLE.....	20
2.4	FLUX DE RÉFÉRENCE.....	21
2.5	PROCESSUS MULTIFONCTIONNELS ET RÈGLES D'IMPUTATION.....	21
2.5.1	<i>Règle d'imputation pour le transport</i>	22
2.5.2	<i>Règles d'imputation pour le recyclage.....</i>	22
2.5.3	<i>Données de recyclage utilisées dans l'étude</i>	24
2.5.4	<i>Taux de recyclage et de matière recyclée</i>	25
2.6	FRONTIÈRES DES SYSTÈMES	25
2.6.1	<i>Description générale des systèmes</i>	25
2.6.2	<i>Frontières géographiques et temporelles</i>	30
2.7	SOURCES, HYPOTHÈSES ET DONNÉES D'INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE (ICV)	30
2.8	ÉVALUATION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX	35
2.9	INTERPRÉTATION.....	38
2.9.1	<i>Analyse de l'inventaire.....</i>	38
2.9.2	<i>Écarts significatifs pour la comparaison des impacts environnementaux des systèmes</i>	39
2.9.3	<i>Évaluation de la qualité des données d'inventaire</i>	39
2.9.4	<i>Contrôles de cohérence et de complétude.....</i>	40
2.9.5	<i>Analyses de sensibilité</i>	40
2.9.6	<i>Analyse d'incertitude</i>	41
2.9.7	<i>Analyse des évolutions entre le rapport initial et la mise à jour</i>	42
2.10	REVUE CRITIQUE	42
2.11	MISE À JOUR DES DONNÉES - BILAN	43
3	RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	45
3.1	RÉSULTATS DE L'ANALYSE COMPARATIVE.....	45
3.1.1	<i>Tableau récapitulatif.....</i>	45
3.1.2	<i>Changement climatique.....</i>	46
3.1.3	<i>Ressources</i>	48
3.1.4	<i>Santé humaine.....</i>	49
3.1.5	<i>Qualité des écosystèmes.....</i>	51
3.2	RÉSULTATS DE L'ANALYSE DE CONTRIBUTION	52
3.3	QUALITÉ, COHÉRENCE ET COMPLÉTUDE DES DONNÉES D'INVENTAIRE	55
3.3.1	<i>Évaluation de la qualité des données d'inventaire</i>	55
3.3.2	<i>Contrôles de cohérence et de complétude.....</i>	56
3.4	ANALYSES DE SENSIBILITÉ.....	57
3.4.1	<i>Nombre d'utilisations des CRM.....</i>	57
3.4.2	<i>Taux de pertes lors de la distribution des contenants</i>	59
3.4.3	<i>Contenu en matière recyclée des contenants en aluminium</i>	60
3.4.4	<i>Méthode d'imputation du recyclage par extension des frontières</i>	61
3.4.5	<i>ÉICV avec la méthode IMPACT World+</i>	65
3.5	ANALYSE D'INCERTITUDE	68
3.6	SYNTHÈSE DES RÉSULTATS.....	69

3.6.1	<i>Hiérarchisation des contenants</i>	69
3.6.2	<i>Comparaison avec l'étude initiale</i>	70
3.7	APPLICATIONS ET LIMITES DE L'ACV	71
3.8	RECOMMANDATIONS.....	73
4	CONCLUSIONS	74
5	RÉFÉRENCES	75
	ANNEXE A : MÉTHODOLOGIE D'ANALYSE DU CYCLE DE VIE (ACV)	79
	ANNEXE B : MÉTHODE IMPACT 2002+	80
	ANNEXE C : DONNÉES ET HYPOTHÈSES	81
	ANNEXE D : ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DES DONNÉES D'INVENTAIRE	82
	ANNEXE E : RÉSULTATS BRUTS	83
	ANNEXE F : REVUE CRITIQUE	84

Liste des tableaux

Tableau 1-1 : Hiérarchie de performance environnementale des contenants de bière.....	viii
Tableau 2-1 : Contenants de bière à l'étude	4
Tableau 2-2 : Nombre de contenants pour chacune des étapes du cycle de vie, en fonction du nombre d'utilisations, pour 100 contenants mis à disposition du consommateur....	8
Tableau 2-3 : Montant de la consigne publique pour les différents CRU de bière	10
Tableau 2-4 : Principales hypothèses pour les CRU en verre	13
Tableau 2-5 : Principales hypothèses pour les CRU canettes en aluminium	16
Tableau 2-6 : Principales hypothèses pour les CRU bouteilles en aluminium	17
Tableau 2-7 : Principales hypothèses pour les CRU bouteilles en PET.....	20
Tableau 2-8 : Caractéristiques des contenants et flux de référence.....	21
Tableau 2-9 : Taux de recyclage et taux de matière recyclée incluse des contenants	25
Tableau 2-10 : Processus inclus et exclus des frontières de l'ACV	29
Tableau 2-11 : Sources de données primaires	31
Tableau 2-12 : Données employées pour le processus de lavage et stérilisation des CRM (pour 1000 CRM).....	32
Tableau 2-13 : Principales sources de données secondaires	33
Tableau 2-14 : Mélanges énergétiques pour la production d'électricité dans les différents pays considérés	34
Tableau 2-15 : PRCs des principaux GES selon les derniers rapports du GIEC	37
Tableau 2-16 : Membres constituants du comité de revue critique	42
Tableau 2-17 : Bilan des modifications effectuées pour la mise à jour de l'étude	44
Tableau 3-1 : Tableau récapitulatif des résultats (IPCC 2013 & IMPACT 2002+)	45
Tableau 3-2 : Résultats de l'analyse comparative - <i>Changement climatique</i> (IPCC 2013).....	48
Tableau 3-3 : Résultats de l'analyse comparative - <i>Ressources</i> (IMPACT 2002+)	49
Tableau 3-4 : Résultats de l'analyse comparative - <i>Santé humaine</i> (IMPACT 2002+).....	50
Tableau 3-5 : Résultats de l'analyse comparative - <i>Qualité des écosystèmes</i> (IMPACT 2002+) ...	51

Tableau 3-6 : Résultats de l'analyse comparative – Acidification et eutrophisation (IMPACT 2002+)	52
Tableau 3-7 : Résultats de l'analyse de contribution - <i>Changement climatique</i> (IPCC 2013)	54
Tableau 3-8 : Résultats de l'analyse de contribution - <i>Qualité des écosystèmes</i> (IMPACT 2002+).....	54
Tableau 3-9 : Analyse de la qualité des données pour les principaux contributeurs.....	55
Tableau 3-10 : Impacts de la production d'un litre de bière pour les différents pays importateurs	59
Tableau 3-11 : Résultats comparatifs pour la catégorie <i>Changement climatique</i> (IPCC 2013), en fonction du contenu recyclé en aluminium	61
Tableau 3-12 : Résultats comparatifs pour la catégorie <i>Changement climatique</i> (IPCC 2013), selon la méthode d'imputation utilisée pour le recyclage	62
Tableau 3-13 : Résultats comparatifs pour la catégorie <i>Santé humaine</i> (IMPACT 2002+), selon la méthode d'imputation utilisée pour le recyclage.....	63
Tableau 3-14 : Comparaison de la hiérarchie des contenants selon la méthode d'imputation pour le recyclage	65
Tableau 3-15 : Indicateurs de la méthode IMPACT World+	65
Tableau 4-1 : Hiérarchie de performance environnementale des contenants de bière.....	74

Liste des figures

Figure 2-1 : Cycle de vie de 100 CRM (neufs et usagés) mis à disposition du consommateur pour des taux d'utilisation des CRM de 5, 15 et 20.....	7
Figure 2-2 : Fonctionnement de la consigne publique d'un CRU de bière en verre de moins de 450 ml.	10
Figure 2-3 : Cycle de vie de 100 CRU en verre mis à disposition du consommateur.	12
Figure 2-4 : Cycle de vie de 100 CRU canettes en aluminium mis à disposition du consommateur.	15
Figure 2-5 : Cycle de vie de 100 CRU bouteilles en PET mis à disposition du consommateur.....	19
Figure 2-6 : Méthode d'imputation du <i>cut-off</i>	23
Figure 2-7 : Méthode d'imputation de l'extension des frontières.	23
Figure 2-8 : Frontières des systèmes à l'étude.....	26
Figure 2-9 : Catégories de dommage et catégories de problème de la méthode IMPACT 2002+.	36
Figure 3-1 : Comparaison des contenants pour la catégorie de dommage <i>Changement climatique</i> (IPCC, 2013).	47
Figure 3-2 : Comparaison des contenants pour la catégorie de dommage <i>Ressources</i> (IMPACT 2002+).	48
Figure 3-3 : Comparaison des contenants pour la catégorie de dommage <i>Santé humaine</i> (IMPACT 2002+).	50
Figure 3-4 : Contribution pour la catégorie <i>Changement climatique</i> par étape du cycle de vie des contenants (IPCC 2013).....	53
Figure 3-5 : Comparaison des résultats par catégories de dommage en fonction du nombre d'utilisations des CRM.....	58
Figure 3-6 : Comparaison des résultats pour la catégorie <i>Changement climatique</i> (IPCC 2013) avec taux de pertes de 5 % pour les contenants en verre et 1 % pour les contenants en aluminium et en PET.	60
Figure 3-7 : Comparaison des résultats pour la catégorie <i>Changement climatique</i> avec la méthode d'imputation du recyclage par extension des frontières (IPCC 2013).	63
Figure 3-8 : Comparaison des résultats pour la catégorie <i>Santé humaine</i> avec la méthode d'imputation du recyclage par extension des frontières (IMPACT 2002+).....	64

Figure 3-9 : Comparaison des résultats pour la catégorie <i>Santé humaine</i> (méthode IMPACT World+ excluant l'utilisation d'eau).....	66
Figure 3-10 : Comparaison des résultats pour la catégorie de <i>Qualité des écosystèmes</i> (méthode IMPACT World+ excluant l'utilisation d'eau).....	67

Liste des abréviations et sigles

AA	<i>Aluminum Association</i>
ABC	Association des Brasseurs du Canada
ACC	<i>American Chemistry Council</i>
ACV	Analyse du cycle de vie
APR	<i>Association of Postconsumer Plastic Recyclers</i>
BGE	Boissons Gazeuses Environnement
BRQ	Bouteilles Recyclées du Québec
CIRAIG	Centre international de référence sur le cycle de vie des produits, procédés et services
CO ₂	Dioxyde de carbone
CRM	Contenant à remplissage multiple
CRU	Contenant à remplissage unique
DALY	<i>Disability-adjusted life years</i>
EAA	<i>European Aluminium Association</i>
ÉEQ	Éco Entreprises Québec
ÉICV	Évaluation des impacts du cycle de vie (appelé ACVI par ISO)
GES	Gaz à effet de serre
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (IPCC en anglais)
GN	Gaz naturel
GWP	<i>Global warming potential</i> (potentiel de réchauffement global)
IAI	<i>International Aluminium Institute</i>
ICV	Inventaire du cycle de vie
ISO	Organisation internationale de normalisation
MDDELCC	Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques
MJ	Mégajoule
NAPCOR	<i>National Association for PET Container Resources</i>
PDF*m ² *an	« <i>Potentially Disappeared Fraction</i> » d'espèces vivantes sur surface et durée donnée
PEBD	Polyéthylène basse densité
PET	Polyéthylène téréphtalate
PETRA	<i>PET Resin Association</i>
PO ₄	Phosphate
PP	Polypropylène
PRC	Potentiel de réchauffement climatique (GWP en anglais)
QC	Québec
SO ₂	Dioxyde de soufre
UCTE	Union pour la coordination du transport de l'électricité

1 Mise en contexte

RECYC-QUÉBEC a mandaté le CIRAIG pour qu'il réalise la mise à jour d'une analyse du cycle de vie (ACV) qui avait été effectuée en novembre 2010 (CIRAIG, 2010). Cette étude avait pour objectif de comparer, à l'aide de l'ACV, le profil environnemental de différents contenants pour la bière présents sur le marché québécois ou en voie d'y être introduits, à savoir les contenants à usage multiple (CRM) et les différents types de contenants à usage unique (CRU). Au total, 13 contenants ont été étudiés et comparés, soit : les CRM en verre, les CRU en verre, les CRU canettes en aluminium et les CRU bouteilles en aluminium et les CRU bouteilles en PET. Cette étude avait fait l'objet d'une revue critique par un panel d'experts.

Chaque année, environ 1,5 milliard de contenants de bière sont mis sur le marché québécois (RECYC-QUÉBEC, 2014a). Parmi ceux-ci, deux types de contenants sont employés : les contenants à remplissage unique (CRU) et les contenants à remplissage multiple (CRM).

En 2013, les CRM représentaient environ 49 % des contenants de bière mis sur le marché (RECYC-QUÉBEC, 2014a) ; cette part s'élevait à 76 % en 2008 (CIRAIG, 2010). Pouvant être constituées de verre brun, blanc ou vert pour différents volumes, ces bouteilles sont représentées en majorité par les traditionnels contenants bruns de taille standard 341 ml. Elles sont gérées à l'aide d'un système de dépôt privé mis en place par les brasseurs eux-mêmes, facilitant leur récupération après usage. Les bouteilles récupérées par les brasseurs sont lavées, stérilisées puis remplies à nouveau. Cette séquence est répétée sur plusieurs cycles, avant que les CRM ne soient redirigés vers la filière québécoise de recyclage du verre.

Les CRU représentent quant à eux environ 51 % des contenants de bière mise sur le marché en 2013. Pouvant être constitués de verre, d'aluminium, voire même de polyéthylène téréphtalate (PET), ils regroupent bon nombre de bières importées. Ces contenants sont soumis au système de consigne publique administrée par RECYC-QUÉBEC (société québécoise de récupération et de recyclage). Créée en 1990, la consigne est légiférée par *l'Entente portant sur la consignation, la récupération et le recyclage des contenants à remplissage unique (CRU) de bière*, dont la première avait été signée en 1984. Ils ne sont utilisés qu'une seule fois avant de suivre la filière de récupération et de recyclage prévue.

RECYC-QUÉBEC souhaite mettre à jour ses connaissances sur la performance environnementale des différents types de contenants. La comparaison de ces impacts environnementaux potentiels devra permettre de mieux documenter les incitatifs selon les types de contenants.

RECYC-QUÉBEC a donc mandaté le Centre international de référence sur le cycle de vie des produits, procédés et services (CIRAIG) afin qu'il compare, à l'aide de la méthodologie de l'analyse du cycle de vie (ACV), le profil environnemental de différents contenants de bière présents sur le marché québécois ou en voie d'y être introduits, à savoir les CRM et les différents types de CRU.

Ce rapport présente :

- Les objectifs et le champ de l'étude (**Chapitre 2**).
- Les résultats de l'ACV, leur interprétation et les recommandations associées (**Chapitre 3**).
- Les conclusions résultantes (**Chapitre 4**).

Cette étude a été réalisée en accord avec les exigences des normes ISO 14 040 et 14 044 (ISO, 2006a; ISO, 2006b) et a été soumise à une revue critique réalisée par un comité de parties prenantes constitué de Bruno Gagnon (Ernst & Young), François Lafortune (Lafortune Écoconseil) et Josianne Hébert (MDDELCC). Elle a été jugée conforme aux meilleures pratiques internationales en ACV et apte à soutenir des affirmations comparatives divulguées publiquement.

Il est à noter que l'Annexe A présente la méthodologie ACV en détail, comprenant une section définissant les termes spécifiques au domaine.

2 Modèle d'étude ACV

Ce chapitre présente le modèle d'étude définissant le cadre méthodologique auquel doivent se conformer les phases subséquentes de l'ACV.

2.1 Objectifs de l'étude et application envisagée

La présente étude est une mise à jour d'une ACV réalisée par le CIRAIG en 2010, ci-après appelée « étude initiale ». Les objectifs et le cadre méthodologique demeurent les mêmes.

Le **but de cette étude** consiste en la **comparaison des impacts environnementaux potentiels** associés à différents contenants de bière présents sur le marché québécois ou en voie d'y être introduits, se distinguant de par leurs matériaux constitutifs, leur provenance, leur masse et leur volume, ainsi que par le fait qu'ils soient des CRU ou des CRM.

Plus spécifiquement, les **objectifs** de l'étude sont de :

- I. Mettre à jour la précédente étude datée de 2010 à partir de données plus récentes sur les CRU et CRM maintenant disponibles, en prenant en compte des avancées méthodologiques effectuées depuis, tout en s'attachant également à certaines des recommandations qui avaient été soulevées lors de la première étude pour l'amélioration de la qualité des données.
- II. Comparer le profil environnemental des systèmes définis par le cycle de vie complet des différents contenants de bière, et identifier les alternatives qui présentent le moins d'impacts environnementaux potentiels;
- III. Effectuer une analyse de contribution sommaire et identifier les paramètres clés/points chauds des systèmes;
- IV. Fournir une évaluation de l'influence de certaines variables clés ou caractéristiques, en particulier le nombre de réutilisations des CRM.

Les résultats de cette étude sont prévus à des fins de divulgation publique et d'un usage par RECYC-QUÉBEC et les partenaires de l'*Entente portant sur la consignation, la récupération et le recyclage des contenants à remplissage unique (CRU) de bière*. L'Entente actuelle a été renouvelée par le Ministre du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques (MDDELCC), RECYC-QUÉBEC et leurs partenaires¹ et aura cours jusqu'à la fin 2015.

Les résultats permettront notamment à RECYC-QUÉBEC et à ses partenaires d'améliorer leur compréhension des impacts environnementaux potentiels associés au cycle de vie des différents contenants de bière en circulation au Québec. Les résultats de l'étude initiale, concluant que les CRM étaient les contenants les plus favorables, avaient été pris en considération lors l'établissement des quotas de vente et incitatifs inscrits dans l'Entente. Les producteurs doivent par exemple payer des indemnités si leur quota de vente de CRU représente plus de 37.5 % de leurs ventes totales. Les résultats de cette étude devront permettre de mieux documenter les

¹ Brasserie Labatt du Canada S.C.S, Molson Canada 2005, Sleeman Unibroue Inc., Association des Micro-brasseries du Québec, Regroupement des distributeurs de bière du Québec, Association des Détaillants en Alimentation du Québec, Conseil canadien du Commerce du Détail, Association Québécoise des Dépanneurs en Alimentation et Association des Marchands Dépanneurs et Épiciers du Québec.

incitatifs selon les types de contenants. Le rapport sera également publié sur le site Internet de RECYC-QUÉBEC afin de communiquer au public les résultats de l'étude.

Conformément aux normes ISO, les revues critiques d'ACV sont facultatives lorsque les résultats sont voués à un usage interne par le mandataire. Cependant, une telle revue est une étape importante et obligatoire pour garantir la transparence, la cohérence et la validité des résultats avant certaines communications publiques, telles que les déclarations environnementales de produits, suivant les normes ISO 14 020, ou les affirmations comparatives rendues publiques, suivant les normes ISO 14 040. En ce qui a trait à cette étude, une revue critique a été réalisée par un comité de parties intéressées présidé par Bruno Gagnon de la société Ernst & Young. Se référer à la section 2.10 pour plus de détail sur le processus de revue critique.

2.2 Description générale des produits à l'étude

2.2.1 Produits à l'étude

Pour rappel, les alternatives étudiées sont présentées au Tableau 2-1.

Tableau 2-1 : Contenants de bière à l'étude

Scénario	Type de contenant	Matériau	Provenance
1	CRM bouteille	Verre	Québec
2	CRU bouteille	Verre	Québec
2a	CRU bouteille	Verre	Mexique
2b	CRU bouteille	Verre	Pays-Bas
2c	CRU bouteille	Verre	Belgique
2d	CRU bouteille	Verre	Amérique du Nord, hors Québec
3	CRU canette	Aluminium	Québec
3a	CRU canette	Aluminium	USA
3b	CRU canette	Aluminium	Ontario
3c	CRU canette	Aluminium	Mexique
3d	CRU canette	Aluminium	Pays-Bas
4	CRU bouteille	Aluminium	Québec
5	CRU bouteille	PET	Ontario

Au total, 13 contenants sont étudiés et comparés. Les scénarios n°2 (CRU en verre, fabriqué au Québec), n°3 (canette en aluminium, fabriquée au Québec) et n°5 (CRU en PET) constituent des scénarios prospectifs, ces contenants n'étant pas présents sur le marché québécois au moment de l'étude (2014). La bouteille en aluminium (n°4) constitue un produit de niche disponible depuis peu sur le marché québécois mais dans des formats plus grands que ceux à l'étude. Elle est donc elle aussi un scénario prospectif. Il faut noter que ces scénarios ont pour but d'évaluer quels seraient les impacts de tels contenants s'ils existaient, et non d'évaluer les impacts de la mise en place de telles filières.

Bien qu'absents du marché québécois en 2013, les CRU en PET sont apparus sur le marché québécois en 2014. De tels produits sont déjà présents sur les marchés américain et européen, ou au Québec pour des bouteilles grands formats.

Les autres scénarios sont représentatifs des contenants les plus importants en terme de ventes sur le marché québécois. Les scénarios n°3c (CRU en aluminium du Mexique) et n°3d (CRU en aluminium des Pays-Bas) ne représentent qu'une faible part du marché, mais sont analysés à des fins de comparaison avec les autres CRU en aluminium. Ils possèdent les caractéristiques propres à chacune des marques étudiées (confidentielles).

Il faut noter que cette étude a pour objectif de dégager, en fonction des matériaux de composition, les grandes tendances des impacts environnementaux potentiels des principaux types de contenants présents ou possiblement présents sur le marché québécois. Elle ne constitue en aucun cas une évaluation exhaustive de tous les contenants de bière mis en vente au Québec. Elle n'a non plus pas pour objectif d'analyser les effets des décisions prises par RECYC-QUÉBEC et ses partenaires.

Le détail des données employées pour chaque système est présenté à l'annexe C.

2.2.2 Les CRM et la consigne privée

Les CRM, contenants à remplissage multiple, représentent 49 % des contenants de bière mis sur le marché en 2013 (RECYC-QUÉBEC, 2014a) et sont principalement constitués de bouteilles en verre brun de 341 ml, dites « bouteilles standards de l'industrie ». Les administrateurs de la flotte de CRM sont l'Association des Brasseurs du Canada (ABC) et ses membres.

Au sens de l'Entente portant sur la consignation, la récupération et le recyclage des contenants à remplissage unique (CRU) de bière, un CRM est « un contenant dont les caractéristiques et les propriétés font en sorte qu'il puisse être réutilisé un minimum de dix fois aux mêmes fins pour lesquelles il avait été conçu à l'origine ». Dans le cadre de cette étude, on évalue les impacts du type de CRM le plus présent sur le marché, c'est-à-dire la bouteille brune de 341 ml ou « bouteille standard de l'industrie ». De plus, aucune donnée précise sur le nombre réel d'utilisations n'étant disponible publiquement, on considère par défaut la valeur de 15 utilisations par CRM, moyenne calculée par RECYC-QUÉBEC lors de ses vérifications. Elle est basée sur une analyse de la littérature, d'audits après des brasseurs, ainsi que sur un calcul considérant l'amortissement des CRM et leur nombre de remplissages annuel. Ces 15 utilisations ont lieu en moyenne sur une période de 3 à 4 ans.

Les CRM utilisés au Québec sont fabriqués par la société Owens Illinois, principalement dans son usine de Montréal. Le contenu de calcin (verre recyclé) des CRM produits par Owens Illinois est de 55 %. Toutes les matières premières entrant dans la composition du verre sont acheminées par camion jusqu'à l'usine de Montréal.

La fabrication des CRM se déroule en cinq étapes (Owens Illinois, 2010):

1. Fusion des différents matériaux dans le four chauffé au gaz naturel et à l'électricité ;
2. Découpe du verre fondu en cylindres de tailles uniformes ;
3. Mise en forme des bouteilles par le procédé « *press and blow* » : les cylindres de verre sont envoyés dans un premier moule, formant ainsi une paraison comprenant déjà la forme du goulot. Celle-ci est ensuite envoyée dans un deuxième moule, ou de l'air sous

- pression est insufflée par le goulot de la paraison, qui vient se coller contre les parois afin donner au récipient sa forme finale.
4. Contrôle de qualité ;
 5. Palettisation « en vrac » pour la livraison chez les brasseurs: les bouteilles sont empilées sur des palettes standards par rang de 370 bouteilles en moyenne sur 9 rangées, pour un total de 3330 CRM par palette en moyenne. Le tout est stabilisé par du film étirable en polyéthylène basse densité (PEBD).

Les palettes et les feuilles de carton sont consignées, et sont gérées par une société privée située à Joliette (Québec). Les bouteilles sont expédiées par camion chez les brasseurs, où elles seront rincées et remplies.

Les bouteilles remplies sont emballées dans des cartons de 6, 12 ou 24 bouteilles, puis palettisées. Les cartons de 6 bouteilles sont eux-mêmes disposés par 4 dans des cabarets en carton. Elles sont ensuite expédiées par camion chez les détaillants.

Après la phase d'utilisation (non prise en compte dans la présente étude), les bouteilles sont ramenées chez les détaillants par les utilisateurs qui touchent un dépôt de 0,10\$ pour les bouteilles d'un volume inférieur à 450 ml (et de 0,20\$ pour les autres). Les bouteilles vides rapportées sont ensuite collectées par les brasseurs simultanément à la livraison des bouteilles pleines. Il faut noter que les CRM ne sont pas légiférés par la *Loi sur la vente et la distribution de bière et de boissons gazeuses dans des contenants à remplissage unique* et ne portent donc pas la mention «*Québec Consignée XX¢ Refund*».

Le taux de récupération des CRM par les détaillants est de 97,9 % (RECYC-QUÉBEC, 2014a). Ce taux correspond au taux de remboursement de la consigne calculé par l'industrie brassicole et inclut à la fois les contenants qui sont rapportés directement chez les détaillants par les consommateurs et ceux qui se retrouvent dans la collecte sélective ou les déchets ménagers et qui sont retournés dans le système de consigne par les centres de tri ou par des valoristes². Les 2,1 % de CRM non récupérés par le système de consignation sont supposés mis à l'enfouissement avec les ordures ménagères, car ils correspondent principalement à du verre brisé ou contaminé qui est difficilement recyclé à l'heure actuelle.

Les bouteilles récupérées sont ensuite lavées et stérilisées par les brasseurs, puis triées afin d'éliminer les plus abîmées, pour finalement être à nouveau remplies. Le lavage des bouteilles se fait généralement sur le site des usines de production. Cependant, l'opération de lavage étant une opération coûteuse pour de petites quantités, la plupart des micro-brasseries sous-traitent la société spécialisée Bouteilles Recyclées du Québec (BRQ) pour les opérations de lavage et de tri des bouteilles usagées. Les bouteilles dont la qualité n'est pas suffisante pour être réutilisées sont expédiées chez le recycleur 2M Ressources pour la production de calcin.

Comme pour l'ensemble des contenants en verre de cette étude, le système de fermeture des CRM est une capsule en fer blanc d'une masse moyenne de 2,18 g.

² « valoriste » est le nom souvent donné aux personnes qui s'adonnent à la collecte de contenants consignés.

La Figure 2-1 illustre le nombre de contenants à chaque étape du cycle de vie pour la mise sur le marché de 100 CRM de 341 ml (regroupant des CRM neufs, qui entament leur premier cycle, et des CRM réutilisés déjà présents sur le marché, qui entament leur n^{ième} cycle).

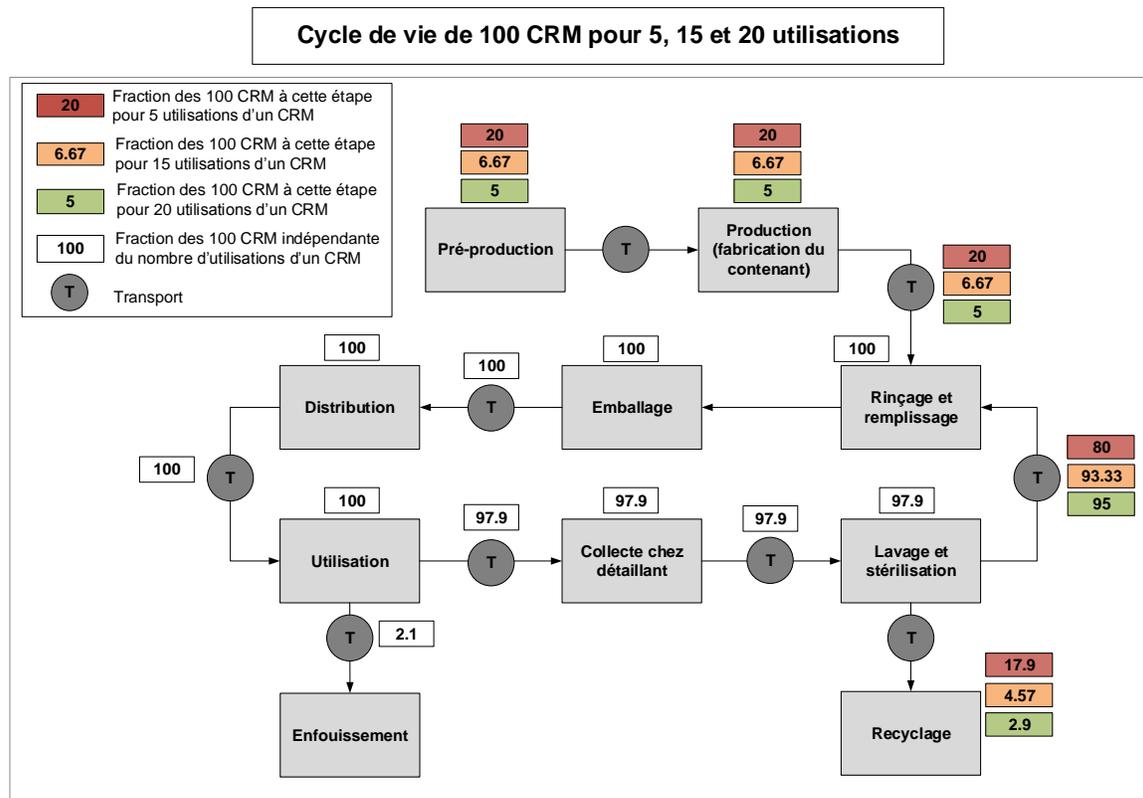


Figure 2-1 : Cycle de vie de 100 CRM (neufs et usagés) mis à disposition du consommateur pour des taux d'utilisation des CRM de 5, 15 et 20.

Le nombre de CRM neufs produits et mis sur le marché varie selon le nombre d'utilisations moyen, de même que la quantité envoyée au recyclage après lavage et stérilisation. Le nombre de CRM récupérés par les détaillants après utilisation est un paramètre fixe, donc indépendant du nombre d'utilisations, et est de 97,9. Les 2,1 CRM non récupérés sont envoyés à l'enfouissement. Il faut noter qu'il s'agit d'une simplification puisqu'en pratique le nombre d'utilisations et le taux de récupération sont liés.

Par conséquent, pour le scénario de référence considérant 15 utilisations par CRM, sur 100 CRM remplis et mis sur le marché, 6,67 sont neufs et débutent leur premier cycle et 93,33 sont usagés et débutent l'un de leurs 14 cycles suivants. Les étapes du cycle de vie sont donc les suivantes :

- 6,67 CRM neufs sont produits, puis transportés jusqu'au site de remplissage;
- Sur le site de remplissage, les 100 CRM (6,67 neufs et 93,33 réutilisés) sont rincés et remplis puis distribués et utilisés;
- Sur les 100 CRM utilisés, 2,1 ne sont pas récupérés par le système de consigne et sont enfouis;
- Les 97,9 CRM récupérés par le système de consigne sont rapportés chez les brasseurs où ils sont lavés et stérilisés;

- Après lavage, 4,57 CRM supplémentaires en moyenne sont supprimés car ils ne satisfont pas les critères de qualité requis pour être remplis une nouvelle fois, et sont directement envoyés au recyclage;
- Les 93,33 CRM restants peuvent être à nouveau remplis;
- 6,67 nouveaux CRM sont introduits sur le marché pour atteindre le total de 100 CRM requis.

Le Tableau 2-2 présente la fraction de CRM qu'il faut pour chacune des étapes du cycle de vie pour la mise à disposition d'un CRM sur le marché, et ce pour différents scénarios de nombre d'utilisations.

Tableau 2-2 : Nombre de contenants pour chacune des étapes du cycle de vie, en fonction du nombre d'utilisations, pour 100 contenants mis à disposition du consommateur

Étapes du cycle de vie	Nombre de contenants pour 15 utilisations (Référence)	Nombre de contenants pour 5 utilisations	Nombre de contenants pour 20 utilisations
Production des matériaux	6,67 (contenant neuf)	20 (contenant neuf)	5 (contenant neuf)
Transport au site de production			
Fabrication contenants			
Emballage des contenants neufs pour livraison au lieu de remplissage			
Transport des contenants vides neufs vers les sites de remplissage			
Remplissage des contenants	100 (6,67 neufs et 93,33 réutilisés)	100 (20 neufs et 80 réutilisés)	100 (5 neufs et 95 réutilisés)
Transport du lieu de remplissage vers les détaillants			
Contenants perdus après utilisation (enfouissement)	2,1		
Transport des contenants récupérés des détaillants vers le lieu de lavage et remplissage	97,9		
Lavage et stérilisation des contenants	97,9		
Contenants perdus après lavage et tri (Filières de recyclage)	4,57	17,9	2,9

L'étape de pré-production représente l'extraction et le transport des matières premières et des ressources énergétiques nécessaires à la production des contenants. La modélisation du procédé de fabrication des bouteilles en verre (CRM comme CRU) se base sur les données d'inventaire de la banque de données *ecoinvent* (Hischier, 2007b), bâties à partir des informations du *European Integrated Pollution Prevention and Control Bureau* (EU-IPPC) sur les meilleures techniques disponibles (*Best Available Techniques*, ou BAT, en anglais) dans l'industrie du verre, datant de 2000. Afin d'améliorer la représentativité géographique et technologique des procédés, ces données ont été modifiées de sorte à :

1. Considérer des fours au gaz naturel avec impulsion électrique (plutôt que des fours au fuel et au gaz) : soit 5410 MJ de gaz naturel et 265 kWh d'électricité (énergie de fusion) ainsi que 1259 MJ de gaz naturel et 13 kWh d'électricité (énergie hors fusion) par tonne de verre produite (sur base de Pellegrino *et al.*, 2002);
2. Adapter la consommation énergétique en fusion à la composition de la matière première : un taux 60 % de calcin dans la recette permettant une réduction de 25 % de l'énergie de fusion par rapport à une recette ne contenant que des matières premières vierges³ (Owens Illinois, 2010);
3. Calculer les émissions de CO₂ issues de la décarbonatation de la soude, de la dolomite et du feldspath séparément de celles issues de la combustion du gaz naturel (et donc adapter les émissions de CO₂ au taux de calcin);
4. Adapter la consommation électrique au mélange d'approvisionnement local.

Ainsi, s'il n'a pas été possible dans le cadre de cette étude de collecter des données spécifiques pour la production de chaque contenant en verre, la donnée employée permet de rendre compte des spécificités régionales en termes d'efficacité énergétique des fours, d'approvisionnement électrique, de la composition de la matière première (taux de calcin) et des émissions associées. Le détail des données et hypothèses employées pour la production des contenants en verre est présenté à l'annexe C. Le contenu en matière recyclée de chaque type de contenants en verre est spécifié au chapitre 2.5.

Pour les CRM, les hypothèses suivantes ont été modifiées par rapport à l'étude initiale :

- Le nombre de réutilisations des CRM, qui est fixé à 15 réutilisations pour cette étude (RECYC-QUÉBEC, 2015a), contre 10 dans l'étude initiale;
- Le taux de récupération des CRM par le système de consigne, qui est désormais de 97,9 % (RECYC-QUÉBEC, 2014a), contre 95 % dans l'étude initiale;
- Le devenir des 2,1 % de CRM non récupérés par le système de consigne : 100 % enfouis (versus 73 % recyclés / 27 % enfouis dans l'étude initiale).

2.2.3 Les CRU et la consigne publique

2.2.3.1 Description du système de consigne publique des CRU de bière

Depuis 1984, tous les CRU de bière en circulation au Québec sont soumis à un système de consigne publique, géré selon *l'Entente portant sur la consignation, la récupération et le recyclage des contenants à remplissage unique (CRU) de bière*. L'Entente actuelle a été renouvelée par le Ministre du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques (MDDELCC), RECYC-QUÉBEC et leurs partenaires et aura cours jusqu'à la fin 2015. Les contenants concernés doivent porter la mention « Québec Consignée XX¢ Refund », et sont les seuls contenants légiférés par la *Loi sur la vente et la distribution de bière et de boissons gazeuses dans des contenants à remplissage unique*.

La consigne publique des CRU de bière est administrée par RECYC-QUÉBEC. Comme présenté au Tableau 2-3, le montant de la consigne dépend du matériau et du volume du contenant.

³ Au-delà de ce taux, aucune énergie supplémentaire ne peut être épargnée.

Tableau 2-3 : Montant de la consigne publique pour les différents CRU de bière

Matériau du contenant	Volume du CRU	
	450 ml et moins	plus de 450 ml
Verre	0.10 \$	0.20 \$
Autre que le verre	0.05 \$	0.20 \$

La Figure 2-2 illustre le fonctionnement du système de consigne publique d'un CRU de bière en verre de moins de 450 ml.

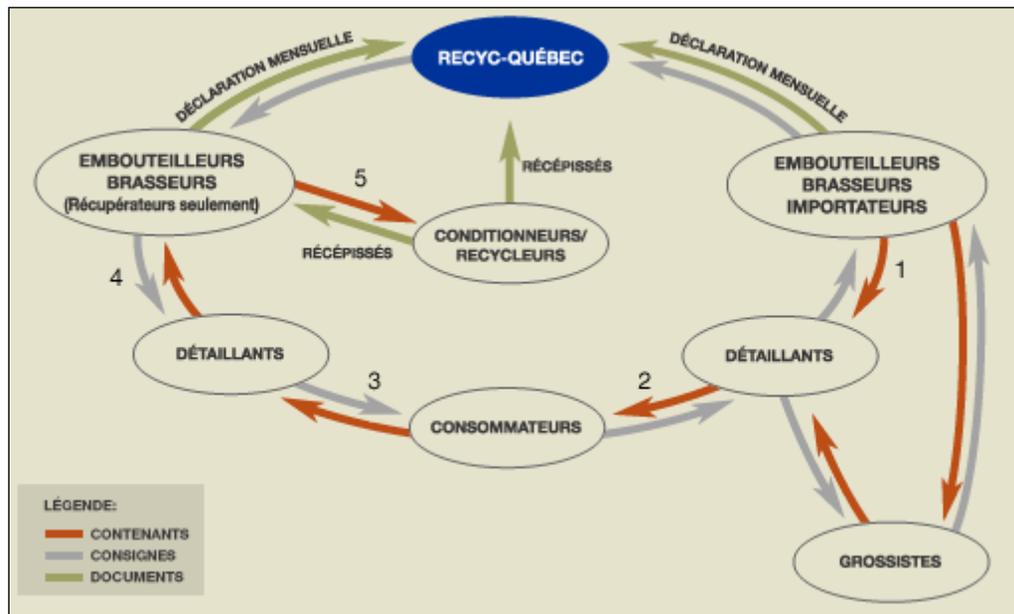


Figure 2-2 : Fonctionnement de la consigne publique d'un CRU de bière en verre de moins de 450 ml.

- (1) L'adhérent vend son contenant au détaillant et collecte 10 ¢
- (2) Le détaillant vend son contenant au consommateur et collecte 10 ¢
- (3) Le consommateur retourne son contenant au détaillant et récupère 10 ¢
- (4) L'adhérent reprend les contenants vides et paye 10 ¢ au détaillant, plus une prime de 0,02 \$ dont le but est de compenser les coûts de manutention et d'entreposage
- (5) L'embouteilleur envoie les contenants vides chez un conditionneur agréé par RECYC-QUÉBEC. Le conditionneur émet un document attestant du nombre de contenants reçus. L'embouteilleur récupère 12 ¢ de la part de RECYC-QUÉBEC en fonction du nombre de contenants envoyés chez le conditionneur.

Les CRU de bière sont principalement récupérés via le système de consigne, à des taux variant entre 67 % et 80 % selon le type de contenants (pour les contenants de moins de 450ml) (RECYC-QUÉBEC, 2014a). Ces taux correspondent aux taux de remboursement de la consigne calculés par RECYC-QUÉBEC et incluent à la fois les contenants qui sont rapportés directement chez les détaillants par les consommateurs et ceux qui se retrouvent dans la collecte sélective

ou les déchets ménagers et qui sont retournés dans le système de consigne par les centres de tri ou par des valoristes.

Les CRU de bière en verre, en aluminium et en PET qui ont été collectés par les récupérateurs sont ensuite acheminés vers les conditionneurs et/ou recycleurs spécialisés. Les CRU de boissons gazeuses en verre, en aluminium et en PET sont également soumis à une consigne publique administrée par la société Boissons Gazeuses Environnement (BGE), organisme qui réunit les embouteilleurs de boissons gazeuses. En pratique, aucune distinction n'est faite entre les CRU en aluminium de bière et de boissons gazeuses lors de leur collecte. La majeure partie des CRU usagés en aluminium - bière y compris - est donc en réalité collectée par les embouteilleurs de boissons gazeuses. Environ deux tiers des CRU en aluminium sont collectés auprès de grands détaillants par le biais de routes dédiées après avoir été compressés dans des gobeuses (on parle de « CRU écrasés »). Le tiers restant est collecté simultanément aux livraisons chez des détaillants de plus petite taille ne possédant pas de gobeuses (on parle dans ce cas de « CRU ronds »). Dans le cadre de cette étude il a été considéré que l'ensemble des CRU en verre sont collectés par la société Recycan, alors que la majorité des CRU en aluminium sont collectés par les embouteilleurs de boissons gazeuses. Cette situation a néanmoins changé courant 2013, les CRU en verre étant désormais exclusivement récupérés par les brasseurs (de manière identique aux CRM).

Les CRU non-récupérés par le système de consigne finissent soit à la collecte sélective, soit à l'enfouissement. Le taux de récupération des CRU par la collecte sélective est de 6,7 % (RECYC-QUÉBEC, 2015b), quel que soit le type de CRU. Ce taux exclut les CRU qui sont initialement récupérés dans la collecte sélective mais qui retournent ensuite dans le système de consigne. Ces CRU récupérés par la collecte sélective sont ensuite soit recyclés, soit éliminés.

2.2.3.2 CRU en verre

Selon leur provenance, les CRU en verre sont constitués de verres de couleurs et de contenus en calcaire différents. Les principales hypothèses de modélisation et modifications par rapport à l'étude initiale sont résumées dans le Tableau 2-4.

Par hypothèse, les procédés de fabrication des bouteilles en verre, le remplissage et l'emballage sont les mêmes que pour les CRM (voir chapitre 2.2.2), mais en considérant le mélange d'approvisionnement électrique propre à chaque région de production. Les bouteilles sont ensuite transportées par bateau et/ou par camion jusqu'au détaillant.

Après utilisation, 80 % des CRU bouteilles ne dépassant pas 450 ml sont récupérées via le système de consigne, 6,7 % se retrouvent dans la collecte sélective et le restant est envoyé à l'enfouissement (voir chapitre 2.2.3.1). Parmi les 6,7 % de CRU de verre se retrouvant dans le système de collecte sélective, 25 % sont recyclés (soit $0.25 \times 6.7 \% = 1.7 \%$ du total) et 75 % (soit $0.75 \times 6.7 \% = 5 \%$ du total) vont à l'enfouissement (RECYC-QUÉBEC, 2015b).

La Figure 2-1 illustre le nombre de contenants à chaque étape du cycle de vie pour la mise sur le marché de 100 CRU en verre.

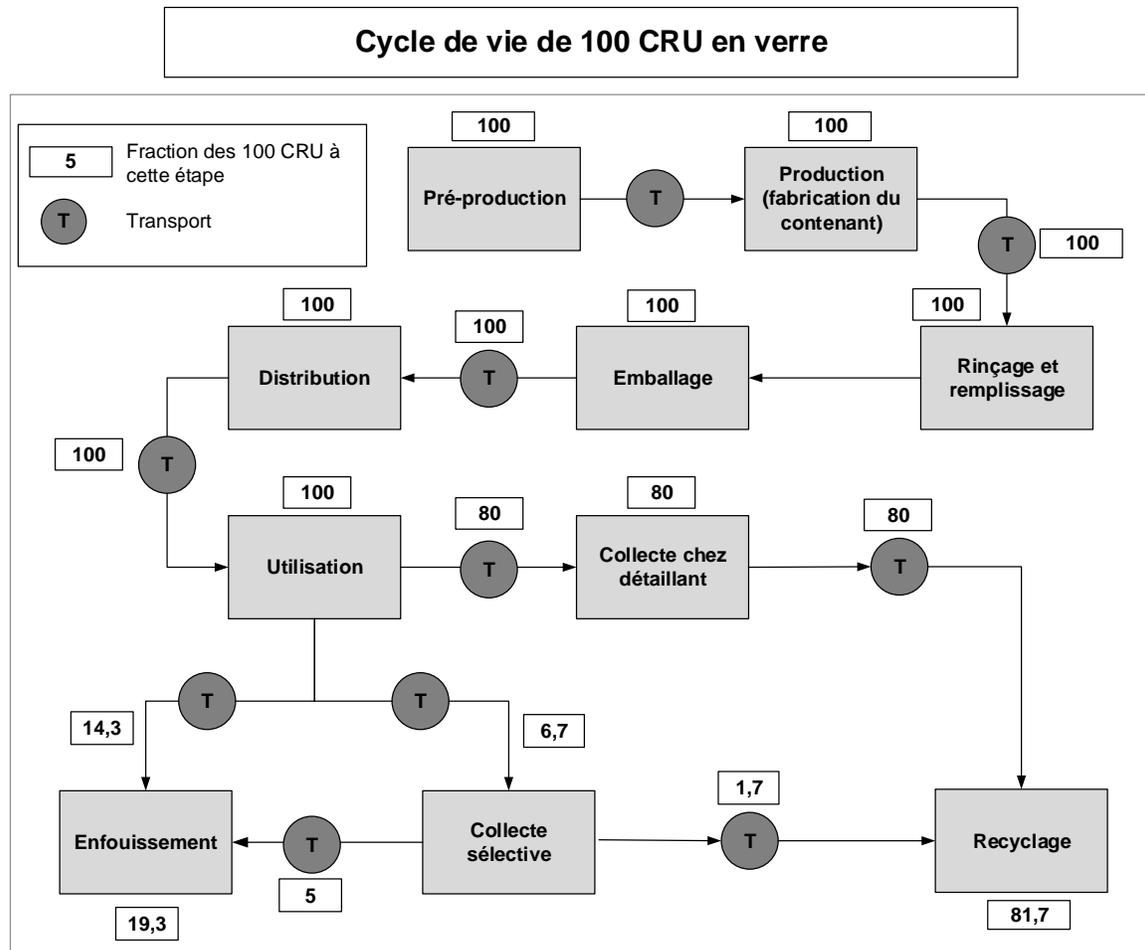


Figure 2-3 : Cycle de vie de 100 CRU en verre mis à disposition du consommateur.

Tableau 2-4 : Principales hypothèses pour les CRU en verre

Origine	Couleur du verre	Contenu en calcin	Fin de vie	Commentaires
(2) Québec	50 % verre brun 50 % verre vert	Verre brun : 55 % ⁽²⁾ Verre vert : 50 % ⁽¹⁾	Recyclage : 80 ⁽²⁾ % via la consigne et 1.7 % ⁽³⁾ via la collecte sélective Enfouissement : 14.3 % ⁽³⁾ via les ordures ménagères et 5 % ⁽³⁾ via la collecte sélective	Hypothèses de production du verre et de remplissage/ emballage des bouteilles identiques à celles pour les CRM
(2a) Mexique	100 % verre blanc	58 % (source : ecoinvent, possiblement surestimé)		Hypothèses de production du verre et de remplissage/ emballage des bouteilles identiques à celles pour les CRM, mais en utilisant les mélanges d’approvisionnement électrique des pays considérés
(2b) Pays-Bas	100 % verre vert	75 % (source : groupe brassicole belge)		
(2c) Belgique				
(2d) Canada hors Québec et États- Unis	50 % verre brun 50 % verre vert	Verre brun : 55 % ⁽²⁾ Verre vert : 50 % ⁽¹⁾		
Modifications par rapport à l'étude initiale :				
<p>(1) La valeur précédente, soit 75 %, était basée sur un grand groupe brassicole belge, mais a pu être remplacée par une valeur plus récente pour le contexte nord-américain (Owens Illinois, 2015).</p> <p>(2) Valeurs identiques à l'étude initiale (Owens Illinois, 2015) (RECYC-QUÉBEC, 2014a).</p> <p>(3) L'étude initiale considérait que les contenants non récupérés par le système de consigne étaient enfouis à 100 %. Avec les nouvelles hypothèses, une partie se trouvant dans la collecte sélective est elle aussi recyclée.</p>				

2.2.3.3 CRU en aluminium (canettes)

Les canettes de bière de 355 ml des principaux groupes brassicoles présents au Québec, représentaient plus de 80 % des CRU (verre et aluminium) mis sur le marché québécois en 2013 (RECYC QUÉBEC, 2014a), contre 95 % en 2008. Elles sont généralement importées d'Ontario ou des États-Unis. Actuellement, les canettes ne sont pas produites au Québec, mais un scénario prospectif dans ce sens a été étudié ; ce scénario fait notamment l'hypothèse que l'aluminium nécessaire est entièrement produit au Québec (en raison de la forte présence de cette industrie au Québec).

La production de l'aluminium primaire utilisé dans les canettes est basée sur des données de la base de données *ecoinvent* (Classen *et coll.*, 2007), pour lesquels les principaux processus ont été adaptés grâce aux données de l'International Aluminium Institute (IAI) de 2010 (IAI, 2013). Ces données permettent une modélisation de la production de l'aluminium primaire selon les deux technologies employées actuellement (anodes précuites et Sørderberg). Pour chaque région à l'étude, les données ont ensuite été adaptées pour considérer le mix électrique propre à la région (IAI, 2012), ainsi que la répartition de la production régionale entre les deux technologies de production d'aluminium. Un marché local d'aluminium est finalement modélisé pour refléter dans chaque scénario la répartition entre la part d'aluminium produit localement et la part importée d'autres régions. L'annexe C présente le détail des données employées pour la production d'aluminium primaire.

Le contenu moyen d'aluminium secondaire (aluminium recyclé post-consommation et postindustriel) dans les canettes de breuvages est de 70 % en Amérique du Nord (AA, 2014) et a été supposé similaire dans le scénario de canette produite en Europe. Pour l'aluminium secondaire, les données de la base de données *ecoinvent* (Classen *et coll.*, 2007) sont elles aussi adaptées pour refléter les mix électriques propres à chaque région.

Les canettes en aluminium sont produites en emboutissant une rondelle issue d'une feuille d'aluminium. Il y a donc deux procédés successifs, qui sont le laminage pour la formation de la feuille d'aluminium, suivi de l'opération d'emboutissage qui permet de mettre en forme la canette. Un revêtement interne est finalement appliqué dans la canette pour éviter les contacts entre l'aluminium et la bière. Cette étape a été documentée conformément aux données nord-américaines les plus récentes publiées par l'*Aluminum Association* (AA, 2010).

Par hypothèse, les canettes vides sont palettisées « en vrac » pour la livraison chez les brasseurs, comme pour la livraison des CRM (voir chapitre 2.2.2). Il est considéré que le nombre de canettes par palette est 50 % supérieur à celui des CRM, soit 4995 canettes par palette. Les canettes sont expédiées par camion chez les brasseurs, où elles sont rincées, remplies et pasteurisées. Les canettes pleines sont emballées dans des cartons de 6, 12 ou 24 contenants et palettisées. Elles sont ensuite expédiées par bateau et/ou camion chez les détaillants.

Par hypothèse, les procédés de fabrication des canettes en aluminium, le remplissage et l'emballage sont identiques pour tous les scénarios de canettes en aluminium, mais en considérant le mélange d'approvisionnement électrique propre à chaque région.

Après utilisation, 67 % des canettes ne dépassant pas 450 ml sont récupérées via le système de consigne, 6,7 % se retrouvent dans la collecte sélective et le restant est envoyé à l'enfouissement (voir chapitre 2.2.3.1). Parmi les 6,7 % de CRU canettes en aluminium se retrouvant dans le système de collecte sélective, 30 % sont recyclés (soit $0,30 \times 6,7 \% = 2 \%$ du total) et 70 % (soit $0,70 \times 6,7 \% = 4,7 \%$ du total) vont à l'enfouissement (RECYC-QUÉBEC, 2015b).

La Figure 2-4 illustre le nombre de contenants à chaque étape du cycle de vie pour la mise sur le marché de 100 CRU canettes en aluminium.

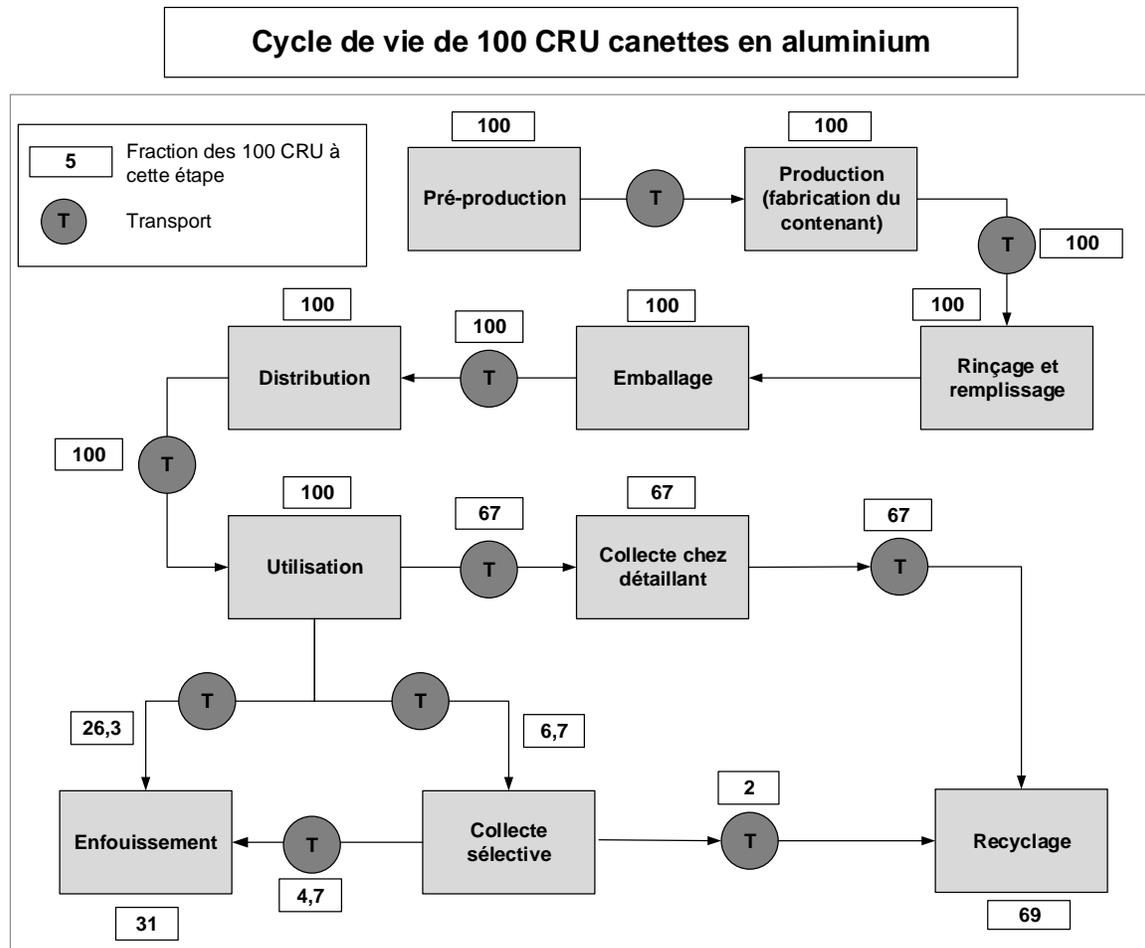


Figure 2-4 : Cycle de vie de 100 CRU canettes en aluminium mis à disposition du consommateur.

Les principales hypothèses de modélisation et modifications par rapport à l'étude initiale sont résumées dans le Tableau 2-5.

Tableau 2-5 : Principales hypothèses pour les CRU canettes en aluminium

Origine	Contenu en recyclé	Aluminium primaire	Aluminium secondaire	Fin de vie	Commentaires
(3) Québec	70 % ⁽¹⁾	Aluminium produit au Québec ⁽⁴⁾	Aluminium produit au Québec	Recyclage : 67 ⁽²⁾ % via la consigne et 2 % ⁽³⁾ via la collecte sélective	Les procédés de fabrication des canettes, le remplissage et l'emballage sont identiques pour tous les scénarios, mais utilisent les mélanges d'approvisionnement électrique des pays considérés.
(3a) États-Unis		Aluminium nord-américain ⁽⁴⁾ (84 % produit en AmN et 16 % importé)	Aluminium produit en Amérique du Nord		
(3b) Ontario					
(3c) Mexique					
(3d) Pays-Bas	Aluminium européen ⁽⁴⁾ (56 % produit en Europe et 44 % importé)	Aluminium produit en Europe			

Modifications par rapport à l'étude initiale :

- (1) Le contenu recyclé des canettes était de 40 % dans l'étude initiale. La donnée a été mise à jour selon les données les plus récentes de l'AA (2014).
- (2) Le taux de récupération des canettes en aluminium est passé de 66 % en 2008 à 67 % en 2013 (RECYC-QUÉBEC, 2014a).
- (3) L'étude initiale considérait que les contenants non-récupérés par le système de consigne étaient enfouis à 100 %. Avec les nouvelles hypothèses, une partie se trouvant dans la collecte sélective est elle aussi recyclée.
- (4) L'étude initiale considérait une moyenne mondiale pour la production d'aluminium primaire. Les données ont été régionalisées selon les marchés locaux dans la mise à jour. La fraction d'aluminium importé est modélisée avec la moyenne mondiale de production d'aluminium primaire.

2.2.3.4 CRU en aluminium du Québec (bouteilles)

Ce scénario est prospectif. Les bouteilles en aluminium ont fait leur apparition sur le marché québécois en 2008, en importation et de volume supérieur à 450 ml. La masse d'une bouteille théorique de 341 ml a été extrapolée à partir de la masse de bouteilles existantes.

Le procédé de fabrication a été modélisé grâce aux données fournies par la société Exal Corporation (Exal, 2010). Dans le cadre de cette étude, il est considéré que la fabrication de ces bouteilles a lieu dans la région de Montréal. Le procédé de fabrication des bouteilles en aluminium est le suivant : des disques en aluminium (*slugs*) de la grosseur d'une pièce de 25 cents sont moulés par une société spécialisée qui possède une usine à Sherbrooke (Québec), et sont ensuite livrés par camion jusqu'à l'usine de fabrication à Montréal. Chaque bouteille est mise en forme par extrusion à froid à partir d'un de ces disques. Ce procédé consiste à compresser à l'aide d'un piston le disque en aluminium qui est contraint de traverser une filière ayant la section de la pièce à obtenir. Un lubrifiant est appliqué sur le disque afin de ne former la bouteille qu'en un seul impact. Aucun traitement thermique n'est appliqué lors du procédé de mise en forme. Le système de fermeture est une capsule en fer blanc identique à celle des bouteilles en verre.

La donnée de production de l'aluminium est celle décrite pour les canettes en aluminium du Québec (scénario 2). Un contenu en recyclé de 70 % est également considéré.

Par hypothèse, les procédés de remplissage et d'emballage sont les mêmes que pour les CRM (voir chapitre 2.2.2.1), en considérant le mélange d'approvisionnement électrique québécois. Les bouteilles sont ensuite transportées par camion jusqu'aux détaillants.

De manière identique aux canettes du Québec, il est supposé que 67 % des bouteilles en aluminium sont récupérées via le système de consigne, 6,7 % se retrouvent dans la collecte sélective et le restant est envoyé à l'enfouissement (voir chapitre 2.2.3.1). Parmi les 6,7 % se retrouvant dans le système de collecte sélective, 30 % sont recyclés (soit $0,30 \times 6,7 \% = 2 \%$ du total) et 70 % (soit $0,70 \times 6,7 \% = 4,7 \%$ du total) vont à l'enfouissement (RECYC-QUÉBEC, 2015b).

Comme pour les canettes en aluminium, la Figure 2-4 illustre le nombre de contenants à chaque étape du cycle de vie pour la mise sur le marché de 100 CRU bouteilles en aluminium. Les principales hypothèses de modélisation et modifications par rapport à l'étude initiale sont résumées dans le Tableau 2-6.

Tableau 2-6 : Principales hypothèses pour les CRU bouteilles en aluminium

Origine	Contenu en recyclé	Aluminium primaire	Aluminium secondaire	Fin de vie	Commentaires
(4) Québec	70 % ⁽¹⁾	Aluminium produit au Québec ⁽⁴⁾	Aluminium produit au Québec	Recyclage : 67 % ⁽²⁾ via la consigne et 2 % ⁽³⁾ via la collecte sélective Enfouissement : 26,3 % ⁽³⁾ via les ordures ménagères et 4,7 % ⁽³⁾ via la collecte sélective	Les procédés de fabrication des bouteilles sont basés sur une donnée de la société Exal, collectée lors de l'étude initiale. Les procédés de remplissage et d'emballage sont identiques à ceux des CRM.
Modifications par rapport à l'étude initiale :					
<p>(1) Le contenu recyclé est supposé identique à celui des canettes en aluminium. Il est donc lui aussi modifié dans cette mise à jour.</p> <p>(2) Le taux de récupération des bouteilles en aluminium est supposé égal à celui des canettes en aluminium. Il est donc lui aussi modifié dans cette mise à jour.</p> <p>(3) L'étude initiale considérait que les contenants non récupérés par le système de consigne étaient enfouis à 100 %. Avec les nouvelles hypothèses, une partie se trouvant dans la collecte sélective est elle aussi recyclée.</p> <p>(4) L'étude initiale considérait une moyenne mondiale pour la production d'aluminium primaire. Dans cette mise à jour, il est considéré que la bouteille est faite à 100 % à partir d'aluminium produit au Québec.</p>					

2.2.3.5 CRU en PET d'Ontario

Les CRU en PET fabriqués en Ontario (scénario n°5), mais remplis au Québec constituent également un scénario prospectif. Ils sont apparus en très faible quantité sur marché québécois en 2014 et sont en augmentation.

Les bouteilles de bière en PET sont produites par plusieurs manufacturiers, notamment la société M&G Group, basée en Italie (Gruppo Mossi & Ghisolfi). En raison de la sensibilité du produit, les contenants en PET pour la bière nécessitent une technologie dite « de barrière » pour limiter les dommages liés à l'oxygène et à la lumière, et de sorte à augmenter leur durée de vie utile. La bière ne pourrait en effet se conserver que deux à trois semaines seulement dans un contenant de PET conventionnel tel que ceux employés pour les boissons gazeuses. Il existe plusieurs technologies de barrière : les bouteilles multicouches, les bouteilles monocouches et les bouteilles incluant un revêtement intérieur. Les bouteilles multicouches représentaient environ 70 % du marché en 2010, lors de l'étude initiale, et les deux autres options 15 % chacune. Il n'a pas été possible de mettre à jour les informations sur cette répartition entre les technologies de barrière pour 2014. Cependant, tel qu'énoncé dans l'étude initiale, il est attendu que les manufacturiers utilisent davantage la technologie monocouche à défaut du multicouches. Cette dernière nécessite en effet un équipement spécialisé alors que la technologie monocouche requiert en principe le même équipement que la production de PET conventionnel, ce qui est plus avantageux économiquement. Dans le cadre de cette étude, les bouteilles monocouche avec la technologie de barrière « Poli Protect » telles que produites par M&G sont considérées. Cette option est la même que celle choisie pour l'étude initiale. Cette technologie consiste en une barrière passive constituée de nylon (protection CO₂) et en une barrière active à base de cobalt (*oxygen scavenger*).

La résine de PET, qui constitue 94 % de la masse de la bouteille en PET, est fabriquée en Virginie (États-Unis). Elle est ensuite mélangée à de la résine de nylon (5 % de la masse) et à du cobalt (moins de 1 %) pour former des pellets. Ce procédé de mélange, dont la contribution environnementale est supposée négligeable, est exclu des frontières de l'étude par manque de données disponibles.

La principale différence pour ce scénario avec l'étude initiale est l'utilisation d'une donnée de production de résine de PET provenant de la base de données *ecoinvent*, au lieu d'une donnée d'inventaire du cycle de vie publiée par l'*American Chemistry Council* (ACC). Cette donnée issue de la base de données *ecoinvent* a été adaptée au contexte nord-américain en modifiant le mix électrique d'avant-plan et d'arrière-plan (voir section 2.7). Ce changement de donnée de production de résine de PET a été fait pour assurer la cohérence de l'étude en utilisant la même base de données pour tous les produits. De plus, la donnée de l'ACC contient de nombreuses incertitudes sur les hypothèses de modélisation et sur le nom des substances publiées dans l'inventaire.

La bouteille est ensuite mise en forme en Ontario à l'aide d'un procédé générique d'injection-soufflage, comme une bouteille de PET conventionnelle (Hischier, 2007a). Les bouteilles sont ensuite livrées par camion aux brasseries situées dans la région de Montréal. Le système de fermeture consiste en un bouchon de polypropylène (PP) de 1,70 g moulé par injection.

Par hypothèse, les procédés de remplissage et d'emballage des bouteilles en PET sont les mêmes que pour les CRM (voir chapitre 2.2.2.1). Les bouteilles en PET pleines sont ensuite transportées par camion jusqu'aux détaillants.

Tableau 2-7 : Principales hypothèses pour les CRU bouteilles en PET

Origine	Contenu en recyclé	Donnée de PET	Fin de vie	Commentaires
(5) Ontario	0 % ⁽¹⁾	Donnée <i>ecoinvent</i> adaptée au contexte nord-américain ⁽⁴⁾	Recyclage : 78 ⁽²⁾ % via la consigne et 3,8 % ⁽³⁾ via la collecte sélective Enfouissement : 15,3 % ⁽³⁾ via les ordures ménagères et 2,9 % ⁽³⁾ via la collecte sélective	Les procédés de fabrication des bouteilles sont basés sur une donnée de la société M&G, collectée lors de l'étude initiale. Les procédés de remplissage et d'emballage sont identiques à ceux des CRM.
Modifications par rapport à l'étude initiale :				
<p>(1) Le contenu recyclé des bouteilles est inchangé dans cette mise à jour.</p> <p>(2) Le taux de récupération des bouteilles en PET est passé de 70 % en 2008 à 78 % en 2013 (RECYC-QUÉBEC, 2014a).</p> <p>(3) L'étude initiale considérait que les contenants non récupérés par le système de consigne étaient enfouis à 100 %. Avec les nouvelles hypothèses, une partie se trouvant dans la collecte sélective est elle aussi recyclée.</p> <p>(4) L'étude initiale utilisait une donnée de production de résine de PET publiée par l'American Chemistry Council (ACC). La donnée a été modifiée pour améliorer la cohérence globale de l'étude.</p>				

2.3 Fonction étudiée et unité fonctionnelle

Les systèmes étudiés sont évalués sur la base de leur **fonction**. La fonction principale d'un contenant de bière est de permettre sa distribution auprès des consommateurs, tout en conservant sa qualité et sa saveur. Il est donc essentiel que la durée de conservation de la bière dans les contenants soit équivalente, raison pour laquelle les CRU en PET doivent être équipés d'une technologie de barrière. La fonction principale des systèmes étudiés est donc la suivante :

« Distribuer au consommateur une quantité de bière emballée et protégée »

L'**unité fonctionnelle**, c.-à-d. la référence quantitative à laquelle se rapportent les calculs d'inventaire et d'évaluation des impacts est définie comme suit :

« Mettre à disposition du consommateur 341 ml de bière emballée et protégée pendant 6 mois minimum dans des contenants ne dépassant pas 450 ml, au Québec, en 2013 ».

Le volume de 341 ml correspond au format standard des contenants à remplissage multiple ne dépassant pas 450 ml présents sur le marché québécois (bouteille standard de l'industrie). Le volume de 450 ml représente le volume limite pour la détermination du montant de la consigne publique.

Par ailleurs, les contenants de volumes différents ne sont pas consommés dans les mêmes circonstances et ne sont donc pas fonctionnellement équivalents. Il était de la volonté de RECYC-QUÉBEC de cibler les contenants de volume inférieur à 450 ml.

2.4 Flux de référence

Considérant la performance de chaque système, il est posé que l'unité fonctionnelle ci-haut est remplie par la production du nombre de chaque contenant indiqué au Tableau 2-8. Les flux de référence font appel, en fonction du volume et de la masse des contenants, à la masse de matériau nécessaire pour remplir l'unité fonctionnelle. Les contenants ayant un volume différent de 341 ml sont donc ramenés à cette valeur : il faut par exemple 1,033 contenant de 330 ml pour distribuer les 341 ml de bière.

Pour plus de détails sur les hypothèses et données employées pour la quantification des flux de référence, voir l'annexe C.

Tableau 2-8 : Caractéristiques des contenants et flux de référence

No	Contenant	Volume (litre)	Nombre de contenant/UF	Masse (g)	Masse de contenant (g)/UF
1	CRM Verre Québec	0.341 ⁽²⁾	1.00	275 ⁽²⁾	275
2	CRU Verre Québec	0.341 ⁽³⁾	1.00	230 ⁽³⁾	230
2a	CRU Verre Mexique	0.330 ⁽²⁾	1.03	216 ⁽¹⁾	223.2
2b	CRU Verre Pays-Bas	0.330 ⁽²⁾	1.03	197 ⁽¹⁾	203.6
2c	CRU Verre Belgique	0.330 ⁽²⁾	1.03	200 ⁽¹⁾	206.7
2d	CRU Verre Am. Nord	0.341 ⁽³⁾	1.00	230 ⁽³⁾	230
3	CRU Alu Québec	0.355 ⁽³⁾	0.96	14.0 ⁽³⁾	13.4
3a	CRU Alu USA	0.355 ⁽²⁾	0.96	14.0 ⁽²⁾	13.4
3b	CRU Alu Ontario	0.355 ⁽²⁾	0.96	14.0 ⁽²⁾	13.4
3c	CRU Alu Mexique	0.355 ⁽³⁾	0.96	14.0 ⁽³⁾	13.4
3d	CRU Alu Pays-Bas	0.330 ⁽³⁾	1.03	16.0 ⁽³⁾	16.5
4	CRU Alu Québec (bouteille)	0.341 ⁽³⁾	1.00	43 ⁽³⁾	43
5	CRU PET Ontario	0.341 ⁽³⁾	1.00	27 ⁽³⁾	27

(1) Valeur modifiée par rapport à l'étude initiale (RECYC-QUÉBEC, 2014b)

(2) Valeur identique par rapport à l'étude initiale (RECYC-QUÉBEC, 2014b)

(3) Valeur inchangée par rapport à l'étude initiale (RECYC-QUÉBEC, 2010a)

Concernant les CRM, il faut noter que s'il faut un contenant pour remplir l'unité fonctionnelle, il ne faut en revanche qu'une fraction de CRM neuf dépendant du nombre d'utilisations. Le Tableau 2-2 présente les flux de référence liés au cycle de vie des CRM pour chacune des étapes du cycle de vie, notamment pour le scénario de référence où un CRM est utilisé 15 fois.

2.5 Processus multifonctionnels et règles d'imputation

En ACV, lorsqu'un processus est multifonctionnel (c.-à-d. qu'il génère plus d'un produit ou qu'il participe au recyclage de produits), il est nécessaire de répartir ses entrants et sortants entre ses différentes fonctions. Il s'agit en quelque sorte d'attribuer la responsabilité des impacts potentiels à chacun des éléments impliqués.

Dans la présente étude, les principaux processus multifonctionnels sont les procédés de transport et ceux de recyclage des différents matériaux en fin de vie, ou permettant la mise à disposition de la matière secondaire utilisée dans certains contenants.

2.5.1 Règle d'imputation pour le transport

En ce qui concerne le transport, les processus ont été imputés sur une base massique. Ce choix repose sur le fait que les processus génériques de transport sont disponibles sur une base de tonne.kilomètre (masse du produit x distance transportée). Les hypothèses suivantes ont été faites pour allouer les processus aux contenants :

- Pour prendre en compte la différence de consommation en fonction de la masse des contenants, on considère que le camion a une consommation due à sa propre masse (consommation lorsqu'il roule à vide), à laquelle s'ajoute une consommation supplémentaire due au chargement qu'il transporte (litres/kg supplémentaire). On calcule donc pour chaque contenant la consommation de carburant supplémentaire qu'il engendre en fonction de sa masse.
- Dans le cas des transports de livraison des produits finis (contenants remplis de bière), on considère que la fonction du camion est de transporter de la bière, et non les contenants. Les émissions et la consommation liées à la propre masse du camion et au poids de la bière sont donc allouées à la bière uniquement, et sont exclues du système. L'impact généré pendant le transport des contenants pleins est uniquement dû à la consommation supplémentaire qu'ils engendrent en fonction de leur masse respective.

2.5.2 Règles d'imputation pour le recyclage

Le recyclage des matières résiduelles soulève de nombreuses questions d'ordre méthodologique en ACV, en raison de la singularité de ce type de processus multifonctionnels. En effet, le recyclage est à la fois un mode de gestion des matériaux en fin de vie et un mode de production de matière secondaire utilisée pour la fabrication de nouveaux produits.

De nombreuses approches ont donc été proposées pour tenter de répondre à ce problème d'allocation des impacts (Klöppfer, 1996; Kim et al., 1997; Ekvall, 2000; Frischknecht, 2000; Weidema, 2003; Atherton, 2006; Yamada et al., 2006). En effet, du produit recyclé ou du produit à base de matière recyclée, auquel attribuer les impacts de la collecte et du procédé de recyclage? Auquel attribuer les impacts associés à l'extraction de matière vierge? Enfin, faut-il accorder un crédit environnemental à un produit dont la matière est recyclable? Il n'existe pas de réponse unique à ces questions et il convient donc de se les poser au cas par cas, en les situant dans leur contexte. Cela implique d'assumer la part de subjectivité inhérente au choix arrêté en fin de compte.

2.5.2.1 Méthode du *cut-off*

Dans une optique de durabilité forte – ou de non-substituabilité du capital naturel par du capital humain – Frischknecht (2010) a montré que la méthode dite du « cut-off » s'avérait pertinente. Celle-ci traite la question de la manière suivante :

- Les impacts associés à l'extraction de matière vierge sont entièrement attribués au produit en faisant l'utilisation ;
- Les impacts associés à la collecte de la matière recyclable et au processus de recyclage sont attribués au produit qui utilise la matière recyclée ;
- Aucun crédit n'est attribué à un produit recyclé en fin de vie pour la réduction éventuelle de consommation de matière vierge lors du second cycle de vie de la matière recyclée.

Cette approche tend à favoriser l'utilisation de matière recyclée à défaut d'encourager la mise sur le marché de produits recyclables à base de matière vierge, puisque le recyclage de la matière en fin de vie est exclu des frontières. C'est cette approche, schématisée à la Figure 2-6, qui a été retenue dans la présente étude.

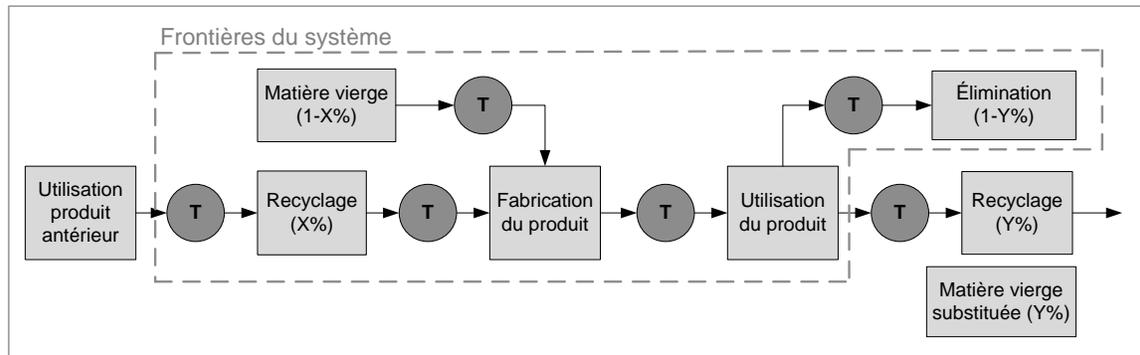


Figure 2-6 : Méthode d'imputation du cut-off.

Les données employées pour la modélisation du recyclage du verre, de l'aluminium et du PET sont présentées à la section 2.5.3. Le détail de ces processus est présenté à l'annexe C.

2.5.2.2 Méthode de l'extension des frontières

Afin de tester la sensibilité du modèle relativement à la méthode d'imputation choisie une seconde approche dite de l'extension des frontières a été analysée.

Cette approche permet la prise en compte des processus de recyclage des contenants en fin de vie et des impacts potentiellement évités grâce à la substitution de matière vierge par de la matière secondaire.

Dans la modélisation, les contenants sont alors considérés produits à partir de 100 % de matières primaires afin de ne pas créditer deux fois un même produit pour son contenu en matériau recyclé d'une part, et pour son recyclage en fin de vie d'autre part. La Figure 2-7 illustre cette seconde méthode d'imputation.

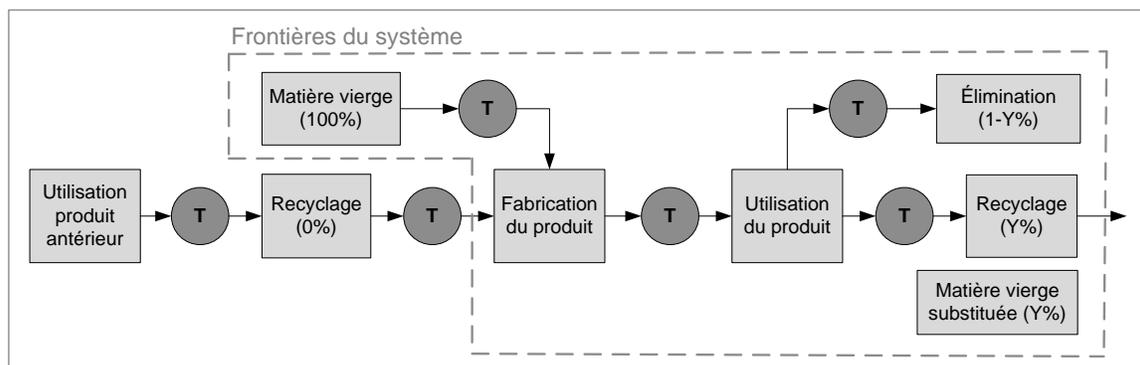


Figure 2-7 : Méthode d'imputation de l'extension des frontières.

2.5.3 Données de recyclage utilisées dans l'étude

Les principales données employées pour le recyclage des différents matériaux constitutifs des contenants à l'étude sont présentées aux sections suivantes.

2.5.3.1 Recyclage du verre

Le recyclage des contenants en verre pour la production de calcin, utilisé ensuite pour produire du nouveau verre, est la principale option utilisée actuellement (2M Ressources, 2015). La récupération du verre par le système de consigne permet en effet une meilleure qualité que pour le verre qui se retrouve dans la collecte sélective, et qui est souvent contaminé ou dont les différentes couleurs sont mélangées.

La première étape nécessaire au recyclage du verre est la production de calcin. Celle-ci comprend en réalité le tri du verre (pour supprimer les impuretés et pour obtenir une séparation par couleur), son concassage et sa préparation. Le processus « *Glass, cullets, sorted, at sorting plant/RER* » de la banque de données ecoinvent a été employé pour modéliser cette étape (Hischier, 2007b), processus duquel la collecte du verre a été enlevée (modélisée séparément). L'électricité utilisée pour le processus a en outre été modifiée de sorte que la production de calcin ait lieu au Québec. Enfin, il est considéré que 1,035 kg de verre doivent être récupérés pour produire 1 kg de calcin (2M Ressources, 2010).

Le calcin peut ensuite servir à produire de nouveaux contenants en verre ou encore de la laine de verre pour l'isolation. Dans les deux cas de recyclage considéré, le gain associé peut atteindre 25 % de l'énergie de fusion nécessaire au processus, en plus de réduire l'approvisionnement en matières premières (sable, calcaire, soude, dolomite et feldspath) ainsi que les émissions de CO₂ issues de la décarbonatation de ces matières premières (Flanagan et Davies, 2003). En raison des importantes variations d'une année à l'autre, les filières de valorisation du verre creux et de la laine de verre ont toutes deux été considérées à hauteur de 50 % de la masse de calcin produit (Unical, 2010b). Les processus de production du verre creux et de la laine de verre sont tirés de la banque de données ecoinvent (Hischier, 2007b), adaptés de sorte à être représentatifs des principales technologies employées en Amérique du Nord, conformément au *Energy and Environmental Profile of the U.S. Glass Industry* (Pellegrino et al, 2002).

L'annexe C présente le détail des données employées pour la production du calcin, du verre creux et de la laine de verre.

2.5.3.2 Recyclage de l'aluminium

Le recyclage de l'aluminium en fin de vie des contenants est modélisé à l'aide du processus « *Aluminium, secondary, from old scrap, at plant/RER* » issu de la banque de données ecoinvent (Classen et al., 2007) et adapté au contexte nord-américain. Pour une tonne d'aluminium post-consommation récupérée, 971 kg d'aluminium secondaire sont produits.

Tel que recommandé par l'industrie des métaux, l'hypothèse formulée concernant le matériau substitué est que chaque kilogramme d'aluminium secondaire va substituer une masse équivalente d'aluminium primaire produit à partir de bauxite (Atherton, 2006). Cet aluminium primaire est considéré identique à celui présent sur le marché nord-américain, les contenants en aluminium n'étant pas forcément recyclés au Québec. L'annexe C présente le détail des données employées pour la production d'aluminium.

2.5.3.3 Recyclage du PET

Le processus de recyclage du PET post-consommation est représentatif d'une moyenne nord-américaine de l'industrie telle que documentée dans une étude d'avril 2010 publiée par l'*American Chemistry Council* (ACC), l'*Association of Postconsumer Plastic Recyclers* (APR), la *National Association for PET Container Resources* (NAPCOR) et la *PET Resin Association* (PETRA) (ACC, 2010a). Selon cette étude, 1 kg de PET post-consommation permet la production de 0,8 kg de résine recyclée. Le détail des données utilisées pour ce processus est présenté à l'annexe C.

2.5.4 Taux de recyclage et de matière recyclée

Le Tableau 2-9 résume enfin les taux de récupération et de recyclage considérés pour chaque type de contenant, ainsi que leur contenu en matière recyclée :

Tableau 2-9 : Taux de recyclage et taux de matière recyclée incluse des contenants

Contenant		Taux de matière recyclée contenue	Taux de récupération par la consigne	Taux de recyclage total
CRM Verre		55 % ⁽¹⁾	97,9 % ⁽⁵⁾	4,57 %
CRU Verre	Brun	55 % ⁽¹⁾	80 % ⁽⁴⁾	81,7 %
	Vert	50 % ⁽⁶⁾ : Amérique du Nord 75 % ⁽²⁾ : Europe		
	Blanc	58 % ⁽³⁾		
CRU Aluminium (canette)		70 % ⁽⁷⁾	67 % ⁽⁵⁾	69 %
CRU Aluminium (bouteille)		70 % ⁽⁷⁾	67 % ⁽⁵⁾	69 %
CRU PET		0 % ⁽⁴⁾	67 % ⁽⁵⁾	81,8 %

(1) Owens Illinois (2010) ; (2) Marque de bière considérée dans l'étude (Anonyme) (2009) ; (3) Hischer (2007b) ; (4) RECYC-QUÉBEC (2010a) ; (5) RECYC-QUÉBEC (2014a) ; (6) Owens Illinois (2015) ; (7) AA (2014)

2.6 Frontières des systèmes

Les frontières des systèmes servent à identifier les étapes, processus et flux qui sont considérés dans l'ACV. Elles incluent toutes les activités pertinentes à l'atteinte des objectifs de l'étude et donc, nécessaires à la réalisation de la fonction étudiée. Les paragraphes qui suivent présentent une description générale des frontières des systèmes, ainsi que les considérations géographiques et temporelles associées.

Le contenu de cette section est globalement inchangé par rapport à l'étude initiale. La seule différence concerne les frontières temporelles des systèmes à l'étude puisque cette mise à jour vise une représentativité pour le contexte québécois en 2013 (et non plus en 2008).

2.6.1 Description générale des systèmes

La Figure 2-8 schématise les frontières générales des systèmes étudiés. Une documentation détaillée sur les données et hypothèses à chaque étape du cycle de vie est fournie à l'Annexe C (sous forme de chiffrer).

Les étapes du cycle de vie des différents contenants forment les **systèmes d'avant-plan**, tandis que tous les processus d'approvisionnement et de gestion des rejets impliqués à chacune de ces étapes constituent les **systèmes d'arrière-plan**.

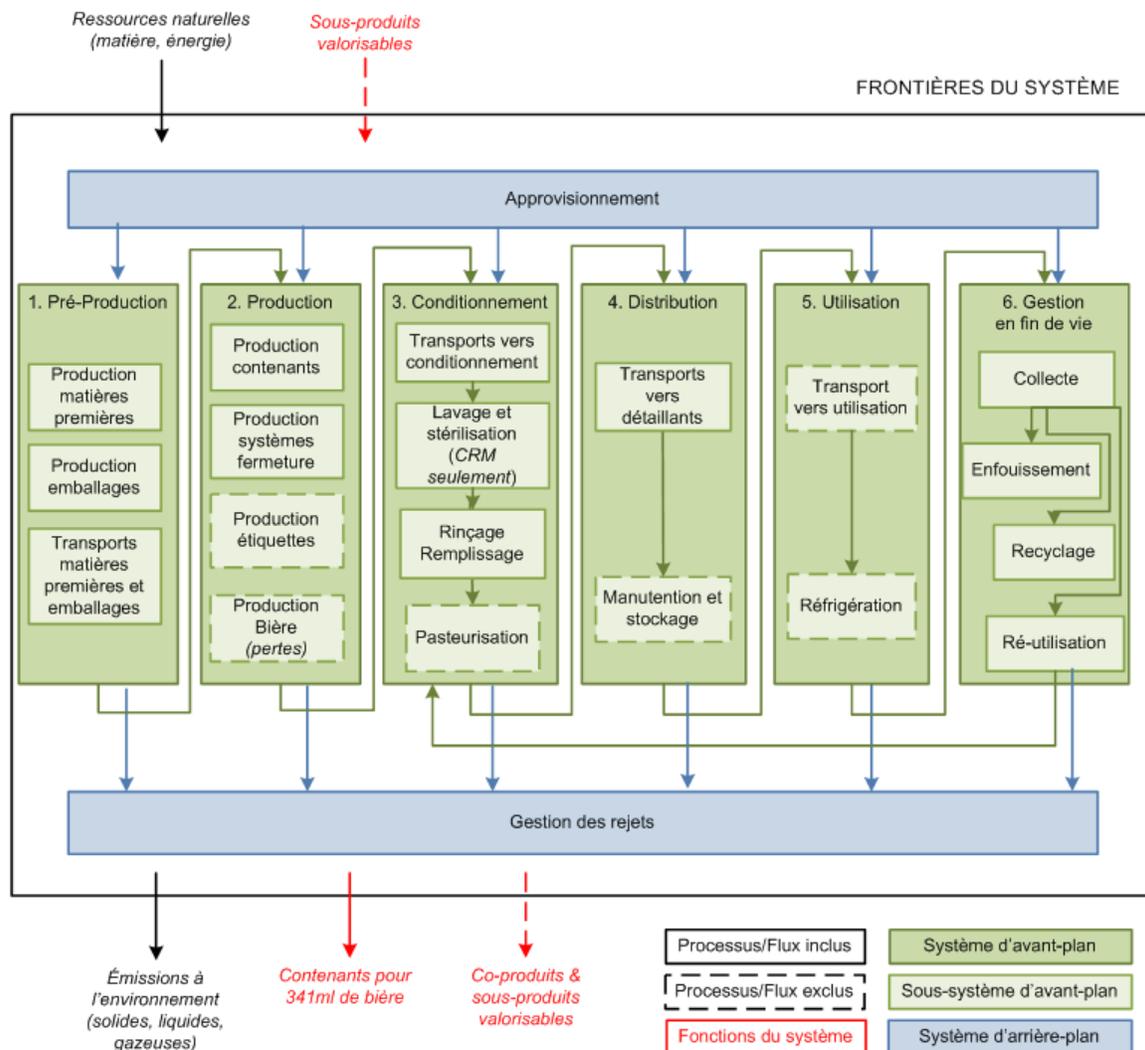


Figure 2-8 : Frontières des systèmes à l'étude.

Le sous-système « **Pré-production** » inclut la production de tous les matériaux et emballages nécessaires à l'étape de production des contenants, de même que leur livraison au site de production. Les contenants étant constitués en partie de matière recyclée (ou matière secondaire), celle-ci est prise en compte dès la collecte des matières usagées, leur transport jusqu'aux centres de tri et jusqu'au recycleur, ainsi que les procédés de tri et de recyclage de ces matières.

Le sous-système « **Production** » concerne les différentes étapes de fabrication des contenants, et des systèmes de fermeture. Ce sous-système inclut les procédés de mise en forme des contenants. La production de la bière est exclue du système, car cette étape est équivalente pour tous les systèmes étudiés, ainsi que les pertes de bière liées à chaque contenant (données indisponibles). Ce dernier paramètre est toutefois soumis à une analyse de sensibilité. De même, la production des étiquettes et l'application de peintures sur les canettes en aluminium sont exclues du système du fait de leur faible contribution massique à l'ensemble du système et par manque d'informations précises pour ces données.

Le sous-système « **Conditionnement** » comprend le transport des contenants vides jusqu'aux brasseries, ainsi que les processus de rinçage et de remplissage des différents contenants. Les contenants en verre à remplissage multiple requièrent en outre une étape préalable : le lavage et la stérilisation de la part des contenants réutilisés. La pasteurisation des contenants est exclue des frontières. En effet, toutes les bières ne sont pas nécessairement pasteurisées (en particulier pour des microbrasseries). La pasteurisation peut par ailleurs être effectuée sur la bière avant son remplissage dans la bouteille. L'influence de cette exclusion est étudiée en analyse de sensibilité.

Le sous-système « **Distribution** » correspond aux divers transports des contenants pleins entre les brasseries et les centres de distribution (détaillants). Le transport de la bière en elle-même est exclu du système, car équivalent pour les différents contenants (on transporte dans tous les cas exactement la même quantité de bière, à savoir 341 ml), seul le transport de la masse des contenants est considéré. La manutention des produits et le stockage des produits par les détaillants sont exclus du système, car considérés comme peu contributeurs et équivalents pour les différents contenants.

Le sous-système « **Utilisation** » correspond au transport entre le détaillant et le consommateur, ainsi qu'à la réfrigération de la bière chez le consommateur. Toutefois, ce sous-système est exclu des frontières car les impacts du transport et de la réfrigération sont considérés comme négligeables⁴ et équivalents.

Le sous-système « **Fin de vie** » concerne, quant à lui, la gestion des contenants en fin de vie, à savoir la fraction recyclée et celle étant amenée en site d'enfouissement (l'incinération étant une pratique marginale au Québec, elle a été exclue de l'étude). Dans un premier temps (règle d'imputation par *cut-off*, voir section 2.5.2.1), seuls les impacts dus au transport de la part non recyclée et l'impact de son enfouissement sont considérés, l'utilisation des matières recyclées étant déjà considérée dans le sous-système « Production ». Dans un deuxième temps (règle d'imputation « extension des frontières », voir section 2.5.2.2), il est considéré que la matière secondaire produite – ou matière recyclée – permet de substituer sur le marché un ou plusieurs autres matériaux primaires remplissant une fonction équivalente. Cette question fait l'objet d'une analyse de sensibilité présentée à la section 3.4.4 .

Enfin, les sous-systèmes d'arrière-plan « **approvisionnement** » et « **gestion des rejets** » concernent respectivement, pour chacun des cinq sous-systèmes considérés, toutes les activités reliées :

- À l'approvisionnement en ressources (eau, énergie, produits chimiques, matériaux), comprenant l'extraction, le traitement et la transformation des ressources naturelles, de même que les différents transports requis jusqu'à l'arrivée aux sites d'utilisation des ressources (c.-à-d. aux sites de production, de distribution, d'utilisation et de gestion en fin de vie des contenants) ;
- Au transport et au traitement des déchets générés à l'une ou l'autre de ces étapes du cycle de vie, en tenant compte des mises en valeur possibles (réutilisation, recyclage ou valorisation énergétique).

Dans tous les sous-systèmes, les processus d'« amont » identifiables sont inclus de manière à fournir la vue la plus complète possible du système. Par exemple, dans le cas de l'énergie utilisée pour un transport, non seulement les émissions liées à la combustion de carburant sont

⁴ Une étude antérieure du CIRAIG sur les contenants pour le vin l'a démontré (Bengoa, 2010).

considérées, mais aussi les processus et matières nécessaires à la production de ce carburant. De cette manière, les chaînes de production de tous les entrants sont remontées jusqu'à l'extraction des matières premières.

Les processus et flux inclus et exclus de l'analyse sont résumés au Tableau 2-10. L'approvisionnement et la gestion des rejets ont été répartis entre les étapes du cycle de vie afin de simplifier la lecture du tableau.

Il est à noter qu'aucun critère d'exclusion n'a été appliqué pour la présente étude : toutes les données disponibles ont été utilisées.

Tableau 2-10 : Processus inclus et exclus des frontières de l'ACV

Étapes du cycle de vie	Processus/Sous-processus	Commentaires
Pré-Production	Production des matériaux	Toutes les fournitures utilisées en production sont incluses
	Production des emballages secondaires et tertiaires	Production des matériaux utilisés dans les emballages secondaires et tertiaires incluse. Film en PEBD pour palettisation exclu.
	Transport au site de production	Transports de tous les matériaux et des emballages vers le site de production
Production	Fabrication contenants	Énergie et émissions lors de la fabrication des contenants et systèmes de fermeture inclus.
	Systèmes de fermeture	
	<i>Production de la bière</i>	<i>Exclu (identiques pour tous les systèmes)</i>
	<i>Production des étiquettes pour les bouteilles et de la peinture pour les canettes</i>	<i>Exclu (considéré négligeable)</i>
Conditionnement	Transport des contenants vides vers les sites de remplissage	Transports des contenants et de leurs emballages inclus
	Lavage et stérilisation (CRM)	Consommation de ressources énergétiques, d'Électricité, d'eau, de soude et d'acide chlorhydrique Inklus (uniquement pour les CRM)
	Rinçage et remplissage	Consommation d'électricité, d'eau et de savon Inklus
	<i>Pasteurisation</i>	<i>Exclu (non systématique)</i>
Distribution	Transport du lieu de remplissage vers les détaillants	Transport des contenants et de leurs emballages Inklus, transport de la bière exclu (considéré équivalent pour tous les systèmes).
	<i>Manutention et entreposage</i>	<i>Exclu (considéré négligeable)</i>
Utilisation	<i>Transport par le consommateur du détaillant au lieu d'utilisation</i>	<i>Exclu (considéré négligeable)</i>
	<i>Réfrigération</i>	<i>Exclu (considéré négligeable)</i>
Fin de vie (règle du cut-off)	Transport de fin de vie	Transport vers les sites d'enfouissement inclus
	Enfouissement des produits	Inklus
Fin de vie (règle d'extension des frontières)	Collecte et transport de fin de vie	Gobeuses et électricité pour les gobeuses incluses, collecte via la consigne incluse. Transports des contenants et de leurs emballages vers les sites de recyclage et d'enfouissement inclus ;
	Gestion en fin de vie du produit	Recyclage ou enfouissement des contenants usagés inclus
	Production évitée	Matière vierge remplacée par les matériaux issus du recyclage incluse.
Toutes les étapes	<i>Services auxiliaires (publicité et autres services)</i>	<i>Exclus (considérés identiques)</i>

2.6.2 Frontières géographiques et temporelles

Conformément à l'unité fonctionnelle sélectionnée, la présente étude constitue une ACV représentative du **contexte québécois en 2013** (contre 2008 pour l'étude initiale). Ainsi, la gestion en fin de vie est modélisée de manière à répondre à ce critère. Les étapes de fabrication et remplissage des contenants des bières importées sont évidemment représentatives des pays dans lesquels ces étapes ont lieu.

Il est à noter, cependant, que certains processus compris dans les frontières des systèmes peuvent avoir lieu n'importe où ou à n'importe quel moment s'ils sont nécessaires à la réalisation de l'unité fonctionnelle. Par exemple, les processus associés à l'approvisionnement en matières premières, ainsi qu'à la gestion des rejets générés peuvent avoir lieu au Québec ou ailleurs dans le monde. De plus, certains processus peuvent générer des émissions sur une plus longue période que l'année de référence. C'est le cas de l'enfouissement des déchets, qui engendre des émissions (biogaz et lixiviat) sur une période de temps dont la longueur (de quelques décennies à plus d'un siècle, voir des millénaires) dépend de la conception et des paramètres d'opération des cellules d'enfouissement et de la modélisation de leurs émissions dans l'environnement.

2.7 Sources, hypothèses et données d'inventaire du cycle de vie (ICV)

Les données requises à l'ACV concernent les matières premières utilisées, l'énergie consommée ainsi que les rejets générés à chaque étape du cycle de vie étudié.

La collecte de données est une étape importante qui a été réalisée de manière itérative entre le CIRAIG, RECYC-QUÉBEC et d'autres parties prenantes identifiées. La qualité des résultats d'une ACV dépend de la qualité des données utilisées pour effectuer l'évaluation. C'est pourquoi tous les efforts ont été faits lors de l'étude initiale pour que les informations disponibles les plus crédibles et les plus représentatives soient intégrées à l'étude. La présente mise à jour vise à prendre en compte l'évolution des réalités modélisées, mais également à profiter de la disponibilité éventuelle de nouvelles données afin d'améliorer la qualité globale de l'étude.

Cette étude a été réalisée de manière à privilégier les **données primaires** disponibles et faciles d'accès au départ, suivi d'une collecte de données plus détaillée pour certains paramètres clés spécifiques. Ces données ont été collectées par le biais de questionnaires, d'entrevues téléphoniques et de visites de terrain. Les sources de ces données sont présentées au Tableau 2-11. Lorsque des données plus récentes ont été collectées pour cette mise à jour, la mention « Nouveau » précède la source de donnée.

Tableau 2-11 : Sources de données primaires

Données primaires	Sources
Caractéristiques des différents types de contenants (masse, volume, matériaux, taux de récupération)	RECYC-QUÉBEC (2010a) <u>Nouveau</u> : RECYC-QUÉBEC (2014a, 2014b, 2015b)
Production des CRM (verre) (taux de matière recyclée, provenance des matières premières, technologie de production)	Owens Illinois (2010a) <u>Nouveau</u> : Owens Illinois (2015)
Production des bouteilles en aluminium (masse, volume, processus de fabrication, provenance des matières premières)	Exal (2010)
Production des bouteilles en PET (masse, volume, matériaux constitutifs, processus de fabrication, provenance des matières premières)	RECYC-QUÉBEC (2010c)
Lavage et stérilisation des CRM (quantité d'eau, quantité d'énergie nécessaire et source énergétique utilisée)	<u>Nouveau</u> : BRQ (2015)
Rinçage et remplissage des contenants (quantité de savon utilisée)	Brasseurs du Nord (2010a)
Transports des CRM (masse, contenance et matériau d'emballages, modes et distances de transports, types de véhicules utilisés, capacité et taux de remplissage des véhicules)	Owens Illinois (2010b) (livraison des CRM vides) Brasseurs du Nord (2010a) Brasseurs du Nord (2010c) (distribution des CRM et collecte simultanée)
Collecte des CRU en verre et en aluminium (infrastructures de collecte, types de véhicules utilisés, emballages des CRU en verre)	BGE (2009) Exal (2010) Recycan (2010) Tomra (2010)
Recyclage des CRU en verre (procédés de recyclage, filières de recyclage, distance et mode de transport vers les recycleurs)	Unical (2010a, 2010b) 2M Ressources (2010) <u>Nouveau</u> : 2M Ressources (2015)

Il importe de noter que pour l'étude initiale, tout comme pour sa mise à jour, les données sur les processus de lavage et stérilisation des CRM n'ont pu être collectées auprès des principaux acteurs concernés et ont donc été extrapolées à partir du procédé mis en œuvre par la société Bouteilles Recyclées du Québec (BRQ) et complétées à l'aide de données génériques suisses peu récentes (BUWAL, 1996). Les valeurs employées pour l'étude sont résumées au Tableau 2-12. Les flux de bouteilles à traiter chez BRQ sont beaucoup plus faibles⁵ que pour les principaux brasseurs du Québec. La consommation d'eau est considérée comme peu variable selon les volumes traités, contrairement aux consommations énergétiques (électricité et gaz naturel) qui sont alors vraisemblablement surestimées (BRQ, 2015). Les données employées représentent donc un cas défavorable aux CRM.

De même, les données collectées sur les emballages des différents contenants en verre, leur distribution et la collecte des CRM usagés proviennent de la micro-brasserie Brasseurs du Nord, faute d'informations rendues accessibles par les principaux groupes brassicoles. Ces données concernent principalement les CRM. L'expertise de cette entreprise dans la logistique associée à la distribution et à la collecte des contenants de bière a toutefois permis d'adapter ces données de sorte qu'elles soient aussi représentatives que possible de la majorité des CRM et CRU en marché. Il est ainsi supposé que les emballages pour les CRU en bouteilles (de verre,

⁵ BRQ ne lave et stérilise en principe que les CRM collectés par certains micro-brasseurs ainsi que des CRM invendus chez les détaillants.

d'aluminium ou de PET) sont identiques à ceux des CRM, ces différentes options de contenants ayant des caractéristiques géométriques similaires. Pour les CRU canettes en aluminium, les cartons d'emballages sont modélisés à partir d'échantillons pesés au CIRAIG par les auteurs de l'étude initiale. Pour la distribution, il est supposé que les palettes peuvent contenir 50 % de CRU supplémentaires par rapport aux quantités considérées pour les CRM. Pour plus de détails sur la modélisation des emballages, de la distribution et de la collecte, se référer à l'Annexe C.

Tableau 2-12 : Données employées pour le processus de lavage et stérilisation des CRM (pour 1000 CRM)

Donnée	Quantité	Unité	Source
Intrants			
Eau	900 (770)	Litres	BRQ (2015)
Gaz naturel	167.8 (70)	MJ	BRQ (2015)
Électricité	13.9 (30)	kWh	BRQ (2015)
Soude caustique (NaOH)	0,99	kg	BUWAL (1996)
Acide chlorhydrique (HCl)	0,27	kg	BUWAL (1996)
Émissions dans l'eau			
Demande biologique en oxygène (DBO5)	109	g	BUWAL (1996)
Demande chimique en oxygène (DCO)	189	g	BUWAL (1996)
Carbone organique total (COT)	56,9	g	BUWAL (1996)
Azote total	11	g	BUWAL (1996)

Note : Les valeurs de l'étude initiale sont indiquées entre parenthèses lorsque différentes de la mise à jour.

Les données manquantes, incomplètes ou non facilement accessibles ont quant à elles été complétées par des **données secondaires**, c.-à-d. issues de la base de données d'inventaire *ecoinvent* (Ecoinvent Centre, 2005), de la base de données interne du CIRAIG, de bases de données publiques disponibles, d'une revue de littérature et de jugements d'experts. En particulier, les principales sources de données secondaires présentées au Tableau 2-13 ont été employées.

Tableau 2-13 : Principales sources de données secondaires

Données secondaires	Sources
Production des contenants en verre	<i>Ecoinvent</i> (Hischier, 2007b) US Department of Energy (Pellegrino et al., 2002) Anonyme (2009)
Production des contenants en aluminium	<i>Ecoinvent</i> (Classen et al, 2007) Aluminum Association (AA, 2010) <u>Nouveau</u> : International Aluminium Institute (IAI, 2013) <u>Nouveau</u> : Aluminum Association (AA, 2014) <u>Nouveau</u> : European Aluminum Association (EAA, 2013)
Production de la bouteille en PET	<u>Nouveau</u> : <i>Ecoinvent</i> (Hischier, 2007a) American Chemistry Council (ACC, 2010b)
Transports des contenants en Amérique du Nord	Ressources naturelles Canada (2008)
Recyclage verre	US Department of Energy (Pellegrino et al., 2002) British Glass Manufacturers Confederation (Flanagan et Davies, 2003)
Recyclage aluminium	<i>Ecoinvent</i> (Classen et coll., 2007) European Aluminium Association (EAA, 2008)
Recyclage PET	American Chemistry Council (ACC, 2010a)

De nombreuses données secondaires proviennent des modules de données d'inventaire du cycle de vie (ICV) disponibles dans la base de données *ecoinvent* version 2.2 (www.ecoinvent.ch). Cette base de données européenne est particulièrement reconnue par la communauté scientifique internationale, car elle surpasse de loin les autres bases de données commerciales tant du point de vue quantitatif (nombre de processus inclus) que qualitatif (qualité des procédés de validation, complétude des données, etc.). La version la plus récente de la base de données (*ecoinvent* 3.1) n'a pas été utilisée pour cette mise à jour à cause d'un problème de prise en compte des incertitudes dans cette version de la base de données implémentée dans le logiciel SimaPro, ne permettant pas de réaliser d'analyse de Monte-Carlo.

L'utilisation de données européennes pour représenter l'Amérique du Nord peut introduire un biais dans certains cas. Cependant, il est estimé que la cohérence et la complétude de cette base de données en font une option préférable à d'autres données disponibles pour la plupart des processus.

Dans la mesure du possible, les modules de données génériques employés dans le cadre de cette étude ont été adaptés de manière à augmenter leur **représentativité des contenants et du contexte analysés**.

Plus particulièrement, pour toutes les activités ayant lieu au Québec, au Mexique, en Ontario et aux États-Unis, les modules génériques ont été adaptés en remplaçant les **mélanges d'approvisionnement énergétique** (grid mix) européens par:

- Le grid mix québécois, mexicain, ontarien ou américain pour les processus d'avant-plan, c.-à-d. la consommation d'électricité pour les procédés de fabrication des contenants réalisés au Québec ;
- Le grid mix nord-américain pour tous les processus d'arrière-plan des contenants fabriqués au Québec, au Mexique, en Ontario et aux États Unis c.-à-d. tous les processus directement et indirectement liés aux processus d'avant-plan. Le grid mix nord-américain est ici plus approprié considérant que l'approvisionnement, et la gestion des

générés aux diverses étapes du cycle de vie, peuvent avoir lieu n'importe où, et plus probablement en Amérique du Nord;

Ainsi, tous les processus d'avant-plan ayant lieu au Québec, au Mexique, en Ontario et aux États-Unis (incluant les divers transports) font appel à des processus d'arrière-plan adaptés au contexte énergétique nord-américain.

Le Tableau 2-14 présente le mélange énergétique utilisé pour la production d'électricité (incluant les importations) au Québec, en Ontario, aux États-Unis, en Amérique du Nord et au Mexique.

Tableau 2-14 : Mélanges énergétiques pour la production d'électricité dans les différents pays considérés

Source énergétique	Québec (2013)	Ontario (2013)	États-Unis (2012)	Amérique du Nord (2012)	Mexique (2012)
Charbon	< 0.1 %	2.7 %	38.1 %	33.6 %	12.1 %
Pétrole	< 0.1 %	0.6 %	0.8 %	1.8 %	19.2 %
Gaz	< 0.1 %	11.4 %	29.4 %	28.5 %	52.2 %
Nucléaire	0.2 %	57.7 %	18.7 %	17.5 %	3.2 %
Hydroélectrique	96.7 %	24.2 %	7.7 %	13.7 %	11.0 %
Éolien	2.2 %	3.4 %	3.3 %	3.0 %	1.3 %
Biomasse	0.7 %	0.2 %	1.1 %	1.1 %	0.9 %
Biogaz/déchets	< 0.1 %	< 0.1 %	0.8 %	0.7 %	0.1 %
Solaire (photovoltaïque)	< 0.1 %	< 0.1 %	0.2 %	0.2 %	< 0.1 %
Source	(Hydro-Québec, 2015)	(IESO, 2015)	(IEA, 2015)	CIRAIG (basé sur IEA, 2015)	(IEA, 2015)

De plus, les processus génériques employés pour la modélisation des **transports** ont été adaptés de manière à tenir compte du contexte géographique, ainsi que des différences massives des contenants considérés. Tous les transports ayant lieu en Amérique du Nord ont été modifiés de sorte à considérer une consommation de carburant moyenne de 37,4 L/100km (Ressources Naturelles Canada, 2008). Les statistiques de Ressources Naturelles Canada ne fournissant pas de renseignement sur le taux de chargement qui correspond à cette consommation, on fait l'hypothèse que celui-ci est le même que le taux de chargement moyen du camion générique *ecoinvent*. Ainsi, un camion lourd canadien consomme 1,12 fois plus de diesel qu'un camion générique (28 tonnes) pour un taux de chargement moyen.

Mentionnons aussi que toutes les données utilisées ont été :

- 1) Évaluées quant à leur représentativité temporelle, géographique et technologique;
- 2) Collectées de manière à ce qu'elles soient les moins agrégées possible;
- 3) Documentées conformément aux meilleures pratiques disponibles.

Dans les cas où aucune source n'était disponible, des **hypothèses** ont aussi été posées, en accord avec RECYC-QUÉBEC. En particulier :

1. le **nombre d'utilisations des CRM** étant un paramètre clé pour lequel aucune donnée vérifiable n'est disponible publiquement, il a été posé à **15 utilisations**, soit la valeur

moyenne calculée par RECYC-QUÉBEC lors de ses vérifications (RECYC-QUÉBEC, 2015a). Cette valeur était de 10 pour l'étude initiale. Ce paramètre fait cependant l'objet d'une analyse de sensibilité (voir section 3.4.1).

2. Les **taux de pertes lors de la distribution** des contenants (bris de transport et de manutention) **sont considérés nuls** pour tous les types de contenants, ce qui permet *de facto* d'exclure des frontières la production de la bière contenue. Ce paramètre fait également l'objet d'une analyse de sensibilité (voir section 3.4.2)

L'Annexe C présente l'ensemble des sources de données et hypothèses employées dans cette ACV.

Les données collectées ont été compilées et traitées dans un chiffrier électronique (voir Annexe C). Le logiciel SimaPro 8.04, développé par PRé Consultants (www.pre.nl), a ensuite été utilisé pour faire la modélisation des systèmes, relier les flux de référence à la base de données ICV et réaliser le calcul de l'inventaire.

2.8 Évaluation des impacts environnementaux

La méthode européenne IMPACT 2002+ (Jolliet *et coll.*, 2003), reconnue internationalement, a été choisie pour effectuer l'évaluation des impacts du cycle de vie des scénarios comparés. La version utilisée par le CIRAIG est la version 2.15 de la méthode, qui correspond à la version 2.10 (Jolliet *et coll.*, 2003) modifiée afin que les catégories d'impact *Eutrophisation aquatique* et *Acidification aquatique* soient intégrées à la catégorie de dommage *Qualité des écosystèmes* (Figure 2-9).

L'étude initiale avait utilisé la version 2.05 de la méthode IMPACTS 2002+. Les principales différences sont :

- L'inclusion des catégories de problème *Eutrophisation aquatique* et *Acidification aquatique* à la catégorie de dommage *Qualité des écosystèmes*
- L'ajout d'un indicateur en lien avec la consommation d'eau. Notons toutefois que cet indicateur « eau » est basé sur les flux d'inventaire et ne représente donc pas le dommage associé à l'utilisation de l'eau, mais uniquement le volume prélevé de l'environnement.

Cette méthode, bien que développée pour le contexte européen, a été préférée aux méthodes d'Évaluation des Impacts du Cycle de Vie (ÉICV) nord-américaines existantes (TRACI 2 par exemple) dû au caractère complet des catégories de problème incluses, à la mise à jour fréquente des facteurs de caractérisation et à l'agrégation des catégories de problème en quatre catégories de dommage, ce qui simplifie la compréhension des résultats par des non initiés à l'ACV.

Une description de la méthode IMPACT 2002+ v 2.15 est fournie à l'Annexe B.

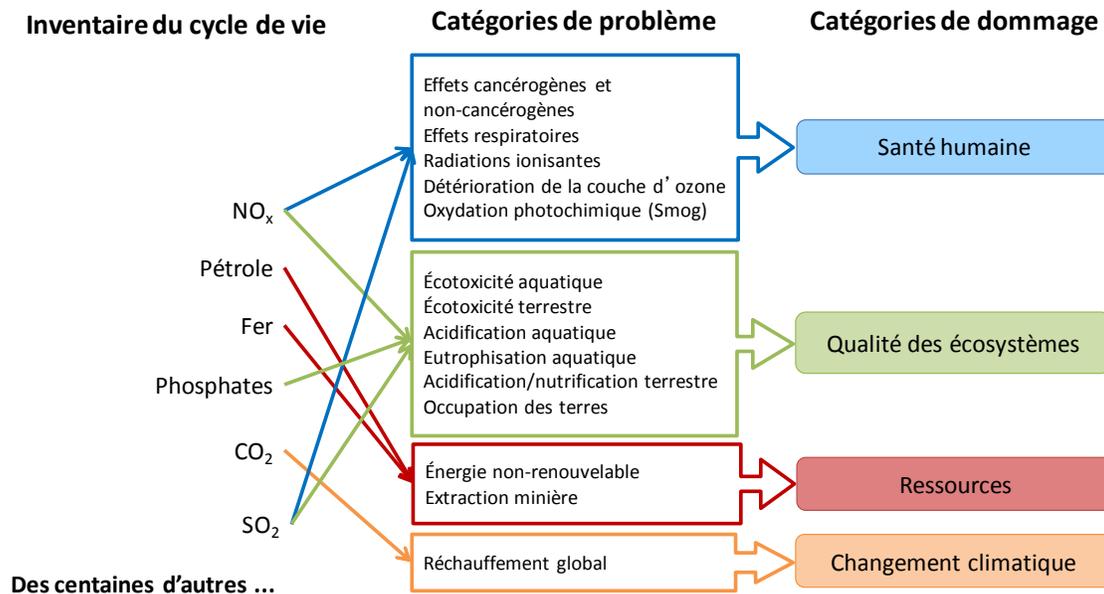


Figure 2-9 : Catégories de dommage et catégories de problème de la méthode IMPACT 2002+.

L'agrégation des impacts environnementaux selon quatre catégories de dommage fournit des résultats plus simples à comprendre et à interpréter pour les non-initiés à l'ACV, en plus de permettre une évaluation rapide des principaux enjeux environnementaux potentiels associés aux scénarios à l'étude.

Les catégories de dommage peuvent se résumer ainsi :

- **Santé humaine** : cette catégorie prend en compte les substances ayant des effets toxiques (cancérogènes et non cancérogènes) et respiratoires, produisant des radiations ionisantes et qui contribuent à la destruction de la couche d'ozone. Afin d'évaluer le facteur de dommage, la gravité de la maladie potentiellement causée par ces substances est exprimée en DALY - *Disabled Adjusted Life Years*, unité reflétant le dommage à la santé humaine.
- **Qualité des écosystèmes** : cette catégorie regroupe les impacts liés à la toxicité aquatique et terrestre, à l'acidification et à l'eutrophisation aquatique, à l'acidification et l'eutrophisation terrestre et à l'occupation des terres. Elle est quantifiée en fraction d'espèces potentiellement disparues, sur une surface donnée et durant une certaine période de temps, par kilogramme de substance émise (PDF*m²*an/kg).
- **Changement climatique** : le potentiel de chaque gaz à effet de serre (GES) est calculé en kilogrammes de dioxyde de carbone équivalent (kg eq. CO₂), basé sur les données sur le forçage radiatif infrarouge. Puisqu'une évaluation sur 100 ans était désirée, les résultats de cette catégorie ont été évalués par une autre méthode tel que discuté ci-dessous.
- **Ressources** : cette catégorie prend en compte l'utilisation de ressources énergétiques non renouvelables et l'extraction de minéraux, quantifiés en mégajoules d'énergie (MJ).

L'évaluation des impacts associés aux émissions de GES sortants des frontières du système a été réalisée à partir de la méthode « IPCC 2013 » pour la catégorie *Changement climatique*. Cette

méthode se base sur les potentiels de réchauffement climatiques (PRCs) les plus récents et publiées dans le cadre du 5^e rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC ou IPCC en anglais) (MYHRE *et coll.*, 2013). L'étude initiale utilisait les valeurs de potentiel de réchauffement global publiées par le GIEC en 2007 sur un horizon de 100 ans, et la méthode Impact 2002+ v2.15 utilise quant à elle les facteurs du GIEC de 2007 sur un horizon de 500 ans.

Les facteurs du GIEC de 2013 ont été choisis parce qu'ils sont les plus récents. L'horizon de 100 ans est le plus communément utilisé dans les publications et facilite la compréhension pour le grand public. C'est par ailleurs la méthode recommandée dans les normes ISO 14067 (empreinte carbone) et le *Greenhouse Gas Protocol Product Standard*.

Le GIEC publie des PRCs avec et sans les effets de rétroaction. Les effets de rétroaction sont dus à l'émission de GES supplémentaires en raison de l'augmentation des températures (par exemple en accélérant la dégradation de la biomasse). Les PRCs publiés dans le 4^e rapport d'évaluation du GIEC en 2007 ne tiennent pas compte de cette rétroaction, sauf pour le CO₂. Le 5^e rapport d'évaluation de 2013 donne les deux séries de valeurs, sans rétroaction (tableau 8.A.1 dans MYHRE *et coll.*, 2013) et avec rétroaction (tableau 8.SM.16 dans MYHRE *et coll.*, 2013). Le rapport du GIEC ne donne pas de recommandation claire à ce sujet, mais la lecture que le CIRAIG en fait est que la préférence va du côté de la prise en compte de la rétroaction car, malgré l'augmentation de l'incertitude qui y est liée, cette approche est plus cohérente (les facteurs sans rétroaction considèrent en fait une rétroaction pour le CO₂ uniquement et non pour les autres gaz). Ainsi, pour le calcul des impacts sur le changement climatique à 100 ans, le CIRAIG utilise les PRCs GIEC 2013 avec rétroaction dans les études qu'il réalise.

À titre indicatif, le tableau ci-dessous présente les PRCs des quatre principaux gaz à effet de serre tels que calculés dans les publications du GIEC de 2007 et 2013.

Tableau 2-15 : PRCs des principaux GES selon les derniers rapports du GIEC

Gaz à effet de serre	PRCs 100 ans			PRCs 500 ans
	Sans rétroaction ^A GIEC 2007	Sans rétroaction ^A GIEC 2013	Avec rétroaction GIEC 2013 ^B	Sans rétroaction ^A GIEC 2007
Dioxyde de carbone	1	1	1	1
Méthane biogénique	25	28	34	7.6
Méthane fossile	25 ^C	30	36	7.6 ^C
Protoxyde d'azote	298	265	298 ^D	153
PFC-14	7390	6630	7350	11200
PFC-116	12200	11100	12340	18200

A : Sans rétroaction, sauf pour le CO₂.

B : Les valeurs utilisées pour ce projet sont les valeurs du GIEC 2013, avec rétroaction.

C : Une seule valeur était donnée pour le méthane dans le rapport du GIEC de 2007, qui ne considérait pas la dégradation du méthane en CO₂ (ceci a été modifié dans le rapport de 2013).

D : Notons qu'il s'agit simplement d'un hasard que cette valeur soit exactement la même que dans le rapport de 2007.

Mentionnons que :

- Il existe un indicateur *Utilisation de l'eau* basé uniquement sur les flux d'inventaire et qui permet de comparer les volumes prélevés de l'environnement, sans donner d'information quant au dommage causé par cette utilisation. Cet indicateur n'a cependant pas été retenu pour la présente étude, car l'eau utilisée en avant-plan ne peut être agrégée avec les flux

d'eau inclus dans les données d'inventaire d'arrière-plan. En effet, la base de données *ecoinvent* (v.2.2) employée ne répertorie pas les flux d'eau de manière complète et cohérente entre les processus. Il en découlerait donc une évaluation globale potentiellement erronée.

- Ces catégories ne couvrent pas tous les impacts environnementaux possibles associés aux activités humaines. Plusieurs types d'impacts, dont le bruit, les odeurs, la qualité de l'air intérieur et les champs électromagnétiques ne font pas partie de la présente analyse. De plus, l'utilisation de l'eau n'est pas considérée par les modèles de caractérisation actuels.
- Aucune normalisation des résultats par rapport à une base de référence n'a été effectuée. De même, aucune pondération des catégories de dommage pour ramener les résultats à un score unique n'a été réalisée (voir annexe A pour plus de détail sur les notions de pondération et de normalisation).

Enfin, il est toujours important de garder à l'esprit que les résultats de l'ÉICV présentent des impacts environnementaux potentiels et non réels. Il s'agit d'expressions relatives (à l'unité fonctionnelle notamment) qui ne permettent pas de prédire les impacts finaux ou le risque sur les milieux récepteurs et le dépassement des normes ou marges de sécurité.

Une deuxième évaluation basée sur la méthode IMPACT World+ (IMPACT World+, 2015) a été réalisée en analyse de sensibilité afin de vérifier si la variabilité des modèles de caractérisation avait une influence significative sur les conclusions et donc, de tester la robustesse des résultats obtenus à partir d'IMPACT 2002+.

Tout comme pour l'inventaire, le logiciel SimaPro 8.04 a été utilisé pour faire le calcul des impacts potentiels associés aux émissions inventoriées. C'est lui qui procède à la classification des flux élémentaires entre les diverses catégories d'impact et au calcul des résultats de catégories de dommage.

2.9 Interprétation

Au-delà des résultats bruts, leur interprétation intègre tant que possible l'incertitude inhérente au modèle ACV. Cette incertitude est de deux ordres : l'incertitude sur les données d'inventaire, ainsi que l'incertitude sur les modèles de caractérisation des émissions et des ressources extraites de la biosphère en catégories d'impacts et de dommages environnementaux.

La méthodologie employée pour la comparaison des résultats en fonction des écarts significatifs, pour l'évaluation de la qualité des données d'inventaire, les contrôles de cohérence et complétude, les analyses de sensibilité et l'analyse d'incertitude sont résumées ici.

2.9.1 Analyse de l'inventaire

Les résultats d'inventaire en termes de quantités de matières et d'énergie associées à chacun des systèmes à l'étude ne sont pas présentés dans le corps de ce rapport. L'analyse exhaustive des entrants et sortants n'améliore généralement pas la compréhension des enjeux. En effet, les résultats d'inventaire (qui sont disponibles à l'annexe E) contiennent trop d'informations et ne permettent pas en soi de conclure. Pour que l'analyse de l'inventaire soit pertinente, elle doit être faite en parallèle avec l'évaluation des impacts. Ainsi, en accord avec la norme ISO 14 044, l'ÉICV est présentée et discutée au chapitre 3. Elle constitue l'interprétation des résultats d'ICV, en ayant pour but de mieux en comprendre la portée environnementale.

Une analyse de contribution, présentée à la section 3.2, permet également d'identifier les processus qui sont à la source des impacts prédominants pour chaque option. L'analyse présentée n'a pas été détaillée jusqu'aux substances contributrices pour ces processus, étant donné que l'objectif de l'étude est d'apporter une compréhension générale des options sans aller vers des applications plus spécifiques comme par exemple la reconception des contenants. Ce genre d'analyse détaillée par substance est plus pertinent lorsque l'étude vise une optimisation des processus de fabrication par exemple, mais n'a que peu d'intérêt dans le cas présent. Une analyse sommaire de la contribution des substances aux catégories d'impact est néanmoins effectuée pour vérifier qu'il n'y ait pas de résultat aberrant.

2.9.2 Écarts significatifs pour la comparaison des impacts environnementaux des systèmes

Des lignes directrices – proposées par les auteurs de la méthode IMPACT 2002+ (Humbert *et al.*, 2009) – établissent des seuils de significativité pour différentes catégories d'impact, liés à l'incertitude sur les modèles de caractérisation, en deçà desquels il n'est pas possible de conclure quant à la meilleure performance environnementale d'une option sur une autre :

- 10 % en termes de changement climatique, d'énergie non renouvelable et d'utilisation des ressources ;
- 30 % en termes d'effets respiratoires dus aux substances inorganiques, d'acidification et d'eutrophisation ;
- Un à deux ordres de magnitude en termes d'effets toxicologiques et écotoxicologiques.

En se basant sur les résultats obtenus pour les différentes options, les seuils de significativité suivants ont été employés au chapitre 3 pour interpréter les résultats basés sur les catégories de dommage utilisées comme indicateurs environnementaux :

- 10 % pour *Changement climatique et Ressources*;
- 30 % pour *Santé humaine* (car pour tous les systèmes étudiés, cette catégorie est principalement dominée par la catégorie d'impact « effets respiratoires »);
- Un à deux ordres de grandeur (x10 à x100) pour *Qualité des écosystèmes* (car pour tous les systèmes étudiés, cette catégorie est dominée par l'« écotoxicité terrestre », l'« eutrophisation aquatique » et l'« utilisation des terres », catégories d'impact mal caractérisées par les modèles actuels).

Ces lignes directrices dépendent toutefois de la corrélation entre les systèmes comparés; deux systèmes similaires présentant des écarts inférieurs à ceux exposés ci-dessus peuvent donc être considérés comme significativement différents. L'interprétation proposée au chapitre 3 prend donc en compte ces différents aspects.

2.9.3 Évaluation de la qualité des données d'inventaire

La fiabilité des résultats et des conclusions de l'ACV dépend de la qualité des données d'inventaire qui sont utilisées. Il est donc important de s'assurer que ces données respectent certaines exigences spécifiées en accord avec l'objectif de l'étude.

Selon la norme ISO, les exigences relatives à la qualité des données devraient au minimum en assurer la **validité**, ce qui est équivalent ici à leur représentativité quant à l'âge, la provenance géographique et la performance technologique. Ainsi, les données utilisées devraient être représentatives :

- De la période définie par l'unité fonctionnelle, soit 2013 (voir section 2.3) ;

- Du contexte géographique dans lequel s'inscrivent les systèmes à l'étude, soit le Québec pour l'étape d'utilisation, et l'Amérique du Nord ou l'Europe pour les étapes de production (voir sous-section 2.6.2) ;
- Des caractéristiques technologiques des processus de production des contenants de verre, d'aluminium ou de PET et des processus transport et de gestion de fin de vie de ces contenants.

Bien qu'aucune méthode particulière ne soit actuellement prescrite par l'ISO, trois critères ayant une influence sur la qualité de l'inventaire ont été choisis pour évaluer les données :

- **Fiabilité** : concerne les sources, les méthodes d'acquisition et les procédures de vérification des données. Une donnée jugée fiable est une donnée vérifiée et mesurée sur le terrain. Ce critère se réfère principalement à la quantification des flux économiques (c'est-à-dire les flux entre des processus élémentaires du système de produits).
- **Représentativité** : traite des corrélations géographique et technologique. Est-ce que l'ensemble des données reflète la réalité? Une donnée est jugée représentative lorsque la technologie est en relation directe avec le champ d'étude. Ce critère se rapporte principalement au choix des processus servant à modéliser le système.
- **Complétude** : évalue si les intrants (approvisionnement) et les extrants (émissions) des processus unitaires sont effectivement collectés et documentés.

Une description plus détaillée des critères et l'évaluation de la qualité des données sont présentées à l'Annexe D.

En parallèle à l'évaluation de la qualité des données utilisées, une estimation de la contribution des processus (c.-à-d. dans quelle mesure les processus modélisés avec ces données contribuent à l'impact global du système à l'étude) a été effectuée. En effet, une donnée de qualité inférieure peut très bien convenir dans le cas d'un processus dont la contribution est minime. Par contre, des données de bonne qualité devront être recherchées pour les processus qui influencent grandement les conclusions de l'étude. Dans le cadre de cette étude, l'analyse de contribution s'est résumée à observer l'importance relative des différents processus modélisés à l'impact potentiel global évalué pour chacune des quatre catégories de dommage mentionnées à la section 2.8.

Une discussion sur la qualité des données est présentée à la sous-section 3.3.1. Une description plus détaillée des critères et l'évaluation de la qualité des données sont présentées à l'Annexe D.

2.9.4 Contrôles de cohérence et de complétude

Le contrôle de **cohérence** tente de déterminer si les hypothèses, méthodes, modèles et données sont cohérents tout au long du cycle de vie des systèmes et entre eux. Le contrôle de **complétude** des systèmes étudiés vise quant à lui à garantir que toutes les informations et les données requises de chacune des étapes ont été utilisées et sont prêtes pour l'interprétation (ISO 14044, 2006b). Ces aspects sont discutés à la sous-section 3.3.2.

2.9.5 Analyses de sensibilité

Plusieurs paramètres utilisés lors de la modélisation des systèmes présentent une certaine incertitude, plus particulièrement liée aux hypothèses et modules de données génériques

employés. Les résultats obtenus sont liés à ces paramètres et leur incertitude est transférée aux conclusions tirées.

À partir des principaux processus/paramètres contributeurs identifiés par l'analyse de qualité des données, des analyses de sensibilité ont été effectuées sur les paramètres suivants :

- Le nombre d'utilisations des CRM;
- Les taux de pertes lors de la distribution des différents contenants;
- Le contenu en aluminium recyclé dans les contenants en aluminium;

Pour ce faire, la valeur initiale des paramètres incertains ou exclus a été changée pour des valeurs différentes quoique vraisemblables. Les conclusions et tendances de l'étude ont ensuite été réévaluées afin de tester leur robustesse vis-à-vis des paramètres sensibles.

Les analyses de sensibilité sur l'énergie nécessaire au lavage et à la stérilisation des CRM, la pasteurisation des contenants et le mélange d'approvisionnement électrique des contenants européens, présentes dans l'étude initiale, ne sont pas reproduites ici. Elles modifiaient peu les résultats et n'avaient pas d'influence sur les conclusions. Il a été vérifié que c'était toujours le cas dans cette mise à jour. Leurs résultats sont disponibles en Annexe E.

Des analyses de sensibilité ont en outre été réalisées sur :

- La méthode d'imputation pour la prise en compte des processus de recyclage;
- L'évaluation des impacts à l'aide de la méthode IMPACT World +.

Les analyses de sensibilité sont présentées à la section 3.4.

2.9.6 Analyse d'incertitude

Une analyse d'incertitude de type Monte-Carlo a été réalisée à l'aide du logiciel SimaPro 8.04 afin de tester la robustesse des résultats. Elle constitue une étude de propagation de la variabilité des données d'inventaire lors des calculs, avec un nombre d'itérations fixé à 1 000.

Sur les milliers de flux élémentaires individuels inventoriés dans les processus élémentaires des scénarios étudiés, la très grande majorité provient de la banque de données *ecoinvent*. Ceux-ci présentent pour la plupart une variabilité qui prend la forme d'une distribution *lognormale* autour de la valeur centrale spécifiée (et utilisée dans les calculs déterministes), caractérisée par son écart-type. Ces variabilités ne sont toutefois pas déterminées statistiquement à l'aide de mesures concrètes, mais estimées par l'application d'une *matrice pedigree* décrivant la qualité d'une donnée selon son origine, son mode de collecte et sa représentativité géographique, temporelle et technologique (Weidema et Suhr Wesnæs, 1996). Les facteurs originaux de la base de données *ecoinvent* n'ont pas été modifiés pour refléter le changement de contexte d'utilisation de certaines données (en Amérique du Nord pour des données créées dans un contexte européen).

De la même manière, la variabilité de la plupart des données collectées a été représentée par une distribution *lognormale*, dont l'écart-type a été estimé à l'aide de cette même *matrice pedigree*. Certaines données ont en outre été associées à une distribution statistique uniforme ou triangulaire, bornée par des valeurs minimales et maximales obtenues de la littérature. Au total, 70 % des données ont une distribution statistique associée. Les 30 % des données restantes n'ont pas d'incertitude associée et ont donc été considérées comme étant des valeurs fixes.

La simulation Monte-Carlo procède à la soustraction de deux systèmes que l'on souhaite comparer. Ainsi, les résultats indiquent la probabilité qu'une option ait des scores plus élevés que l'autre.

Les résultats de l'analyse d'incertitude sont présentés à la section 3.5. Les détails des analyses Monte-Carlo effectuées sont disponibles à l'Annexe E.

2.9.7 Analyse des évolutions entre le rapport initial et la mise à jour

Suite à l'analyse des résultats de cette étude, une discussion sur les évolutions dans les résultats entre le rapport initial et sa mise à jour a été effectuée. Elle vise à identifier l'origine des changements observés dans les résultats entre les deux études. En particulier, des changements par rapport à la hiérarchie établie en 2010 ont été mis en évidence.

2.10 Revue critique

La revue critique est une procédure utilisée afin de vérifier si l'ACV satisfait aux normes internationales. De manière générale, les revues critiques d'ACV sont facultatives, sauf lors d'affirmations comparatives divulguées au public. Les revues critiques augmentent en outre la crédibilité de l'analyse.

Parce que les résultats de cette étude doivent être divulgués publiquement et sont destinés à supporter une affirmation comparative, une revue critique a été réalisée par un comité de parties intéressées, c'est-à-dire composé d'un expert ACV et d'autres spécialistes des domaines impliqués dans l'étude.

Le comité de revue critique ayant été formé est composé de trois membres (Tableau 2-16).

Tableau 2-16 : Membres constituants du comité de revue critique

Nom	Organisme d'attache	Implication / Champ d'expertise
Bruno Gagnon	Ernst & Young	Président du comité de revue critique
François Lafortune	Lafortune Écoconseil	Réviseur
Josianne Hébert	MDDELCC	Réviseur

Conformément aux normes ISO 14 040 et 14 044 (2006a, 2006b), les objectifs de la revue critique sont d'assurer que :

- Les méthodes utilisées par le CIRAIG pour réaliser l'analyse du cycle de vie sont :
 - cohérentes avec la norme internationale ISO 14040;
 - valables d'un point de vue technique et scientifique;
 - appropriées et raisonnables par rapport à l'objectif de l'étude;
- Les interprétations du CIRAIG reflètent les limitations identifiées et l'objectif de l'étude;
- Le rapport détaillé est transparent et cohérent.

Afin de garantir la transparence du processus, les différents documents de la revue critique (rapport, commentaires et réponses du CIRAIG) seront présentés à l'Annexe F du présent rapport.

2.11 Mise à jour des données - bilan

Pour conclure ce chapitre, un bilan des modifications effectuées entre l'étude initiale et cette mise à jour est présenté dans le Tableau 2-17.

Tableau 2-17 : Bilan des modifications effectuées pour la mise à jour de l'étude

Section	Paramètre	Principales modifications effectuées lors de la mise à jour		
		Étude initiale	Mise à jour	Commentaires
Système à l'étude	Horizon temporel	2008	2013	n/a
Données primaires	Masses et volumes des CRM/CRU	Voir Tableau 2-8		Mise à jour pour les contenants présents sur le marché avec les données de masses et volumes mesurées pour 2013/2014 (RECYC-QUÉBEC, 2014b). Aucune modification pour les autres contenants prospectifs.
	Nombre de réutilisation des CRM	10	15	Statistique la plus récente de RECYC-QUÉBEC.
	Taux de calcin dans le verre vert en Amérique du Nord.	75 %	50 %	Nouvelle donnée fournie par Owens-Illinois dans un contexte nord-américain. La donnée européenne n'est pas modifiée (75 % de calcin).
	Taux de récupération par la consigne	CRM verre : 95 % CRU verre : 80 % CRU alu : 66 % CRU PET : 70 %	CRM verre : 97.9 % CRU verre : 80 % CRU alu : 67 % CRU PET : 78 %	Statistiques les plus récentes de RECYC-QUÉBEC.
	Taux de récupération par la collecte sélective (CRUs uniquement)	0 % (100 % enfouissement)	6,7 % pour tous les CRU	Statistiques les plus récentes de RECYC-QUÉBEC.
	Lavage stérilisation des CRM (par CRM)	Eau : 0.77 L GN : 0.07 MJ Électricité : 0.03 kWh	Eau : 0.90 L GN : 0.17 MJ Électricité : 0.01 kWh	Nouvelles données fournies par BRQ.
Données secondaires	Donnée de production de PET	Donnée ACC	Donnée <i>ecoinvent</i>	La donnée ACC était incertaine et moins cohérente avec le choix de la base de données d'arrière-plan.
	Donnée de production d'aluminium primaire	Donnée EAA, 2008	Données basées sur les données de l'IAI (2010) et régionalisées par scénario	Statistiques plus récentes et meilleure représentativité du contexte avec les mix électriques et technologiques, ainsi que les marchés régionaux.
	Base de données en arrière-plan	<i>ecoinvent</i> 2.0	<i>ecoinvent</i> 2.2	n/a
	Mix électriques	Mix 2008	Mix 2012 ou 2013	Statistiques plus représentatives du changement d'horizon temporel.
EICV	Méthode d'EICV	Méthode IMPACT 2002+ v2.05.	Méthode IMPACT 2002+ v2.15.	Cette dernière version permet notamment d'intégrer les catégories d'impact <i>Eutrophisation aquatique</i> et <i>Acidification aquatique</i> à la catégorie de dommage <i>Qualité des écosystèmes</i> .
		Méthode « IPCC 2007, 100 ans »	Méthode « IPCC 2013, 100 ans »	Facteurs de PRCs les plus récents, avec rétroaction.

3 Résultats et discussion

Ce chapitre présente les résultats de l'évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV) des contenants de bière, incluant les analyses de sensibilité et d'incertitude, ainsi que les principales limites de l'étude et recommandations. Tous les résultats se réfèrent à l'unité fonctionnelle décrite à la section 2.3.

Les résultats bruts de l'ÉICV sont disponibles à l'Annexe E.

3.1 Résultats de l'analyse comparative

Le principal objectif de l'étude était de comparer les impacts environnementaux potentiels des différents contenants de bière sur leur cycle de vie complet. Les sections suivantes présentent les résultats de cette analyse comparative.

3.1.1 Tableau récapitulatif

Les principaux résultats de l'analyse comparative sont synthétisés au Tableau 3-1, sous formes absolue et relative, la référence étant dans ce cas le CRM. Pour les CRU en verre, seule la moyenne des scores de dommage calculés pour chacun des cinq scénarios (selon leur provenance) y est présentée. Pour les CRU canettes en aluminium, les résultats varient de manière importante selon la provenance, une distinction est faite entre le scénario de canette en aluminium québécoise et les quatre autres canettes (dont seule la donnée moyenne est présentée dans le tableau).

Tableau 3-1 : Tableau récapitulatif des résultats (IPCC 2013 & IMPACT 2002+)

Damage	Unité	CRM	CRU verre (moyenne)	CRU alu canette (Québec)	Autres CRU alu canette (moyenne)	CRU aluminium bouteille	CRU PET
Changement climatique	g eq. CO ₂ / UF	71	232	62	124	227	154
	<i>Relatif</i>	<i>1.0</i>	<i>3.2</i>	<i>0.9</i>	<i>1.7</i>	<i>3.2</i>	<i>2.2</i>
Ressources	MJ primaire/ UF	1.1	3.7	0.6	2.0	3.3	3.9
	<i>Relatif</i>	<i>1.0</i>	<i>3.4</i>	<i>0.8</i>	<i>1.8</i>	<i>3.0</i>	<i>3.6</i>
Santé humaine	E-07 DALY/ UF	0.5	2.6	0.6	1.2	2.2	2.0
	<i>Relatif</i>	<i>1.0</i>	<i>5.1</i>	<i>1.3</i>	<i>2.3</i>	<i>4.4</i>	<i>3.9</i>
Qualité des écosystèmes (*)	PDF*m ² *an/ UF	0.02	0.06	0.04	0.05	0.09	0.04
	<i>Relatif</i>	<i>1.0</i>	<i>2.4</i>	<i>1.8</i>	<i>2.0</i>	<i>3.7</i>	<i>1.6</i>

(*) Écarts trop faibles pour être jugés significatifs

Concernant la catégorie de dommage *Qualité des écosystèmes*, les écarts entre les résultats de chaque contenant sont jugés trop faibles pour être significatifs (un écart relatif inférieur à un facteur 10 au minimum n'est pas considéré comme significatif au vu des incertitudes liées à cette catégorie). La comparaison va donc se concentrer sur les trois premières catégories de dommage.

La hiérarchie suivante peut être établie sur la base des catégories de dommage *Changement climatique*, *Ressources* et *Santé humaine*, du contenant générant les impacts potentiels les plus faibles aux plus élevés :

1. CRM bouteille en verre;
CRU canette en aluminium du Québec ;
2. Autres CRU canettes en aluminium;
3. CRU bouteille en PET;
CRU bouteilles en verre ;
CRU bouteille en aluminium.

Le CRM et le CRU canette en aluminium du Québec apparaissent comme les deux options présentant les scores les plus favorables. Il n'est plus possible de les distinguer car leurs résultats sont trop proches ou la hiérarchie varie selon la catégorie considérée. Rappelons que le système de la canette en aluminium du Québec représente un scénario prospectif et fait l'hypothèse que l'aluminium est produit au Québec. Les autres CRU canettes en aluminium sont ensuite classés en deuxième position. La hiérarchie entre les CRU bouteille en PET, bouteille en aluminium et bouteilles en verre n'étant pas la même selon les trois catégories de dommage ou les résultats n'étant pas significativement différents, il n'est pas possible de conclure laquelle de ces options est préférable. Ils prennent donc la troisième place.

Cette première hiérarchie est néanmoins nuancée par les résultats des analyses de sensibilité et d'incertitude présentées respectivement dans les sections 3.4 et 3.5. Un bilan de l'interprétation est présenté à la section 3.6.

3.1.2 *Changement climatique*

Les scores pour la catégorie de dommage *Changement climatique* sont calculés à partir du potentiel de réchauffement global (PRC) de chaque gaz à effet de serre (GES) émis au cours du cycle de vie des produits à l'étude. Outre le dioxyde de carbone (CO₂), ces GES incluent notamment le méthane (CH₄), le protoxyde d'azote (N₂O) ainsi que divers chlorofluorocarbones (CFC). La méthode d'évaluation des impacts du GIEC, IPCC 2013, avec évaluation des PRC sur 100 ans a été employée. Il faut noter que les émissions de CO₂ de source biogénique n'ont pas été considérées, comme le recommande le GIEC. Les résultats, illustrés à la Figure 3-1, sont exprimés en grammes en équivalent CO₂ (g eq. CO₂). Les traits en pointillés indiquent les valeurs moyennes respectives des CRU en verre et canettes en aluminium autres que celle du Québec.

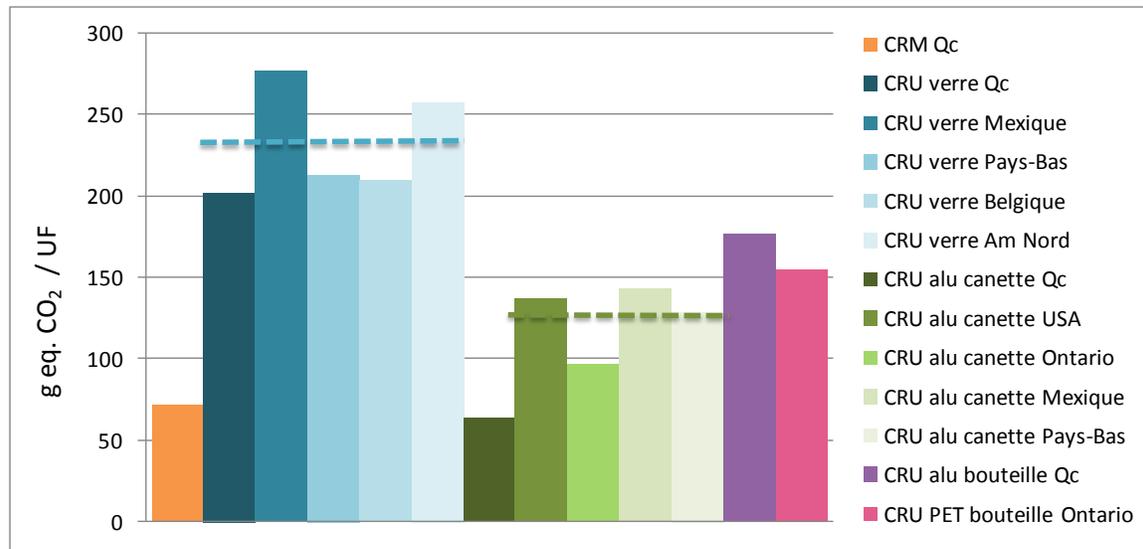


Figure 3-1 : Comparaison des contenants pour la catégorie de dommage *Changement climatique* (IPCC, 2013).

Avec 71 g eq. CO₂ par UF, le CRM apparaît clairement favorable aux autres options pour la catégorie de dommage *Changement climatique*, à l'exception du CRU canette en aluminium du Québec, dont le score est de 63 g eq. CO₂ par UF. L'écart est suffisant pour statuer que le CRU canette en aluminium du Québec est l'option la plus favorable dans cette catégorie. Les CRU en verre génèrent de 2,8 à 3,9 fois plus de GES que le CRM, selon leur provenance, la moyenne étant de 232 g eq. CO₂ par UF. Pour les CRU canettes en aluminium autres que le scénario de canette québécoise, leur score relatif par rapport au CRM est de l'ordre de 1,4 à 2,0 fois celui de ce dernier, avec une moyenne de 126 g eq. CO₂ par UF. Dans cette catégorie, les CRU canettes en aluminium sont préférables aux CRU bouteilles en verre, quelque soit la provenance.

La bouteille en aluminium québécoise apparaît générer les émissions de GES plus importantes que les canettes (176 g eq. CO₂ par UF), du fait de sa masse 2,6 à 3,2 fois plus grande que les canettes, à volume égal.

La bouteille en PET émet quant à elle 154 g eq. CO₂ par UF, soit 2,2 fois plus que le CRM ou le CRU canette en aluminium. Son score la situe comme légèrement plus impactant que la moyenne des CRU canettes en aluminium, avec un score proche de celui des canettes des États-Unis ou du Mexique.

Tableau 3-2 : Résultats de l'analyse comparative - *Changement climatique (IPCC 2013)*

Dommage	Unité	CRM	CRU verre						CRU alu bouteille	
			Qc	Mexique	Pays-Bas	Belgique	Am Nord	Moyenne		
Changement climatique	g eq. CO ₂ / UF	71	202	277	213	210	258	232	176	
	Relatif	1.0	2.8	3.9	3.0	2.9	3.6	3.2	2.5	
	Unité	CRM	CRU alu canette Qc	Autres CRU canettes en aluminium					CRU PET	
				USA	Ontario	Mexique	Pays-Bas	Moyenne		
		g eq. CO ₂ / UF	71	63	137	97	143	129	126	154
		Relatif	1.0	0.9	1.9	1.4	2.0	1.8	1.8	2.2

3.1.3 Ressources

La catégorie de dommage *Ressources*, évaluée à l'aide de la méthode IMPACT 2002+, englobe la consommation d'énergie non renouvelable (pétrole, gaz naturel et charbon principalement) et l'extraction de minerai. Les résultats, illustrés à la Figure 3-2, sont exprimés en mégajoules d'énergie primaire (MJ primaire). Les traits en pointillés indiquent les valeurs moyennes respectives des CRU en verre et canettes en aluminium autres que celle du Québec.

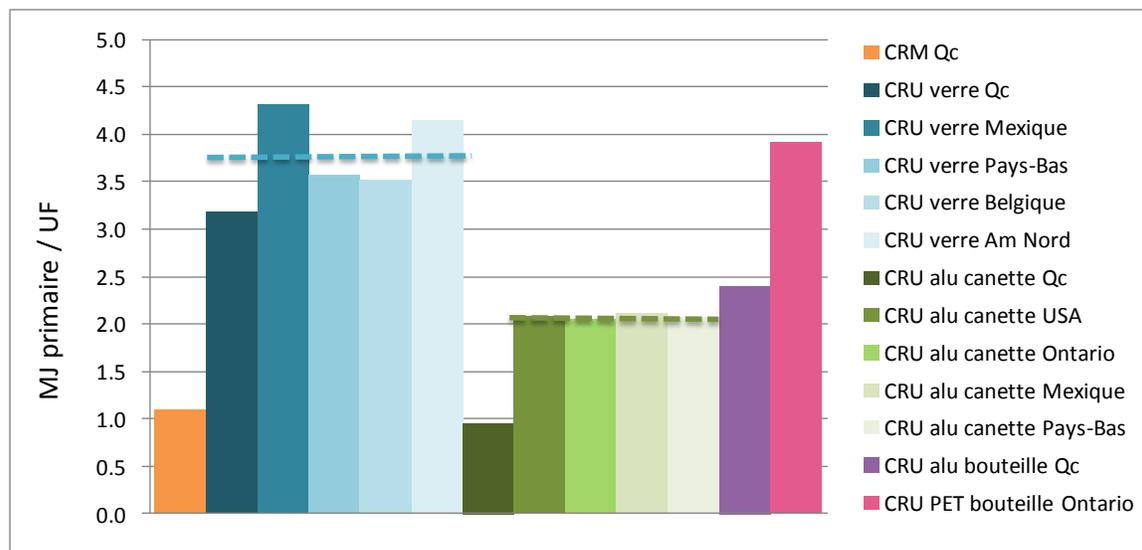


Figure 3-2 : Comparaison des contenants pour la catégorie de dommage *Ressources* (IMPACT 2002+).

La plupart des tendances observées pour la catégorie de dommage *Changement climatique* se répètent pour la catégorie *Ressources*. Avec respectivement 1,1 et 1,0 MJ primaire par UF, les CRM et les CRU canettes en aluminium du Québec apparaissent à nouveau favorables aux autres options. Les CRU en verre requièrent 2,9 à 3,9 fois plus de ressources que le CRM, selon leur provenance, la moyenne étant de 3,7 MJ primaire par UF (soit 3,4 fois plus que les CRM).

Le score relatif des CRU canettes en aluminium autres que l'option québécoise est de 1,9 fois supérieur à celui du CRM, avec une moyenne de 2,1 MJ primaire par UF. La bouteille en

aluminium du Québec apparaît légèrement moins favorable que les canettes, avec un score de 2,4 MJ primaire par UF.

Le CRU en PET requiert quant à lui 3,9 MJ primaire par UF, soit 3,6 fois plus que le CRM ou le CRU canette du Québec. Il se situe dans le même ordre de grandeur que les CRU en verre.

Tableau 3-3 : Résultats de l'analyse comparative - Ressources (IMPACT 2002+)

Dommage	Unité	CRM	CRU verre						CRU alu bouteille	
			Qc	Mexique	Pays-Bas	Belgique	Am Nord	Moyenne		
Ressources	MJ prim. / UF	1.1	3.2	4.3	3.6	3.5	4.1	3.7	2.4	
	<i>Relatif</i>	<i>1.0</i>	<i>2.9</i>	<i>3.9</i>	<i>3.3</i>	<i>3.2</i>	<i>3.8</i>	<i>3.4</i>	2.2	
	Unité	CRM	CRU alu canette Qc	Autres CRU canettes en aluminium					CRU PET	
				USA	Ontario	Mexique	Pays- Bas	Moyenne		
		MJ prim. / UF	1.1	1.0	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1	3.9
		<i>Relatif</i>	<i>1.0</i>	<i>0.9</i>	<i>1.9</i>	<i>1.9</i>	<i>1.9</i>	<i>1.9</i>	<i>1.9</i>	3.6

3.1.4 Santé humaine

Les résultats de la catégorie de dommage *Santé humaine*, évalués à l'aide de la méthode IMPACT 2002+, recourent les impacts de nature toxicologique (substances cancérigènes et non cancérigènes) et respiratoire (substances inorganiques et organiques issues de l'oxydation photochimique) ainsi que ceux issus des radiations ionisantes et de la destruction de la couche d'ozone. Les résultats, illustrés à la Figure 3-3, sont exprimés en fraction de *Disability-adjusted life years* (E-07 DALY). Les traits en pointillés indiquent les valeurs moyennes respectives des CRU en verre et canettes en aluminium autres que celle du Québec.

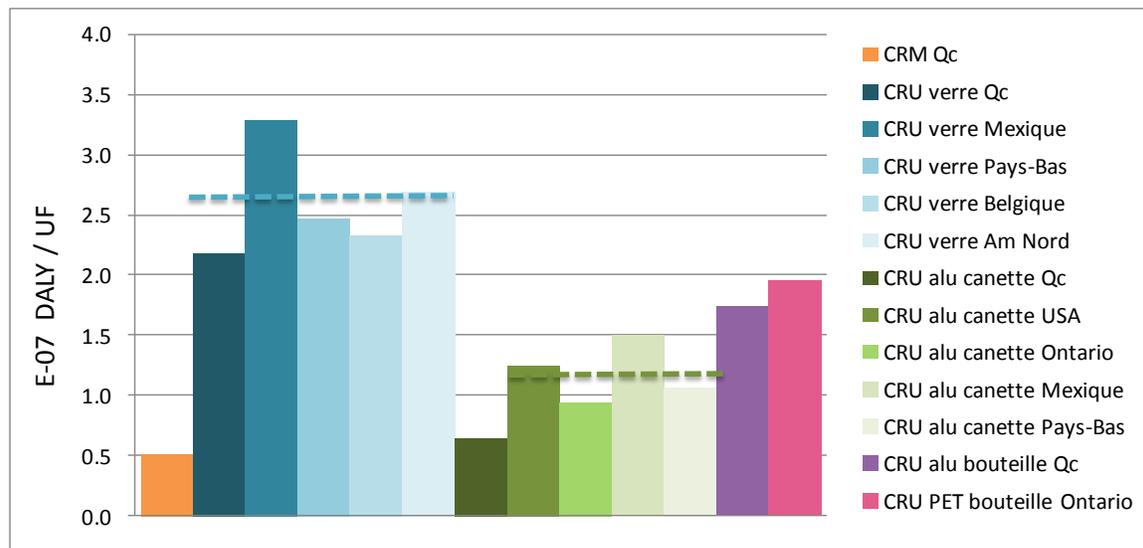


Figure 3-3 : Comparaison des contenants pour la catégorie de dommage *Santé humaine* (IMPACT 2002+).

À l'inverse des deux précédentes catégories, le CRM apparaît causer moins d'impact dans la catégorie *Santé humaine* que le CRU canette en aluminium du Québec. L'écart entre les options n'est cependant pas significatif. Le score du CRM est aussi inférieur à toutes les autres options de CRU. Les CRU en verre ont un score 4,3 à 6,5 fois plus élevé que le CRM, selon leur provenance, et ceux en canettes d'aluminium (à l'exception de l'option québécoise) des scores 1,8 à 2,9 fois plus élevés. La bouteille en PET et la bouteille en aluminium se situent entre les CRU bouteilles en verre et ceux canettes en aluminium. Leur écart n'est néanmoins pas significatif avec la canette la plus impactante, ni avec la bouteille en verre la moins impactante. Le score de la bouteille en PET et de la bouteille en aluminium équivalent respectivement à 3,9 fois et 3,4 fois celui du CRM. L'écart entre ces deux options n'est pas significatif.

Tableau 3-4 : Résultats de l'analyse comparative - *Santé humaine* (IMPACT 2002+)

Domage	Unité	CRM	CRU verre						CRU alu bouteille
			Qc	Mexique	Pays-Bas	Belgique	Am Nord	Moyenne	
Santé humaine	E-07 DALY/UF	0.5	2.2	3.3	2.5	2.3	2.7	2.6	1.7
	Relatif	1.0	4.3	6.5	4.8	4.6	5.3	5.1	3.4
	Unité	CRM	CRU alu canette Qc	CRU aluminium (canette)					CRU PET
				USA	Ontario	Mexique	Pays-Bas	Moyenne	
	E-07 DALY/UF	0.5	0.6	1.2	0.9	1.5	1.1	1.2	2.0
	Relatif	1.0	1.3	2.5	1.8	2.9	2.1	2.3	3.9

3.1.5 Qualité des écosystèmes

Les impacts pour la catégorie de dommage *Qualité des écosystèmes*, évalués à l'aide de la méthode IMPACT 2002+, incluent les impacts d'écotoxicité aquatique et terrestre, l'acidification et eutrophisation terrestre, l'acidification et eutrophisation aquatique, ainsi que l'occupation des terres. Cette catégorie est la moins fiable des catégories de dommage disponibles, en raison de l'incertitude des modèles de transfert et de disponibilité des polluants dans les différents milieux naturels. Seuls des écarts importants (un à deux ordres de grandeur, soit un facteur 10 à 100) entre les options peuvent donc être jugés significatifs. Les résultats sont exprimés en fraction d'espèces potentiellement disparues sur une surface donnée et pendant un an (PDF*m²*an).

Le Tableau 3-5 présente cependant les résultats calculés pour cette catégorie, à titre indicatif. Si les options en aluminium semblent moins avantageuses dans cette catégorie que pour les trois précédentes, les écarts entre les options sont jugés trop faibles pour pouvoir conclure qu'un type de contenant est moins dommageable qu'un autre avec un degré de confiance suffisant.

Tableau 3-5 : Résultats de l'analyse comparative - Qualité des écosystèmes (IMPACT 2002+)

Dommage	Unité	CRM	CRU verre						CRU alu bouteille
			Qc	Mexique	Pays-Bas	Belgique	Am Nord	Moyenne	
Qualité des écosystèmes	PDF*m ² *an / UF	0.025	0.055	0.062	0.061	0.053	0.061	0.058	0.085
	Relatif	1.0	2.2	2.5	2.5	2.2	2.5	2.4	3.4
	Unité	CRM	CRU alu canette Qc	CRU aluminium (canette)					CRU PET
				USA	Ontario	Mexique	Pays-Bas	Moyenne	
	PDF*m ² *an / UF	0.025	0.042	0.049	0.045	0.048	0.051	0.048	0.041
	Relatif	1.0	1.7	2.0	1.8	1.9	2.0	1.9	1.6

Parmi les catégories d'impact problème contribuant à la catégorie de dommage *Qualité des écosystèmes* (i.e. écotoxicité aquatique, écotoxicité terrestre, acidification terrestre, occupation des terres, acidification aquatique et eutrophisation aquatique), les trois catégories les moins incertaines sont celles reliées à l'acidification (terrestre ou aquatique) et à l'eutrophisation. Les résultats sont présentés pour ces trois catégories « problème » dans le Tableau 3-6.

Le CRM et le CRU canette en aluminium du Québec présentent pour les catégories *Acidification terrestre* et *Acidification aquatique* des scores inférieurs d'au moins 30 % aux autres options de CRU à l'étude. Leur première place dans la hiérarchie est donc confirmée pour cette catégorie. Les CRU bouteilles en verre sont quant à eux l'option la moins favorable dans ces catégories. Le CRU bouteille en PET et celui bouteille en aluminium présentent un impact légèrement supérieur à celui des canettes en aluminium autres que celle du Québec.

Dans la catégorie *Eutrophisation terrestre*, les canettes en aluminium apparaissent générer considérablement plus d'impacts que les autres options. Cependant, tel que discuté dans le rapport initial, une importante incertitude existe sur l'émission de phosphore associée au processus de production des canettes en aluminium (voir annexe E pour l'analyse de sensibilité sur les émissions de phosphore). Il n'est donc pas possible de conclure clairement pour cette catégorie sur la hiérarchie des CRU.

Tableau 3-6 : Résultats de l'analyse comparative – Acidification et eutrophisation (IMPACT 2002+)

Problème	Unité	CRM	CRU verre						Moyenne	CRU alu bouteille
			Qc	Mexique	Pays-Bas	Belgique	Am Nord			
Acidification terrestre	kg SO ₂ eq / UF	1.3E-03	5.7E-03	8.1E-03	6.6E-03	6.5E-03	6.6E-03	6.7E-03	2.8E-03	
	<i>Relatif</i>	1.0	4.4	6.2	5.1	5.0	5.1	5.1	2.1	
	Unité	CRM	CRU alu canette Qc	Autres CRU canettes en aluminium					Moyenne	CRU PET
				USA	Ontario	Mexique	Pays-Bas			
	kg SO ₂ eq / UF	1.3E-03	1.1E-03	2.2E-03	1.6E-03	2.5E-03	2.1E-03	2.1E-03	2.4E-03	
<i>Relatif</i>	1.0	0.8	1.7	1.2	1.9	1.6	1.6	1.9		
Problème	Unité	CRM	CRU verre						Moyenne	CRU alu bouteille
			Qc	Mexique	Pays-Bas	Belgique	Am Nord			
Acidification aquatique	kg SO ₂ eq / UF	3.3E-04	1.6E-03	2.4E-03	1.8E-03	1.8E-03	2.0E-03	1.9E-03	9.8E-04	
	<i>Relatif</i>	1.0	4.8	7.5	5.5	5.5	6.0	5.9	3.0	
	Unité	CRM	CRU alu canette Qc	Autres CRU canettes en aluminium					Moyenne	CRU PET
				USA	Ontario	Mexique	Pays-Bas			
	kg SO ₂ eq / UF	3.3E-04	3.8E-04	8.5E-04	5.8E-04	1.0E-03	7.2E-04	7.9E-04	7.1E-04	
<i>Relatif</i>	1.0	1.2	2.6	1.8	3.1	2.2	2.4	2.2		
Problème	Unité	CRM	CRU verre						Moyenne	CRU alu bouteille
			Qc	Mexique	Pays-Bas	Belgique	Am Nord			
Eutrophisation aquatique	kg PO ₄ eq/ UF	1.5E-05	2.5E-05	3.1E-05	3.4E-05	3.3E-05	3.4E-05	3.1E-05	4.9E-05	
	<i>Relatif</i>	1.0	1.7	2.1	2.3	2.2	2.3	2.1	3.2	
	Unité	CRM	CRU alu canette Qc	Autres CRU canettes en aluminium					Moyenne	CRU PET
				USA	Ontario	Mexique	Pays-Bas			
	kg PO ₄ eq/ UF	1.5E-05	1.5E-03	1.5E-03	1.5E-03	1.5E-03	1.5E-03	1.6E-03	1.5E-03	2.3E-05
<i>Relatif</i>	1.0	99.3	100.5	100.0	100.2	108.1	102.2	1.5		

3.2 Résultats de l'analyse de contribution

L'objectif secondaire de l'étude consistait à identifier les étapes du cycle de vie des contenants de bière déterminantes du point de vue de leurs impacts environnementaux potentiels. Une analyse de contribution pour chacune des catégories de dommage a donc été réalisée de sorte à identifier les impacts associés :

- À la production des contenants, de l'extraction des matières premières au produit fini;
- Au système de fermeture : capsule en fer blanc ou bouchon en polypropylène;
- Au conditionnement
 - rinçage et remplissage des contenants;
 - stérilisation et lavage des contenants récupérés (CRM uniquement);
- Aux emballages secondaires et tertiaires

- cartons et palettes pour le transport des contenants vides;
- cartons et palettes pour le transport des contenants pleins;
- cartons et palettes pour le transport pour la récupération des contenants usagés (CRM uniquement);
- Aux transports
 - des contenants vides du producteur au brasseur;
 - des contenants pleins du brasseur au détaillant;
 - des contenants usagés pour leur lavage (CRM uniquement);
- À la fin de vie des contenants : collecte et enfouissement des fractions non recyclées.

La Figure 3-4 et le Tableau 3-7 présentent les résultats de l'analyse de contribution pour la catégorie *Changement climatique*. Les résultats pour les CRU verre et pour les CRU canettes en aluminium autres que celle du Québec ont été moyennés tel que présenté dans la section 3.1.

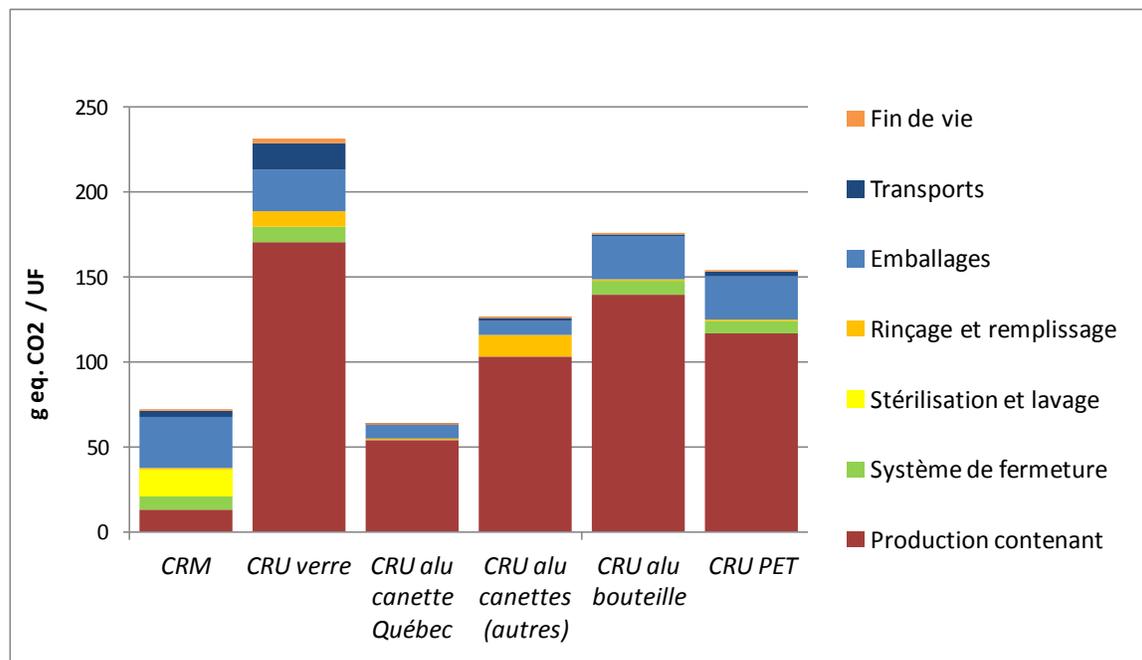


Figure 3-4 : Contribution pour la catégorie *Changement climatique* par étape du cycle de vie des contenants (IPCC 2013).

L'analyse de contribution pour la catégorie *Changement climatique* montre que l'étape de production des contenants est l'étape dominante du point de vue des impacts environnementaux potentiels générés par les CRU.

La contribution aux dommages des CRM est en revanche répartie entre les étapes de production du contenant, de lavage et stérilisation et de production des emballages secondaires et tertiaires. La faible contribution de l'étape de production du contenant en comparaison aux CRU provient du fait grâce à la réutilisation du CRM, seulement 1/15 de contenant doit être produit pour remplir l'unité fonctionnelle. Le plus grand score en absolu des emballages dans le profil des CRM provient du fait que davantage de cartons sont requis pour les CRM (des cartons additionnels sont nécessaires pour la collecte des CRM). La contribution relative de l'étape de conditionnement dans le profil des CRM est non négligeable (22 %), à cause de l'étape de lavage

et stérilisation des contenants. Cependant, les données de consommation énergétique utilisées sont possiblement surestimées pour le lavage et la stérilisation des CRM récupérés⁶.

Tableau 3-7 : Résultats de l'analyse de contribution - Changement climatique (IPCC 2013)

Contenant	Production contenant	Système de fermeture	Lavage et stérilisation	Rinçage et remplissage	Emballages	Transports	Fin de vie
CRM	19 %	11 %	22 %	1.0 %	41 %	5 %	0.6 %
CRU verre	73 %	4 %	na	3.9 %	11 %	7 %	1.2 %
CRU alu canette Qc	85 %	na	na	1 %	13 %	0 %	1 %
CRU alu can. autres	82 %	na	na	10.1 %	6 %	2 %	0.4 %
CRU alu (bouteille)	79 %	5 %	na	0.4 %	15 %	0.2 %	0.7 %
CRU PET	76 %	5 %	na	0.5 %	17 %	2 %	0.8 %

Si les observations faites pour la catégorie de dommage *Changement climatique* restent globalement valables pour les catégories *Ressources* et *Santé humaine*, les résultats pour la catégorie *Qualité des écosystèmes* présentent en revanche des profils différents, en particulier pour le CRM et le CRU bouteille en PET (voir Tableau 3-8 ci-après).

Tableau 3-8 : Résultats de l'analyse de contribution - Qualité des écosystèmes (IMPACT 2002+)

Contenant	Production contenant	Système de fermeture	Lavage et stérilisation	Rinçage et remplissage	Emballages	Transports	Fin de vie
CRM	12 %	11 %	5 %	2.1 %	69 %	2 %	0.2 %
CRU verre	59 %	7 %	na	1.9 %	26 %	5 %	0.7 %
CRU alu canette Qc	84 %	na	na	1.3 %	11.7 %	0.1 %	3.1 %
CRU alu can. autres	83 %	na	na	3.4 %	10 %	1 %	2.8 %
CRU alu (bouteille)	73 %	3 %	na	0.6 %	18 %	0.1 %	5.0 %
CRU PET	57 %	1 %	na	1.3 %	38 %	2 %	0.2 %

La principale différence provient de la contribution relative des emballages secondaires et tertiaires (cartons et palettes) qui est plus importante en termes de *Qualité des écosystèmes* que pour les autres catégories. Vu l'ampleur de cette contribution, l'établissement d'un profil environnemental exact, en particulier pour les CRM (69 % des impacts proviennent des emballages), impliquerait toutefois de collecter des données plus spécifiques sur leur conditionnement et sur la nature des emballages utilisés. Pour rappel, la modélisation actuelle se base sur les données d'une seule brasserie, dont la représentativité semble raisonnable quoique pouvant être améliorée. Ces résultats sont cependant à prendre avec précaution à cause de l'incertitude reliée à la catégorie *Qualité des écosystèmes*.

L'ensemble des résultats de l'analyse de contribution est présenté à l'Annexe E.

⁶ On rappellera que la donnée provient en partie de la société BRQ (consommation d'eau, d'électricité et de gaz naturel), dont le volume traité est beaucoup plus faible que celui des principaux brasseurs québécois, et en partie de la banque de données suisse BUWAL (1996) (NaOH, HCl et émissions).

3.3 Qualité, cohérence et complétude des données d'inventaire

3.3.1 Évaluation de la qualité des données d'inventaire

Les résultats de l'analyse de la qualité des données d'inventaire sont résumés à l'Annexe D du présent rapport. Ils indiquent que dans l'ensemble, les données employées pour l'analyse sont jugées acceptables.

Le Tableau 3-9 présente l'évaluation de la qualité des données pour les principaux contributeurs (contribution d'au moins 10 % dans une des quatre catégories de dommage à l'étude) des systèmes à l'étude. Les critères d'analyse sont détaillés à la sous-section 2.9.3 et dans l'Annexe D.

Tableau 3-9 : Analyse de la qualité des données pour les principaux contributeurs

Processus	Contribution	Fiabilité	Représentativité	Complétude
Production du contenant (propriétés, contenu recyclé, approvisionnement, fabrication)				
CRM Qc	1	1	1	1
CRU verre Qc	1	3	2	3
CRU verre Mexique	1	2	2	2
CRU verre Pays Bas	1	2	2	2
CRU verre Belgique	1	2	2	2
CRU verre Amérique du Nord	1	3	2	3
CRU alu Qc (canette)	1	3	2	3
CRU alu Ontario (canette)	1	2	2	2
CRU alu USA (canette)	1	2	2	2
CRU alu Mexique (canette)	1	2	2	2
CRU alu Belgique (canette)	1	2	2	2
CRU bouteille alu (Qc)	1	3	3	3
CRU bouteille PET (On)	1	3	3	3
Systèmes de fermeture (Masse, matériau, processus de fabrication, transports, fin de vie)				
Capsule (CRM)	2	2	2	2
Conditionnement				
Stérilisation et lavage des bouteilles (CRM)	1	2	2	2
Rinçage et remplissage des contenants	2	3	3	3
Emballages pour le transport (Masse, matériau, processus de fabrication)				
CRM	1	1	1	1
CRU verre	1	3	2	3
CRU canettes alu	2	2	2	2
CRU bouteille alu et PET	1	3	2	3
Transport (Distances, type de véhicule et consommation de carburant)				
<i>Cette étape ne présente de contribution élevée pour aucun des contenants à l'étude</i>				
Fin de vie (Taux de récupération, Distances et infrastructures de collecte, mode de gestion)				
<i>Cette étape ne présente de contribution élevée pour aucun des contenants à l'étude</i>				

LÉGENDE :

Contribution : (1) Très élevée (>20 %); (2) Élevée (entre 10 % et 20 %)

Fiabilité/Représentativité/Complétude : (1) Très bonne; (2) Bonne; (3) Moyenne (4) Mauvaise

Les données dont la qualité est jugée utilisable mais dont la précision pourrait être améliorée concernent principalement des scénarios de contenants prospectifs (CRU en verre du Québec ou Amérique du Nord, CRU canette en aluminium du Québec ou bouteille en aluminium du Québec, CRU bouteille en PET). Elles sont inhérentes au fait que ces scénarios sont prospectifs et concernent en particulier des hypothèses liées à leurs masses, volumes et contenus en matières recyclés. Une analyse sur le contenu en matière recyclée des contenants en aluminium est effectuée à la sous-section 3.4.3. Les principales autres données à améliorer pour augmenter la robustesse des résultats sont liées aux processus/paramètres suivants :

- Les taux de pertes lors de la distribution des différents contenants. Ce facteur est discuté en analyse de sensibilité à la sous-section 3.4.2.
- Les données utilisées pour le rinçage et remplissage des contenants. Elles ne représentent une contribution élevée (19 % au maximum) que pour quelques contenants : les CRU canettes en aluminium des USA ou du Mexique, à cause du mix électrique moins favorable dans ces régions et du plus faible impact associé à la fabrication du contenant pour les CRU en canettes d'aluminium, qui augmente la contribution relative des autres étapes. Les données pour cette étape sont néanmoins communes à tous les contenants à l'étude (CRM et CRU) et peu d'informations supplémentaires sont disponibles. Il est donc jugé que la qualité de ces données est suffisante pour l'étude.
- Les emballages pour le transport. Tel que discuté à la section 2.7, il est supposé que les emballages pour les CRU en bouteilles (de verre, d'aluminium ou de PET) sont identiques à ceux des CRM, ces différentes options de contenants ayant des caractéristiques géométriques similaires. Des données plus spécifiques aux CRU bouteille pourraient cependant être collectées pour améliorer la qualité des données. Les données étant considérées comme suffisamment représentatives, aucune collecte supplémentaire n'a été effectuée dans cette mise à jour.

Par rapport à l'étude initiale, outre la mise à jour de plusieurs informations (ex. taux de récupération des contenants), quelques éléments de modélisation ont également été améliorés, dont trois avaient été identifiés dans l'étude initiale comme limitant la robustesse des résultats :

- Modélisation de la production de la résine de PET;
- Nombre d'utilisation des CRM;
- Le processus de lavage et de stérilisation des CRM récupérés.

Pour rappel, le Tableau 2-17 présente l'ensemble des modifications apportées au modèle par rapport à l'étude initiale.

3.3.2 Contrôles de cohérence et de complétude

Tout au long de l'étude, une attention a été portée afin que les systèmes soient représentés de manière conforme à la définition des objectifs et du champ de l'étude. De plus, lors de la collecte de données et de la modélisation, la définition des frontières, les hypothèses, les méthodes et les données ont été appliquées de manière similaire à tous les systèmes. Il y a donc **cohérence** entre les systèmes étudiés au regard des sources de données, de leur précision, de leur représentativité technologique, temporelle et géographique. Pour l'analyse de base, l'approche par *cut-off* est également utilisée de manière identique pour toutes les matières recyclées en fin de vie, considérant que ces dernières font partie du cycle de vie d'autres systèmes.

La **complétude** des systèmes étudiés a été assurée grâce à une définition attentive des frontières des systèmes analysés. Lorsque des données étaient manquantes, elles ont été complétées par une collecte d'information plus approfondie ou par des hypothèses. Des analyses de sensibilité ont été effectuées pour vérifier l'effet des hypothèses et des approximations employées. En outre, toutes les données disponibles ont été intégrées au modèle.

3.4 Analyses de sensibilité

Plusieurs paramètres utilisés lors de la modélisation des systèmes présentent une certaine incertitude, plus particulièrement liée aux données utilisées, ainsi qu'aux choix méthodologiques effectués. Les résultats obtenus sont liés à ces paramètres/choix et leur incertitude influe par conséquent sur les conclusions.

Afin de tester la robustesse des conclusions face à certains paramètres, des analyses de sensibilité ont été réalisées au cours desquelles les valeurs de ces paramètres ou les choix méthodologiques ont été changés pour des valeurs/choix différents quoique vraisemblables/pertinents. L'étendue des variations que prennent alors les résultats indique l'influence des paramètres modifiés sur les conclusions ainsi que la plage dans laquelle se situent les résultats les plus probables. Les résultats détaillés de chacune de ces analyses sont présentés à l'Annexe E.

3.4.1 Nombre d'utilisations des CRM

L'objectif premier de l'étude était de comparer les impacts environnementaux potentiels des différents contenants de bière sur le marché québécois, en particulier évaluer la performance des CRM par rapport aux différents types de CRU. Or, pour remplir l'unité fonctionnelle définie à la section 2.3, il faut produire une fraction donnée de CRM qui dépend de son nombre d'utilisations.

Par défaut, la valeur de 15 utilisations par CRM a été considérée dans l'analyse, moyenne calculée par RECYC-QUÉBEC lors de ses vérifications. Toutefois, l'industrie brassicole avance parfois des valeurs plus élevées. Il est en outre vraisemblable que les micro-brasseurs réutilisent les CRM un nombre inférieur de fois que les principaux groupes brassicoles, en raison de leur incapacité logistique à collecter autant de contenants qu'ils n'en mettent sur le marché. Le nombre d'utilisations a donc été modifié pour prendre des valeurs comprises entre 2 et 20 utilisations, afin de couvrir un large intervalle de cas de figure (de probabilité variable).

Dans les graphiques ci-dessous, la courbe orange correspond au score du CRM, qui varie en fonction du nombre d'utilisations. La ligne bleu clair est celle du CRU canette en aluminium du Québec, dont le score est constant quelque soit le nombre d'utilisations du CRM. Les trois autres lignes correspondent respectivement aux scores minimum, moyen et maximum de tous les autres CRU à l'étude (bouteilles en verre, autres canettes en aluminium, bouteille en aluminium et bouteille en PET).

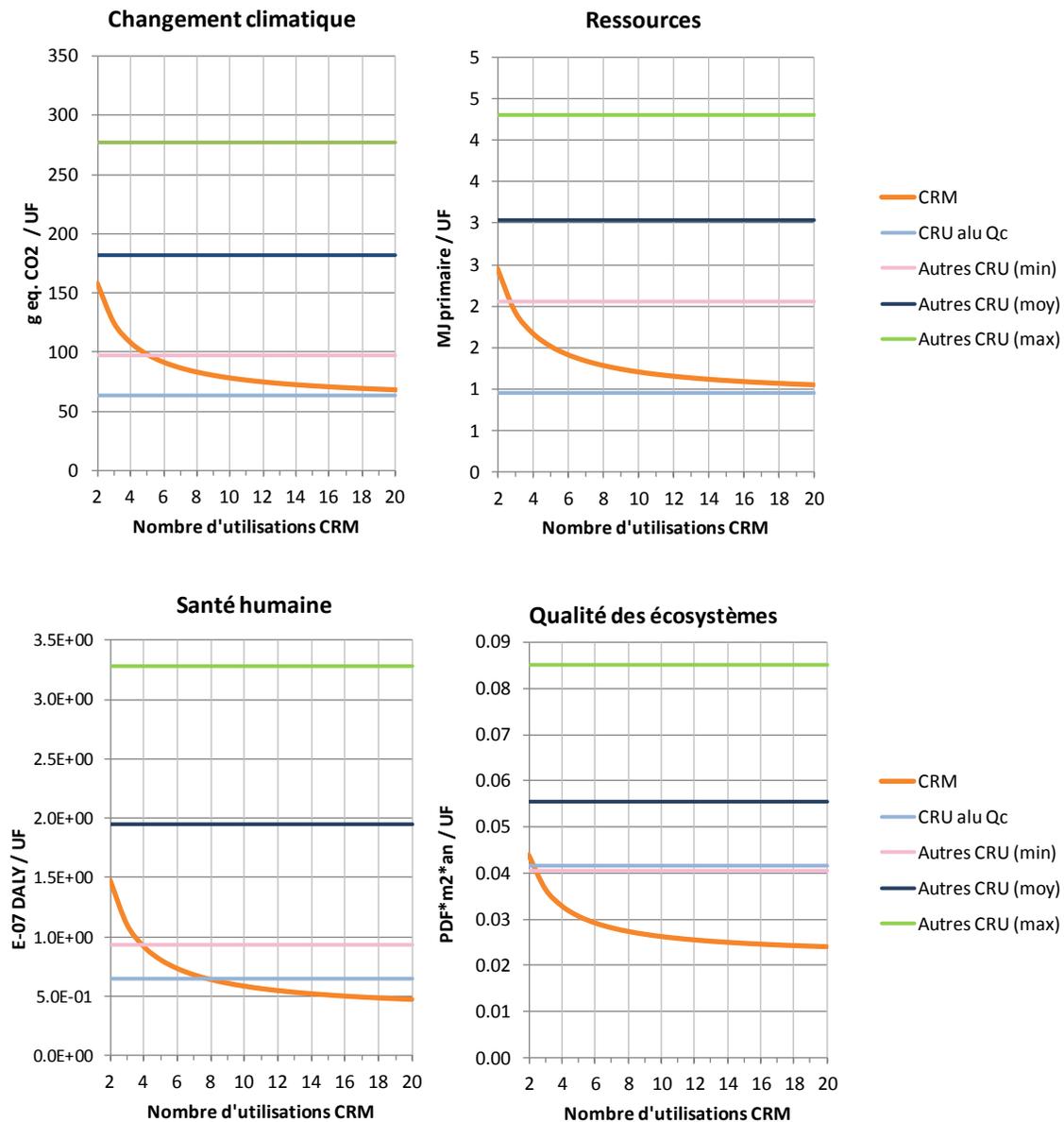


Figure 3-5 : Comparaison des résultats par catégories de dommage en fonction du nombre d'utilisations des CRM.

Comme l'illustre la Figure 3-5, le CRU canette en aluminium du Québec présente dans les catégories *Changement climatique* et *Ressources* des résultats inférieurs au CRM en verre pour des faibles ou moyens taux de réutilisations de ces derniers. Un nombre de réutilisations compris entre 16 et 20 y est nécessaire pour que les scores de ces deux scénarios soient assez proches pour ne pas être considérés comme significativement différents. Dans la catégorie *Santé humaine*, ce nombre est plus faible (environ 8 utilisations).

En excluant le CRU en aluminium du Québec, le CRM est favorable aux autres types de CRU pour tous les nombres d'utilisations supérieurs à 5. Il apparaît clairement que les plages de scores

minimums des CRU autres que la canette du Québec (ligne rose) demeurent au-dessus de la courbe représentant les CRM (courbe orange) dès quelques utilisations seulement.

Cette analyse confirme donc les résultats obtenus et la hiérarchie établie, pour tout nombre d'utilisations réaliste (soit 5 au minimum).

3.4.2 Taux de pertes lors de la distribution des contenants

Un autre paramètre ayant fait l'objet d'une hypothèse forte dans l'analyse principale concerne les taux de pertes lors de la distribution des contenants, induits par des bris lors du transport ou de la manutention. Ce paramètre a par défaut été considéré comme nul, permettant d'exclure des frontières la bière contenue.

Cette analyse de sensibilité considère différents taux de pertes selon le type de contenant (verre, aluminium ou PET). Des taux de pertes de 1 % pour l'aluminium et le PET et de 5 % pour le verre sont évalués (le verre étant un matériau plus friable). En revanche, aucune distinction n'est faite selon la provenance des produits.

On notera qu'à chaque contenant perdu, un contenant supplémentaire doit être produit et transporté jusqu'au détaillant pour remplir l'unité fonctionnelle. La bière contenue dans ces contenants brisés est également prise en compte (impacts associés à sa production et sa distribution).

Le modèle de production de la bière est tiré d'une étude grecque publiée dans une revue scientifique (Koroneos *et coll.*, 2005), qui, s'il n'est pas totalement représentatif de la bière produite en Amérique du Nord, au Mexique ou en Europe du Nord, constitue un ordre de grandeur acceptable pour cette analyse de sensibilité. Le Tableau 3-10 présente les impacts pour la production d'un litre de bière pour les différents pays importateurs (seul le mix électrique diffère entre les modélisations des différents pays de production).

Tableau 3-10 : Impacts de la production d'un litre de bière pour les différents pays importateurs

Catégorie de dommage	Unité	Production bière (Québec)	Production bière (Am Nord)	Production bière (Ontario)	Production bière (US)	Production bière (Mexique)
Santé humaine	E-07 DALY / L	897	1116	966	1131	1239
Qualité des écosystèmes	PDF*m2*an/ L	242	245	243	245	244
Changement climatique	kg eq. CO ₂ / L	221	245	226	248	249
Ressources	MJ primaire/ L	1698	2109	2130	2142	2137

La Figure 3-6 présente les résultats de l'analyse de sensibilité pour la catégorie de dommage *Changement climatique*.

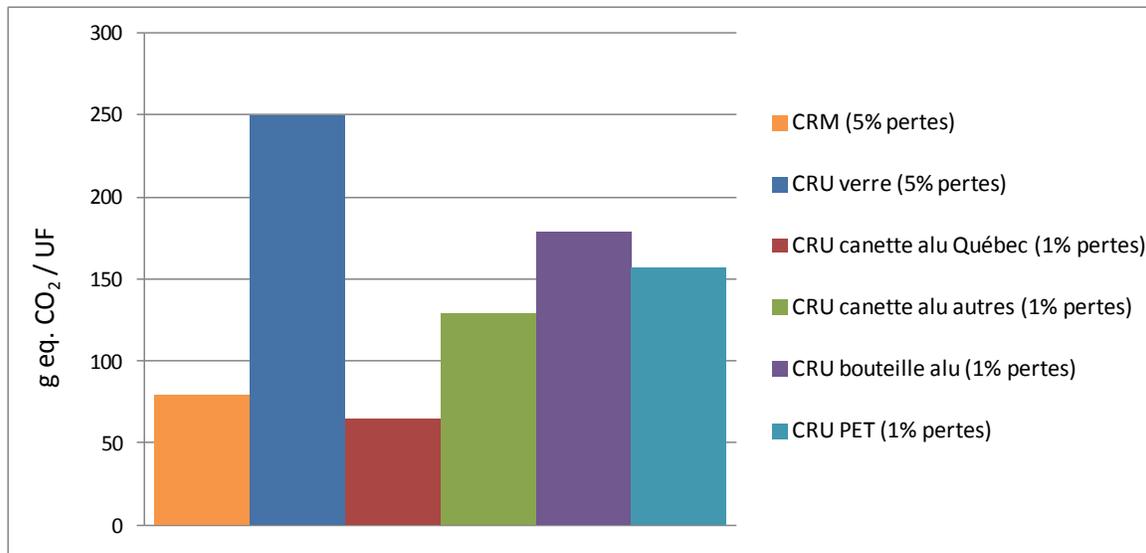


Figure 3-6 : Comparaison des résultats pour la catégorie *Changement climatique* (IPCC 2013) avec taux de pertes de 5 % pour les contenants en verre et 1 % pour les contenants en aluminium et en PET.

Ces résultats montrent qu'en considérant des taux de pertes 5 fois supérieurs pour les bouteilles en verre que pour les autres types de contenants, le CRM en verre apparaît toujours moins favorable que le CRU canette en aluminium du Québec. Il reste néanmoins préférable pour un taux de pertes de 5 % aux autres options de CRU, que ce soit les bouteilles en verre, en aluminium ou PET et les autres CRU canettes en aluminium. Entre les CRU, les conclusions ne sont pas modifiées quant aux meilleures (canettes en aluminium) ou pire options (CRU bouteilles en verre ou en aluminium). Les résultats sont similaires dans la catégorie Ressources.

Dans la catégorie *Santé humaine*, les scores sont similaires entre les CRM et les CRU canettes en aluminium du Québec en considérant des taux de pertes 5 fois supérieurs pour les bouteilles en verre que pour les autres types de contenants. Pour les autres scénarios, les résultats sont semblables à ceux de la catégorie *Changement climatique*. Les écarts n'étant pas significatifs, aucune conclusion n'est tirée pour la catégorie *Qualité des écosystèmes*.

Un taux de 10 % a été testé et est inclus dans les résultats présentés en Annexe E. Bien qu'étant une valeur vraisemblablement beaucoup trop élevée, il ne modifie pas non plus significativement les résultats. Cette analyse de sensibilité ne modifie pas la hiérarchie établie à la section 3.1.

3.4.3 Contenu en matière recyclée des contenants en aluminium

Le contenu en matière recyclée des contenants en aluminium est un paramètre sensible dans les hypothèses de l'étude. Alors que l'étude initiale utilisait un taux de 40 % (donnée fournie par RECYC-QUÉBEC, issue de l'Association Canadienne d'Aluminium), les données les plus récentes indiquent un taux moyen d'aluminium recyclé de 70 % dans les canettes de breuvage en aluminium en Amérique du Nord (AAC, 2014). Une collecte de données plus spécifique auprès de l'industrie brassicole n'a pas permis d'obtenir de valeur plus précise mais il est souligné que cette valeur peut être variable d'une année à l'autre. Le taux de 70 % est jugé comme la valeur la plus fiable pour cette mise à jour de l'étude. Cette analyse de sensibilité vise à en tester l'influence.

Trois taux de contenu recyclé sont considérés dans cette analyse : 70 % (cas de base), 55 % et 40 % (taux du rapport initial). Les résultats détaillés pour chaque valeur sont disponibles en annexe E. Le Tableau 3-11 présente les résultats de l'analyse de sensibilité pour la catégorie de dommage *Changement climatique*.

Tableau 3-11 : Résultats comparatifs pour la catégorie *Changement climatique* (IPCC 2013), en fonction du contenu recyclé en aluminium

Dommage	Contenu recyclé en aluminium	CRM	CRU canette en alu Qc			CRU canettes en alu (autres)		
		n/a	70 %	55 %	40 %	70 %	55 %	40 %
Changement climatique	g eq. CO ₂	71	63	76	89	126	152	179
	Relatif	1.0	0.9	1.1	1.2	1.8	2.1	2.5
		CRM	CRU en verre (moyenne)	CRU PET	CRU bouteille en aluminium			
	Contenu recyclé en aluminium	n/a	n/a	n/a	70 %	55 %	40 %	
	g eq. CO ₂	71	232	154	176	212	248	
	Relatif	1.0	3.2	2.2	2.5	3.0	3.5	

Ces résultats montrent que la valeur du contenu en aluminium recyclé a une influence significative sur les résultats de l'étude. Pour un taux de 40 %, le CRU en aluminium du Québec n'est plus favorable au CRM dans la catégorie *Changement climatique*. De même, les CRU canettes en aluminium autres que celle du Québec n'apparaissent plus préférables au CRU bouteille en PET. Le CRU bouteille en aluminium présente alors le score le plus élevé.

Pour les autres catégories de dommage, les tendances sont similaires à la catégorie *Changement climatique* lorsque le contenu recyclé en aluminium diminue. Le CRU canette en aluminium du Québec se distingue plus significativement du CRM et apparaît moins favorable. Les autres CRU canettes en aluminium ne sont plus significativement différentiable du CRU bouteille en PET et le CRU bouteille en aluminium obtient des scores plus élevés que tous les autres contenants pour un contenu en aluminium recyclé de 40 %.

Cette analyse de sensibilité nuance donc la hiérarchie établie à la sous-section 3.1.1. Les CRU canettes en aluminium autres que celle du Québec ne sont plus séparables des CRU bouteille en PET ou en verre pour un contenu recyclé en aluminium plus faible que celui considéré dans l'étude. La canette en aluminium du Québec apparaît quant à elle moins avantageuse que le CRM.

3.4.4 Méthode d'imputation du recyclage par extension des frontières

Comme expliqué à la section 2.5, différentes approches sont possibles pour rendre compte des impacts associés au recyclage des produits en fin de vie et à leur contenu en matière recyclée. L'approche employée par défaut dans cette étude est celle dite du *cut-off*, qui attribue les bénéfices du recyclage aux produits qui contiennent de la matière recyclée. Une analyse de sensibilité a été réalisée pour évaluer l'incidence de ce choix, en effectuant l'évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV) des contenants de bière avec une autre approche d'imputation. Celle-ci, dite de l'extension des frontières, attribue au contraire les bénéfices du recyclage aux produits recyclés en fin de vie, en considérant les impacts potentiellement évités grâce à la mise sur le marché de matière à recycler, qui permet en principe de substituer des matières vierges équivalentes.

L'utilisation de différentes méthodes d'imputation induit nécessairement des modifications dans les résultats absolus de l'ÉICV. Toutefois, l'objectif était ici de veiller à ce que les résultats comparatifs demeurent similaires. L'ensemble des résultats avec la méthode d'imputation de l'extension des frontières est disponible à l'Annexe E.

Comme l'indique le Tableau 3-12 pour la catégorie de dommage *Changement climatique*, les scores d'impacts diffèrent effectivement de ceux calculés à l'aide de la méthode du *cut-off*. Les scores des CRU en verre et ceux des CRU canettes en aluminium hors Québec augmentent alors que ceux du CRU canette en aluminium du Québec ainsi que des CRU bouteilles en aluminium et en PET diminuent. La même observation est faite pour la catégorie *Ressources*.

La hiérarchie établie par catégorie avec l'approche par *cut-off* est modifiée dans cette analyse de sensibilité. Dans les catégories *Changement climatique* et *Ressources*, les écarts sont toujours significativement différents entre le CRM et le CRU canette en aluminium du Québec pour être favorable à ce dernier. Le CRU bouteille en PET voit son score diminuer pour devenir inférieur ou similaire à celui des autres CRU canettes en aluminium selon la catégorie. Les CRU en verre sont l'option la moins favorable.

Le cas du CRU bouteille en aluminium est assez particulier, cette option apparaissant désormais préférable au CRM pour la catégorie *Changement climatique* et similaire au CRM pour la catégorie *Ressources*. Cette nette diminution du score pour le CRU bouteille en aluminium provient du choix du produit évité par son recyclage en fin de vie. Effet, alors que l'aluminium utilisé pour la production de la bouteille est considéré comme provenant du Québec, l'aluminium substitué en fin de vie a été choisi comme étant une moyenne de l'aluminium produit en Amérique du Nord, qui est plus impactante que l'aluminium québécois. Ce choix est basé sur le fait que le marché des rebuts d'aluminium n'est pas québécois mais plutôt nord-américain, conduisant à des échanges de rebuts entre le Québec et le reste du Canada et les États-Unis. Avec cette différence importante d'impacts entre les deux sources d'aluminium et le haut taux de recyclage supposé pour les bouteilles en aluminium (69 %), le bilan entre les impacts associés à la production de l'aluminium pour la bouteille et ceux crédités lors de son recyclage est négatif. Apparaît donc ici une limite liée à certaines hypothèses de l'étude, en particulier la substitution d'un aluminium nord-américain pour l'approche par extension des frontières et l'utilisation pour les CRU bouteilles en aluminium du taux de recyclage actuel pour les canettes en aluminium, donnée qui reste prospective.

Tableau 3-12 : Résultats comparatifs pour la catégorie *Changement climatique* (IPCC 2013), selon la méthode d'imputation utilisée pour le recyclage

Dommage	Méthode d'imputation	CRM	CRU verre						CRU alu bouteille
			Qc	Mexique	Pays-Bas	Belgique	Am Nord	Moyenne	
Changement climatique (g eq. CO ₂ / UF)	<i>Cut-off</i>	71	202	277	213	210	258	232	176
	Ext. frontières	72	214	300	230	227	268	248	60
	<i>Différence</i>	1 %	6 %	8 %	8 %	8 %	4 %	7 %	-66 %
	Méthode d'imputation	CRM	CRU alu canette Qc	Autres CRU canettes en aluminium					CRU PET
				USA	Ontario	Mexique	Pays-Bas	Moyenne	
	<i>Cut-off</i>	71	63	137	97	143	129	126	154
	Ext. frontières	72	52	167	127	173	172	159	119
	<i>Différence</i>	1 %	-18 %	22 %	31 %	21 %	34 %	26 %	-23 %

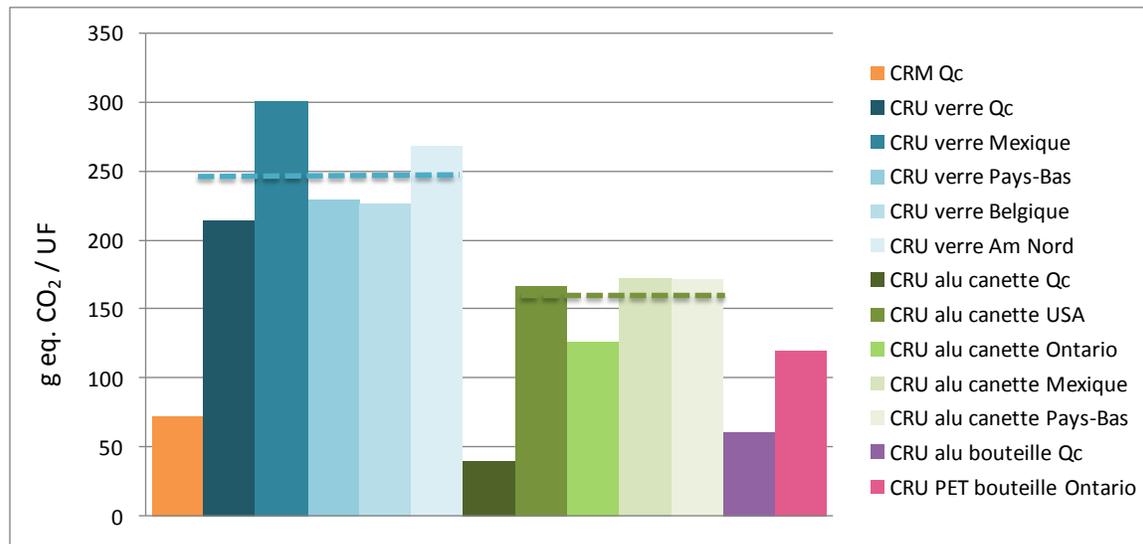


Figure 3-7 : Comparaison des résultats pour la catégorie *Changement climatique* avec la méthode d'imputation du recyclage par extension des frontières (IPCC 2013).

Les résultats pour la catégorie Santé humaine sont présentés dans le Tableau 3-13. Par rapport aux scores calculés avec la méthode par *cut-off*, les résultats des CRU canettes en aluminium, bouteille en aluminium et bouteille en PET diminuent avec la méthode d'imputation par extension des frontières. Ceux du CRM ou des CRU bouteilles en verre varient peu.

La hiérarchie établie par catégorie avec l'approche par *cut-off* est aussi modifiée pour la catégorie *Santé humaine*. Le CRU canette en aluminium du Québec reste plus défavorable que le CRM mais relativement proche. Le CRU bouteille en aluminium et le CRU bouteille en PET voient leur score diminuer pour devenir similaire à celui des autres CRU canettes en aluminium. Leurs scores sont significativement supérieurs à ceux du CRM et du CRU canette en aluminium du Québec. Les CRU en verre sont alors encore l'option la moins favorable.

Tableau 3-13 : Résultats comparatifs pour la catégorie *Santé humaine* (IMPACT 2002+), selon la méthode d'imputation utilisée pour le recyclage

Dommage	Méthode d'imputation	CRM	CRU verre						CRU alu bouteille	
			Qc	Mexique	Pays-Bas	Belgique	Am Nord	Moyenne		
Santé humaine (E-7 DALY / UF)	<i>Cut-off</i>	0.51	2.18	3.28	2.46	2.33	2.70	2.59	1.74	
	Ext. frontières	0.51	2.24	3.48	2.48	2.35	2.73	2.66	1.09	
	<i>Différence</i>	0 %	3 %	6 %	1 %	1 %	1 %	3 %	-38 %	
	Méthode d'imputation	CRM	CRU alu canette Qc	Autres CRU canettes en aluminium					CRU PET	
				USA	Ontario	Mexique	Pays-Bas	Moyenne		
		<i>Cut-off</i>	0.51	2.18	3.28	2.46	2.33	2.70	2.59	1.74
		Ext. frontières	0.51	0.60	1.53	1.22	1.78	1.36	1.47	1.17
	<i>Différence</i>	0 %	-72 %	-53 %	-50 %	-24 %	-49 %	-43 %	-33 %	

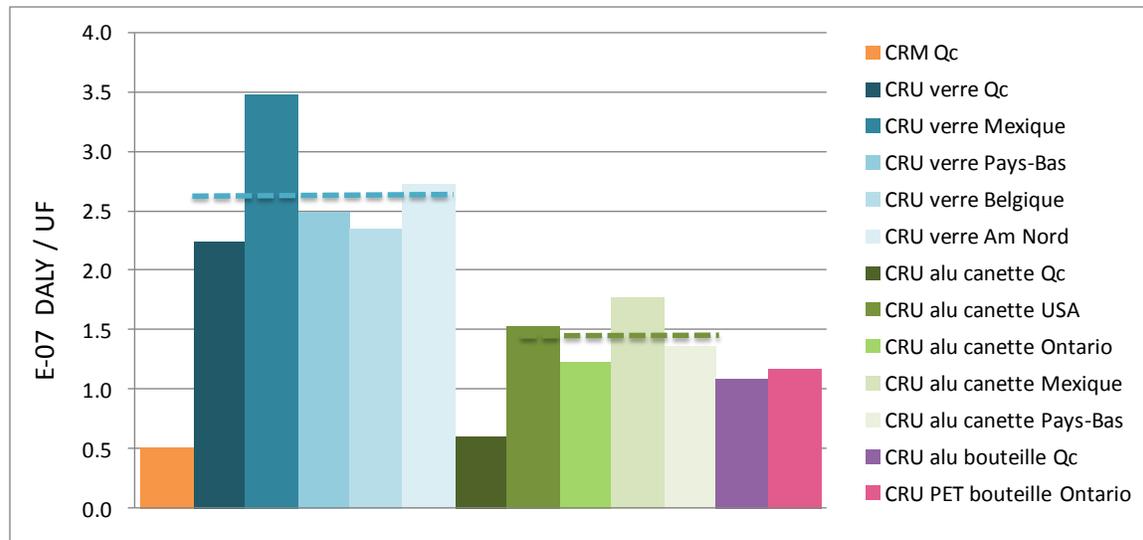


Figure 3-8 : Comparaison des résultats pour la catégorie *Santé humaine* avec la méthode d'imputation du recyclage par extension des frontières (IMPACT 2002+).

Pour la catégorie *Qualité des écosystèmes*, les modifications sont différentes, mais la hiérarchie établie reste la même que pour la méthode du *cut-off*. Néanmoins, les incertitudes reliées à cette catégorie ne permettent pas de tirer de conclusions.

Avec les résultats de cette analyse de sensibilité, la hiérarchie établie à la section 3.1 est donc modifiée pour deux options, qui représentent toutes les deux des scénarios prospectifs (CRU bouteille en aluminium et bouteille en PET).

Cette analyse confirme qu'il n'est pas possible de différencier le CRM du CRU canette en aluminium du Québec, l'option favorable étant différente selon la catégorie considérée. Pour les CRU canettes en aluminium autres que celle du Québec, le CRU bouteille en PET et le CRU bouteille en aluminium, les écarts sont significatifs avec les CRU bouteilles en verre, qui sont les options les moins favorables. Le CRU bouteille en aluminium est favorable aux CRU canette en aluminium autre que celle du Québec et au CRU bouteille en PET dans les catégories *Changement climatique* et *Ressources* mais similaire dans la catégorie *Santé humaine*. Ces options ne sont donc pas différenciées dans la hiérarchie. La problématique quant au choix de l'aluminium substitué mise en évidence par les résultats pour le CRU bouteille en aluminium vient nuancer cette hiérarchie, mais ce scénario étant prospectif, plusieurs hypothèses restent incertaines.

Cette analyse de sensibilité montre donc que le choix de la méthode d'imputation pour le recyclage nuance les conclusions de l'étude pour deux des options étudiées (scénarios prospectifs).

Tableau 3-14 : Comparaison de la hiérarchie des contenants selon la méthode d'imputation pour le recyclage

Hiérarchie des contenants	Imputation par <i>cut-off</i>	Imputation par extension des frontières
1	CRM bouteille en verre, CRU canette en aluminium du Québec	CRM bouteille en verre, CRU canette en aluminium du Québec
2	Autres CRU canettes en aluminium	Autres CRU canettes en aluminium, CRU bouteille en PET, CRU bouteille en aluminium
3	CRU bouteilles en verre, CRU bouteille en PET, CRU bouteille en aluminium	CRU bouteilles en verre

3.4.5 ÉICV avec la méthode IMPACT World+

Également dans le but de tester la robustesse des résultats, l'évaluation des impacts (ÉICV) a été réalisée une seconde fois à l'aide de la méthode IMPACT World+ 1.0, l'une des dernières méthodes internationales développées (IMPACT WORLD+, 2015). Contrairement aux méthodes nord-américaines disponibles, cette méthode propose 15 indicateurs d'impacts agrégés ensuite en deux catégories de dommage. Ceux-ci sont présentés au Tableau 3-15. Aucune régionalisation des facteurs de caractérisation n'est effectuée pour cette étude car ces facteurs ne sont pas encore disponibles, les facteurs de caractérisation utilisés étant ceux à une échelle globale. L'utilisation d'une seconde méthode dans cette analyse vise à tester une méthode plus récente et plus complète, mais encore en développement.

Tableau 3-15 : Indicateurs de la méthode IMPACT World+

Catégorie de dommage	Catégorie d'impact
Santé humaine (DALY)	Effets respiratoires organiques
	Effets respiratoires inorganiques
	Substances cancérogènes
	Substances non cancérogènes
	Destruction de la couche d'ozone
Qualité des écosystèmes (PDF*m2*an)	Acidification marine
	Occupation de terres
	Acidification des eaux douces
	Acidification terrestre
	Eutrophisation des eaux douces
	Eutrophisation des eaux marines
Santé humaine et Qualité des écosystèmes	Écotoxicité des eaux douces
	Changement climatique
	Utilisation d'eau
	Radiations ionisantes

Les principales différences entre IMPACT World+ et IMPACT 2002+ sont que :

- les impacts sur le changement climatique, et l'utilisation d'eau sont également évalués au niveau des dommages, tant sur la santé humaine que sur la qualité des écosystèmes ;
- la catégorie d'impact *Radiations ionisantes* contribue aux catégories de dommage *Santé humaine* et *Qualité des écosystèmes* (alors qu'elle ne contribuait qu'à la catégorie *Santé humaine* dans la méthode IMPACT 2002+) ;
- il n'y a pas encore de catégorie de dommage en lien avec la consommation des ressources. Ainsi, seuls deux catégories de dommage sont présentées.

Les Figure 3-9 et Figure 3-10 illustrent les résultats obtenus à l'aide de la méthode IMPACT World+ pour les deux catégories de dommage. Les résultats associés à l'utilisation d'eau ne sont pas inclus dans les deux catégories de dommage présentées car l'inventaire associé à aux consommations et rejets d'eau dans la version 2.2 de *ecoinvent* est incomplet et de ce fait fausse les résultats de ces catégories. Les résultats détaillés sont présentés à l'Annexe E. Comme pour les figures de la section 3.1, les traits en pointillés indiquent les valeurs moyennes respectives des CRU en verre et des canettes en aluminium autres que celle du Québec.

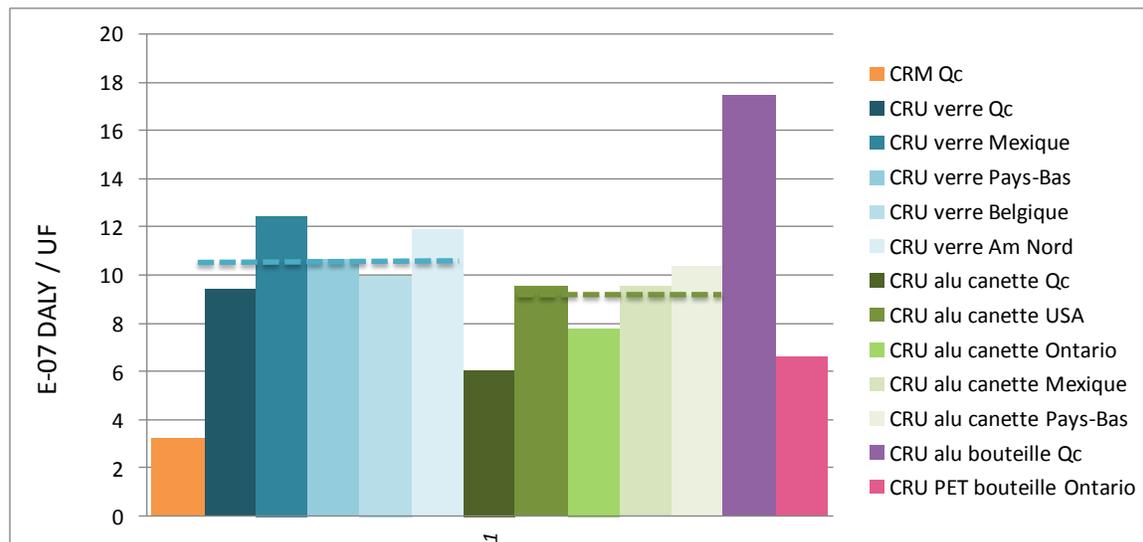


Figure 3-9 : Comparaison des résultats pour la catégorie *Santé humaine* (méthode IMPACT World+ excluant l'utilisation d'eau)

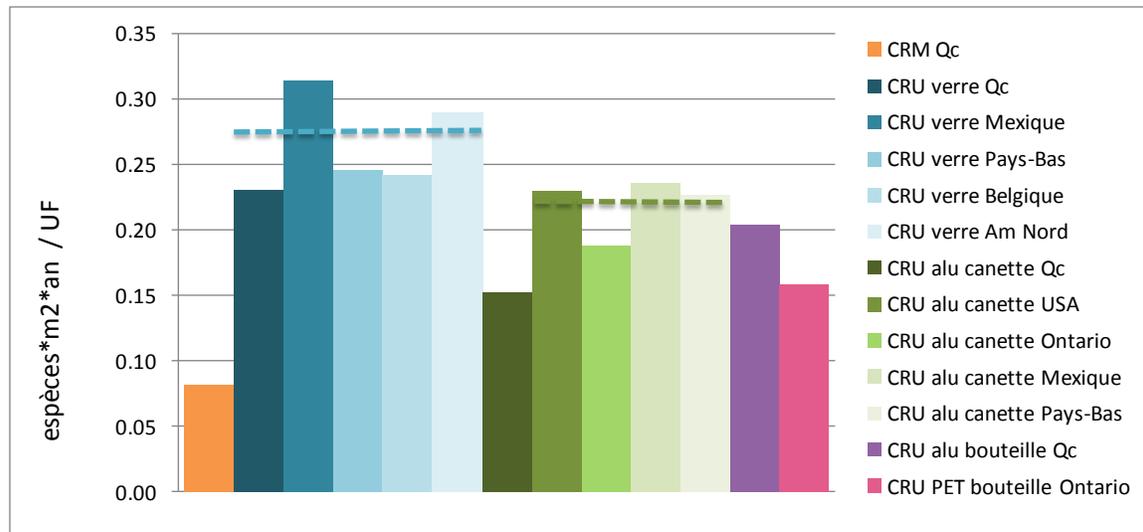


Figure 3-10 : Comparaison des résultats pour la catégorie de *Qualité des écosystèmes* (méthode IMPACT World+ excluant l'utilisation d'eau).

La hiérarchie diffère des résultats obtenus avec la méthode IMPACT 2002+. Le CRU canette en aluminium du Québec se différencie plus nettement du CRM, apparaissant comme défavorable dans les deux catégories. Les autres CRU canettes en aluminium présentent quant à eux des résultats similaires à ceux des CRU bouteilles en verre. Le CRU bouteille en aluminium est l'option avec le score le plus élevé dans la catégorie *Santé humaine* et est similaire aux CRU canette en aluminium autre que celle du Québec dans la catégorie *Qualité des écosystèmes*. Le CRU canette en aluminium du Québec et le CRU bouteille en PET présentent pour les deux catégories des scores intermédiaires entre le CRM et les autres options de CRU.

Les scores obtenus ne sont néanmoins pas jugés significativement différents pour qu'une préférence soit donnée à l'une des options par rapport aux autres, à cause des incertitudes sur les données d'inventaire et sur les modèles de caractérisation. D'un point de vue général, la plupart des impacts dans les deux catégories de dommage proviennent des émissions de gaz à effet de serre. Cependant, les impacts des canettes en aluminium sont aussi fortement influencés par l'émission de phosphore dans la production des canettes (contribuant à au moins un tiers des impacts dans la catégorie *Qualité des écosystèmes* et déjà identifiée comme incertaine) et l'émission de métaux dans les boues d'extraction de bauxite (contribuant à au moins un tiers des impacts dans la catégorie *Santé humaine*). Ces données étant incertaines ou mal caractérisées, elles incitent à relativiser les écarts entre les options. Sur l'évaluation des impacts, la documentation de cette méthode étant actuellement en cours de rédaction, il n'existe pas de seuils significatifs précis mais il est recommandé de considérer au moins un ordre de grandeur (facteur 10).

Cette analyse de sensibilité ne vient donc pas modifier les résultats de l'étude, même si elle y apporte quelques nuances. Les incertitudes liées aux modèles de caractérisation et aux substances contributrices ne permettent néanmoins pas de conclure.

3.5 Analyse d'incertitude

Une analyse d'incertitude de type Monte-Carlo a été réalisée à l'aide du logiciel SimaPro 8.04 afin de tester la robustesse des résultats. Elle constitue une étude de propagation de l'incertitude sur les données d'inventaire lors des calculs, avec un nombre d'itérations fixé à 1000.

L'analyse d'incertitude a été réalisée sur le CRM, le CRU en verre du Québec (jugé représentatif des autres CRU en verre), le CRU canette en aluminium du Québec, le CRU canette en aluminium des USA (jugé représentatif des canettes autres que celle du Québec), le CRU bouteille en aluminium du Québec et le CRU bouteille en PET. Chaque option étant comparée deux à deux. Les résultats complets sont présentés en annexe E.

1. Comparaison du CRM :

- avec les CRU en verre et la bouteille en aluminium : probabilité nulle que les CRM soient plus dommageables que ces CRU pour les quatre catégories de dommage à l'étude.
- avec les CRU bouteille en PET et canettes en aluminium des USA : probabilité comprise entre 0 % et 1 % que les CRM soient plus dommageables, selon la catégorie considérée.
- avec le CRU canette en aluminium du Québec : probabilité comprise entre 1 % (*Qualité des écosystèmes*) et 96 % (*Ressources*) que les canettes en aluminium soient moins dommageables, selon la catégorie de dommage.

Ces comparaisons confirment donc la première place du CRM dans la hiérarchie des contenants à l'étude et le fait qu'il n'est pas possible de le distinguer du CRU canette en aluminium du Québec.

2. Comparaison du CRU canette en aluminium du Québec :

- Avec les autres CRU : probabilité quasi nulle (0 % à 1 %) que les autres CRU soient moins dommageables dans les catégories *Changement climatique*, *Santé Humaine* et *Ressources*. Les résultats sont plus nuancés dans la catégorie *Qualité des écosystèmes*, mais cette catégorie reste incertaine.
- Avec le CRM : probabilité comprise entre 4 % (*Ressources*) et 99 % (*Qualité des écosystèmes*) que les canettes en aluminium soient plus dommageables, selon la catégorie de dommage.

Ces comparaisons confirment donc la première place du CRU en aluminium du Québec dans la hiérarchie des contenants à l'étude, sur la base des trois catégories de dommage considérées, au même niveau que le CRM.

3. Comparaison du CRU canette en aluminium des USA :

- Avec les autres CRU hors CRU canette en aluminium du Québec (CRU en verre du Québec, CRU bouteille aluminium et CRU bouteille PET) : probabilité quasi nulle (0 % à 21 %) que les autres CRU soient moins dommageables dans les catégories *Changement climatique*, *Santé Humaine* et *Ressources*. Les résultats sont plus nuancés dans la catégorie *Qualité des écosystèmes*, mais cette catégorie reste incertaine.

Ces comparaisons confirment donc la deuxième place du CRU canette en aluminium dans la hiérarchie des contenants à l'étude, sur la base des trois catégories de dommage considérées.

4. Comparaison du CRU en verre du Québec :

- Avec le CRM et les CRU canettes en aluminium : probabilité comprise entre 78 % et 100 % que le CRU en verre soit plus dommageable, selon la catégorie de dommage.

- Avec le CRU en PET : probabilité comprise entre 14 % (*Ressources*) et 96 % (*Qualité des écosystèmes*) que le CRU en verre soit plus dommageable, selon la catégorie de dommage.
- Avec le CRU bouteille en aluminium : probabilité comprise entre 3 % (*Qualité des écosystèmes*) et 96 % (*Ressources*) que le CRU en verre soit plus dommageable, selon la catégorie de dommage.

Ces comparaisons confirment donc la dernière place des CRU en verre dans la hiérarchie des contenants à l'étude et le fait qu'il n'est pas possible de les distinguer des bouteilles en aluminium ou en PET.

5. Comparaison du CRU bouteille en aluminium :

- Avec le CRU en PET : probabilité comprise entre 1 % (*Ressources*) et 100 % (*Qualité des écosystèmes*) que le CRU bouteille en aluminium soit plus dommageable, selon la catégorie de dommage.

Cette comparaison confirme donc la dernière place du CRU bouteille en aluminium dans la hiérarchie des contenants à l'étude le fait qu'il n'est pas possible de le distinguer du CRU bouteille en PET.

L'analyse d'incertitude sur les données d'inventaire confirme donc les résultats obtenus au niveau des dommages environnementaux et la hiérarchie établie à la sous-section 3.1.1.

3.6 Synthèse des résultats

3.6.1 Hiérarchisation des contenants

Concernant la catégorie de dommage *Qualité des écosystèmes*, les écarts entre les résultats des différentes analyses effectuées dans l'interprétation sont jugés trop faibles pour être significatifs. Aucune conclusion n'est donc établie sur la base de cette catégorie. La discussion sur la hiérarchisation des contenants se base uniquement sur les catégories de dommage *Changement climatique*, *Ressources* et *Santé humaine*.

L'analyse comparative des résultats concluait à la hiérarchie suivante : (1) CRM et CRU canette en aluminium du Québec (2) Autres CRU canettes en aluminium, (3) CRU bouteilles en verre, CRU bouteille en aluminium et CRU bouteille en PET.

L'analyse de la qualité des données a identifié parmi les principaux contributeurs les données pour lesquelles la qualité des données est jugée la moins bonne. Certaines données ne peuvent être améliorées car elles sont inhérentes aux hypothèses et scénarios prospectifs à l'étude. D'autres sont dues à un manque de données disponibles et sont discutées ou testées en analyses de sensibilité. Leur influence est considérée dans la conclusion des résultats présentée ci-dessous.

Les résultats de l'analyse d'incertitude confirment la hiérarchie issue de l'analyse comparative. Elle ne concerne néanmoins que les données d'inventaire utilisées en avant-plan ou en arrière-plan, et non des hypothèses méthodologiques, qui sont plutôt testées en analyses de sensibilité.

Les premières analyses de sensibilité sur le nombre d'utilisations des CRM et les taux de pertes confirment la validité de cette hiérarchie. Un nombre d'utilisations supérieur à 8 (la valeur retenue pour l'étude étant de 15) ne permet pas de différencier le CRM du CRU en aluminium

du Québec de façon significative pour toutes les catégories d'impacts. La prise en considération des pertes, avec des valeurs différentes entre les contenants en verre et ceux en aluminium ou en PET, ne conduit pas non plus à une distinction significative entre CRM et CRU en aluminium du Québec. Concernant les CRU en verre, ils apparaissent moins favorables aux autres CRU pour des taux de perte respectifs de 5 % et 1 %. Les analyses de sensibilité issues de l'étude initiale (sur la pasteurisation, l'énergie pour le lavage est CRM et le mix électrique pour les contenants produits en Europe) confirment elles aussi ces premières conclusions.

Néanmoins, les résultats des autres analyses de sensibilité apportent des nuances sur la hiérarchie préliminaire établie à partir de l'analyse comparative. L'analyse de sensibilité sur le contenu recyclé en aluminium dans les CRU canettes ou bouteille en aluminium indique qu'une diminution de ce taux peut modifier les résultats, en augmentant les scores de ces options (la production d'aluminium primaire ayant des impacts plus élevés que la production d'aluminium secondaire). Le choix de la méthode d'imputation pour le recyclage, en utilisant une approche par extension des frontières plutôt que par *cut-off*, nuance aussi les premières conclusions. Les CRU canettes en aluminium autres que celle du Québec n'apparaissent plus comme significativement différents des CRU bouteille en aluminium et bouteille en PET. Leur distinction dans la hiérarchie est donc remise en cause. L'analyse de sensibilité sur la méthode d'impact nuance aussi cette séparation entre les CRU canettes en aluminium et les autres CRU à l'étude. Les résultats étant trop proches pour qu'une distinction soit effectuée.

Au vu de l'analyse comparative, des analyses de sensibilité et de l'analyse d'incertitude, la hiérarchie suivante est donc finalement établie sur la base catégories de dommage *Changement climatique, Ressources et Santé humaine*, du contenant générant les impacts potentiels les plus faibles aux plus élevés :

1. CRM bouteille en verre;
CRU canette en aluminium du Québec ;
2. Autres CRU canettes en aluminium;
CRU bouteille en PET ;
CRU bouteilles en verre ;
CRU bouteille en aluminium.

Le CRM et le CRU bouteille en aluminium sont placés en première place car ils présentent des résultats proches ou changeants selon la catégorie ou les hypothèses. Ils apparaissent néanmoins toujours préférables aux autres options de contenants à l'étude. Les autres contenants ne sont pas différenciés car les conclusions à leur sujet varient selon la catégorie ou selon les hypothèses de l'étude.

Pour rappel, concernant la catégorie de dommage *Qualité des écosystèmes*, les écarts entre les résultats de chaque contenant sont jugés trop faibles pour être significatifs. Aucune conclusion n'est donc établie sur la base de cet indicateur.

3.6.2 Comparaison avec l'étude initiale

La hiérarchie des contenants est modifiée par rapport à l'étude initiale qui concluait à la hiérarchie suivante : (1) CRM, (2) CRU canettes en aluminium, (3) CRU verre, (4) CRU bouteilles en aluminium. Les CRU en PET n'étaient pas inclus dans la hiérarchie à cause de la trop grande incertitude en termes de dommages sur la santé humaine.

Même si le CRM reste l'option la moins dommageable, il n'est plus possible de la distinguer du CRU canette en aluminium du Québec. Les autres CRU canettes en aluminium ne sont ensuite

pas toujours favorables aux autres CRU. Il n'est donc pas recommandé de les différencier des CRU bouteilles en verre, bouteille en aluminium ou bouteille en PET. Toutes ces options ne sont globalement plus dissociables entre elles. Leurs résultats sont trop proches ou la hiérarchie varie selon la catégorie de dommage considérée ou selon les analyses de sensibilités.

Ce changement dans les résultats provient principalement de plusieurs facteurs :

- La modification de la donnée secondaire utilisée pour la production d'aluminium primaire, qui par le passage d'une donnée unique à une donnée régionale basée sur le marché de chaque région modifie significativement les impacts associés à la production d'aluminium primaire. Ces données régionales sont cependant plus représentatives de la production des contenants dans les différents scénarios que la donnée de l'étude initiale.
- La modification de la donnée secondaire utilisée pour la production de PET, qui modifie les impacts associés à la production de PET (augmentation des impacts par kilogramme de PET pour les catégories *Changement climatique*, *Qualité des écosystèmes* et *Ressources*; score similaire pour la catégorie *Santé humaine* et résolution de l'incertitude liée aux hydrocarbures). Cette nouvelle donnée est plus cohérente avec les autres données de l'étude.
- Le passage de la méthode d'EICV IMPACT 2002+ v2.05 à la version 2.15, qui par l'intégration des catégories de problème « Acidification aquatique » et « Eutrophisation aquatique » dans la catégorie de dommage *Qualité des écosystèmes* resserre les résultats entre les CRU en verre et les CRU canettes en aluminium. L'incertitude attachée à cette catégorie ne permet cependant toujours pas d'en tirer des conclusions.

3.7 Applications et limites de l'ACV

Cette ACV vise à comparer les impacts environnementaux potentiels des contenants de bière au Québec de sorte à fournir à RECYC-QUÉBEC une information exhaustive et documentée sur la situation. Toutes conclusions tirées de cette étude hors de son contexte original doivent être évitées.

Ses résultats pourront être utilisés pour :

- Hiérarchiser les contenants de bière présents sur le marché québécois selon leur performance environnementale globale;
- Adapter la législation de *l'Entente portant sur la consignation, la récupération et le recyclage des contenants à remplissage unique (CRU) de bière* de sorte à rendre compte de la performance environnementale de ces contenants;
- Caractériser le profil environnemental des différents produits étudiés;
- Mettre en place des mécanismes d'amélioration de la performance environnementale des différentes filières étudiées.

Les principales limites pouvant cependant être soulevées concernent :

- L'incertitude sur les facteurs de caractérisation des catégories d'impact reliées à la catégorie *Qualité des écosystèmes*, ne permettant pas de conclure dans cette catégorie;

- La complétude et la validité des données d'inventaire. En particulier,
 - l'utilisation de données secondaires provenant de bases de données ACV européennes peut influencer la validité des résultats dans un contexte nord-américain et québécois;
 - le nombre important d'estimations et d'hypothèses quant aux emballages utilisés, en particulier pour les CRU autres que les canettes, et aux distances de livraison et de collecte;
 - la consommation de produits chimiques et les émissions lors du lavage des CRM récupérés;
 - Le choix de la technologie de barrière pour les bouteilles en PET;
 - les émissions de phosphore lors de la mise en forme des canettes et les impacts sur la qualité des écosystèmes en résultant.
- La complétude et la validité de la méthode d'évaluation des impacts utilisée, entre autres parce qu'elle ne couvre pas toutes les substances inventoriées, ni tous les impacts environnementaux associés aux activités humaines. Notamment :
 - Les catégories d'impact « effets cancérigènes », « effets non-cancérigènes » et « écotoxicité » ne sont pas des mesures du risque associé aux systèmes évalués. En effet, les différentes émissions sont agrégées dans le temps et l'espace afin de constituer un inventaire dans lequel un seul flux est associé à chacune des substances répertoriées (c.-à-d. la masse totale émise par l'ensemble des processus qui la produisent). Il n'est donc pas possible de connaître le lieu, ni le moment où ont lieu les émissions et donc, d'identifier la quantité à laquelle est exposée une région donnée, l'information sur laquelle repose l'appréciation du risque pour une population donnée.
 - L'interprétation des résultats de la caractérisation ne peut se baser que sur les résultats obtenus, c'est-à-dire sur les substances pour lesquelles il existe, dans la base de données des méthodes, des facteurs de caractérisation qui convertissent les flux élémentaires inventoriés en unités d'indicateurs d'impact et de dommage. Or plusieurs flux élémentaires n'ont pu être convertis en scores d'impact puisqu'aucun facteur de caractérisation n'était disponible. Ils n'ont donc pas été considérés lors de la phase d'évaluation des impacts potentiels.
 - Contrairement à l'analyse de risque environnemental conduite dans un contexte réglementaire et qui utilise une approche conservatrice, l'ACV tente de fournir la meilleure estimation possible (Udo-de-Haes *et coll.*, 2002). En effet, l'ÉICV tente de représenter le cas le plus probable, c.-à-d. que les modèles utilisés, soit les modèles de transport et de devenir des contaminants dans l'environnement et d'effet toxique sur les récepteurs biologiques, ne tentent pas de maximiser l'exposition et le dommage environnemental (approche du pire scénario), mais bien d'en représenter un cas moyen.

Il convient enfin de rappeler que les résultats de l'ACV présentent des impacts environnementaux potentiels et non réels.

3.8 Recommandations

À la lumière des résultats et analyses de sensibilité présentés au chapitre 3, le CIRAIG recommande à RECYC-QUÉBEC de ne pas prendre position sur une hiérarchie entre les contenants pour la catégorie *Qualité des écosystèmes*.

De plus, il faut noter que les écarts relatifs entre les types de contenants peuvent varier, notamment avec l'utilisation de méthodes d'allocation différentes. Il faut donc rester prudent quant à l'utilisation directe des écarts d'impact environnemental pour la définition des nouveaux quotas de vente et d'incitatifs pour chaque type de contenant.

Des études ACV ultérieures sur le sujet nécessiteront une collaboration étroite de l'ensemble des parties intéressées, en particulier les principaux groupes brassicoles québécois, ceci afin d'augmenter la représentativité des processus de lavage, stérilisation, rinçage et remplissage, ainsi que de la logistique (emballages, modes et distances de transport pour la livraison des produits et la collecte des CRM).

Enfin, la réalisation d'une ACV spécifique sur le processus de production de PET et de verre creux au Québec permettrait d'accroître la qualité de toute étude future portant sur les contenants.

4 Conclusions

L'analyse du cycle de vie (ACV) des contenants de bière au Québec a été réalisée selon les meilleures pratiques internationales, conformément au cadre méthodologique des normes ISO 14 040 et 14 044 (ISO, 2006a; ISO, 2006b).

Elle a démontré la pertinence, au niveau environnemental, de favoriser la mise en marché de contenants en verre à remplissage multiple (CRM) par rapport aux contenants à remplissage unique (CRU) actuellement sur le marché. Pour les trois catégories de dommage sur la *Santé humaine*, le *Changement climatique* et les *Ressources*, les CRM apparaissent générer des impacts significativement inférieurs aux CRU (bouteilles en verre, canettes en aluminium, bouteilles en aluminium ou en PET), à l'exception de la canette en aluminium du Québec. Rappelons que le système de la canette en aluminium du Québec représente un scénario prospectif n'existant pas à l'heure actuelle sur le marché. Il fait l'hypothèse d'une canette produite au Québec à partir d'aluminium lui aussi produit au Québec.

L'ACV a également montré qu'il n'est pas possible de distinguer les CRU canettes en aluminium, les CRU en verre, les CRU bouteilles en aluminium et les CRU bouteilles en PET entre eux. Leurs résultats sont trop proches ou la hiérarchie varie selon la catégorie de dommage considérée ou les analyses de sensibilité, en particulier le choix de la méthode d'imputation pour le recyclage.

À la lumière des résultats et analyses de sensibilité, le CIRAIG recommande à RECYC-QUÉBEC de ne pas prendre position sur une hiérarchie entre les contenants pour la catégorie *Qualité des écosystèmes*. L'incertitude sur les facteurs de caractérisation des catégories d'impact reliées à cette catégorie ne permet pas de conclure.

La hiérarchie de performance environnementale globale des contenants de bière présentée au Tableau 4-1 a pu être établie.

Tableau 4-1 : Hiérarchie de performance environnementale des contenants de bière

Rang	Contenant	Changement climatique	Ressources	Santé humaine
1	CRM	100 %	100 %	100 %
	CRU canette en aluminium du Qc	55-89%	65-87%	118-127%
2	Autres CRU canettes en aluminium	136-239%	187-261%	185-349%
	CRU bouteilles en verre	283-416%	291-432%	430-683%
	CRU bouteille en PET	165-216%	261-358%	229-386%
	CRU bouteille en aluminium	83-247%	106-220%	213-343%

La fourchette de valeurs correspond aux écarts relatifs calculés selon les deux méthodes d'allocation et aux minimums/maximums lorsque plusieurs provenances existaient pour un même type de contenant.

Cette étude permettra à RQ de mieux documenter les incitatifs selon les types de contenants

5 Références⁷

- 2M RESSOURCES (2010). Production de calcin au Québec. Chiffrier Excel. 20/05/2010
- 2M RESSOURCES (2015). Communication personnelle avec M. Marquis. Recyclage du verre au Québec. 15/01/2015
- AA (2010). Life Cycle Impact Assessment of Aluminum Beverage Cans. PE Americas, Boston (MA). Aluminum Association (AA). Final report. 127 p.
- AA (2014). Update to the Aluminium Can LCA Study. Technical memorandum préparé par PE Americas, Boston (MA). Aluminum Association (AA).. 15 p.
- ACC (2010a). Life Cycle Inventory of 100% Postconsumer HDPE and PET Recycled Resin from Postconsumer Containers and Packaging. Franklin Associates, Prairie Village (KS). American Chemistry Council (ACC), Association of Postconsumer Plastic Recyclers (APR), National Association for PET Container Resources (NAPCOR), PET Resin Association (PETRA). Final Report. 73 p.
- ACC (2010b). Cradle-to-gate Life Cycle Inventory of Nine Plastic Resins and Four Polyurethane Precursors. Franklin Associates, Prairie Village (KS). American Chemistry Council (ACC), Plastics Division. Final Report. 572 p.
- ANONYME (2009). Taux de verre recyclé dans les bouteilles en verre vert. Donnée de l'industrie européenne - marque confidentielle
- ATHERTON, J. (2006). Declaration by the Metals Industry on Recycling Principles. International Journal of Life Cycle Assessment 12(1) p.59-60.
- BENGOA, X. (2010). Analyse du cycle de vie comparative de contenants pour le vin. Société des alcools du Québec. CIRAIG, Montréal. Rapport final. CONFIDENTIEL
- BGE (2009). Communication personnelle avec É. Darche. Génération et récupération 2008 des CRU consignés. 30/07/2009. Boissons Gazeuses Environnement
- BRASSEURS DU NORD (2010a). Visite de la brasserie. 31/03/2010.
- BRASSEURS DU NORD (2010b). Communications personnelles avec L. Urnotwski. 04/03/2010.
- BRASSEURS DU NORD (2010c) Communication personnelle avec Laura Urtnowski. Livraison et collecte des contenants de bière. 12/08/2010.
- BRQ (2010). Visite de l'usine. Lavage et stérilisation des CRM. Bouteilles Recyclées du Québec. 31/03/2010
- BRQ (2015). Communications personnelles avec N. Tremblay, Bouteilles Recyclées du Québec. Lavage et stérilisation des CRM. 29/01/2015
- BUWAL (1996) Ökoinventare für Verpackungen, Schriftenreihe Umwelt 250, Bern (CH)
- CIRAIG (2010). Analyse du cycle de vie de contenants de bière au Québec. 81p. Disponible en ligne : <http://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/Upload/publications/consigne/2010/Analyse-cycle-biere-rap.pdf>.
- CLARKE, J. (2010). Communications personnelles avec J. Clarke. 18/08/2010.
- CLASSEN, M., ALTHAUS, H.-J., BLASER, S., SCHARNHORST, W., TUCHSCHMID, M., JUNGBLUTH, N. et FAIST EMMENEGGER, M. (2007). Life Cycle Inventories of Metals. Dübendorf (CH), Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Ecoinvent report No. 10, 1945 p.

⁷ Les références de l'étude initiale sont conservées dans cette section, auxquelles les nouvelles références ont été ajoutées.

- EAA (2008). Environmental Profile Report for the European Aluminium Industry - Life Cycle Inventory data for aluminium production and transformation processes in Europe. European Aluminium Association. 84 p
- EAA (2013). Environmental Profile Report for the European Aluminium Industry - Life Cycle Inventory data for aluminium production and transformation processes in Europe. European Aluminium Association 878 p
- ECOINVENT CENTRE (2005). ecoinvent data v1.2, Final reports ecoinvent 2000 No. 1-16. Dübendorf (CH), Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- EKVALL, T. (2000). A market-based approach to allocation at open-loop recycling. Resources, Conservation and Recycling 20 p.91-109
- EXAL (2010). Communication personnelle avec B. Carthart. Production de bouteilles en aluminium. 28/07/2010. Exal Corporation
- FLANAGAN, J. et DAVIES, M. (2003). Glass Recycling - Life Cycle Carbon Dioxide Emissions. Manchester (UK), Enviros Consulting Ltd, prepared for the British Glass Manufacturers Confederation - Public Affairs Committee, 45 p
- FRISCHKNECHT, R. (2000). Allocation in Life Cycle Inventory Analysis for Joint Production. International Journal of Life Cycle Assessment 5(2) p.85-95.
- FRISCHKNECHT, R. (2010). LCI Modelling approaches applied on recycling of materials in view of environmental sustainability, risk perception and eco-efficiency. International Journal of Life Cycle Assessment 15(7) p.666-671..
- GOEDKOOP, M.J., HEIJUNGS, R., HUIJBREGTS, M., DE SCHRYVER, A., STRUIJS, J. et VAN ZELM, R. (2009). ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level, First edition Report I: Characterisation; 6 January 2009, 126 p. [en ligne]. Disponible : <http://www.lcia-recipe.net>
- HISCHIER, R. (2007a). Life Cycle Inventories of Packagings and Graphical Papers. Dübendorf (CH), Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Ecoinvent report No. 11, Part II (Plastics), 242 p.
- HISCHIER, R. (2007b). Life Cycle Inventories of Packagings and Graphical Papers. Dübendorf (CH), Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Ecoinvent report No. 11, Part IV (Packaging Glass), 68 p.
<http://oee.nrcan.gc.ca/publications/statistiques/euem03/>
- HUMBERT, S., ROSSI, V., MARGNI, M., JOLLIET, O., LOERINCIK, Y. (2009). Life cycle assessment of two baby food packaging alternatives : glass jars vs. plastic pots. International Journal of Life Cycle Assessment 14 (2) p.95 - 106.
- HYDRO-QUÉBEC (2015). Faits sur l'électricité d'Hydro-Québec : approvisionnements énergétiques et émissions atmosphériques. Hydro-Québec, disponible en ligne : <http://www.hydroquebec.com/developpement-durable/pdf/approvisionnement-energetiques-emissions-atmospheriques-2013.pdf>
- IAI (2013) Global Life Cycle Inventory Data for the Primary Aluminium Industry – 2010 Data. International Aluminium Institute, 53p.
- IAI (2015) World Aluminium statistics. Electricity consumption in 2013. En ligne : <http://www.world-aluminium.org/statistics/>
- IESO (2015). Current supply mix. Independent Electricity System Operator, disponible en ligne : <http://www.ieso.ca/Pages/Power-Data/supply.aspx>
- IMPACT WORLD+ (2015). Presentation of IMPACT World+. Online : <http://www.impactworldplus.org/en/presentation.php>. Consulté le 02/02/2015.
- IPCC (2013). Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K.

- Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp,
- ISO (2006a). ISO 14040 : Management environnemental — Analyse du cycle de vie — Principes et cadre, Organisation internationale de normalisation, 24 p.
- ISO (2006b). ISO 14044 : Management environnemental — Analyse du cycle de vie — Exigences et lignes directrices, Organisation internationale de normalisation, 56 p.
- JOLLIET, O., MARGNI, M., CHARLES, R., HUMBERT, S., PAYET, J., REBITZER, G. et ROSENBAUM, R. (2003). IMPACT 2002+ : A New Life Cycle Impact Assessment Methodology. International Journal of Life Cycle Assessment 8(6) p.324-330.
- KIM, S., HWANG, T. et LEE, K.M. (1997). Allocation for Cascade Recycling System. International Journal of Life Cycle Assessment 2(4) p.217-222.
- KLÖPFFER, W. (1996). Allocation Rule for Open-Loop in Life Cycle Assessment - A Review. International Journal of Life Cycle Assessment 1(1) p.27-31.
- KORONEOS, C., ROUMBAS, G., GABARI, Z., PAPAGIANNIDOU, E., MOUSSIOPOULOS, N. (2005). Life Cycle Assessment of Beer Production in Greece. Journal of Cleaner Production 13 p.433-439.
- MARGNI, M. (2010). Communication personnelle avec M. Margni. Facteurs de caractérisation des émissions d'hydrocarbures. CIRAIG. 28/08/2010
- MYHRE, G., SHINDELL, D., BRÉON, F.-M., COLLINS, et coll. (2013). Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. Dans : Climate Change 2013 : The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 659 p.
- OEE (2005). Enquête 2003 sur l'utilisation de l'énergie par les ménages (EUÉM). Office de l'efficacité énergétique. Ressources naturelles Canada. Disponible en ligne :
- OWENS ILLINOIS (2010a). Visite de l'usine de Montréal. Fabrication des CRM. 18/03/2010.
- OWENS ILLINOIS (2010b). Communication personnelle avec D. Vachon. Emballage et livraison des CRM. 25/03/2010.
- OWENS ILLINOIS (2015). Communication personnelle avec F. Carrier, Owens-Illinois. Production du verre au Québec et en Amérique du Nord. 07/01/2015
- PELLEGRINO, J.L., SOUSA, L. et LEVINE, E. (2002). Energy and Environmental Profile of the U.S. Glass Industry. Columbia (US), Energetics, prepared for the U.S. Department of Energy - Office of Industrial Technologies, 108 p.
- PLASTICS EUROPE (2010). Eco-profiles of the European Plastics Manufacturers. Polyethyleneterephthalate (PET) - Bottle Grade. Institut für Energieund Umweltforschung Heidelberg (IFEU). 33 p.
- RECYCAN (2010). Questionnaire de collecte de données sur la collecte des contenants de bière au Québec. Chiffrier Excel. CONFIDENTIEL.
- RECYC-QUÉBEC (2010a). Questionnaire de collecte de données sur les caractéristiques des contenants de bière au Québec. Chiffrier Excel. CONFIDENTIEL
- RECYC-QUÉBEC (2010b). Communication personnelle avec M. Rivet. Taux de recuperation des CRM. 21/03/2010
- RECYC-QUÉBEC (2010c). Communication personnelle avec D. Potelle. Production de bouteilles en PET avec technologie de barrière. 20/05/2010.
- RECYC-QUÉBEC (2014a). Questionnaire de collecte de données sur les caractéristiques des contenants de bière au Québec. Chiffrier Excel. CONFIDENTIEL
- RECYC-QUÉBEC (2014b). Communication personnelle avec J. Ginchereau. Caractéristiques des contenants de bière. 16/12/2014

- RECYC-QUÉBEC (2015a). Communication personnelle de Mario Laquerre. Note interne sur le nombre d'utilisation des contenants à usage unique. 13/01/15.
- RECYC-QUÉBEC (2015b). Communication personnelle de Mario Laquerre. Devenir des CRU non récupérés par le système de consigne. 29/06/15.
- RECYC-QUÉBEC/ÉEQ (2009). Caractérisation des matières résiduelles du secteur résidentiel et des lieux publics au Québec 2006-2009. RECYC-QUÉBEC et Éco Entreprises Québec. Rapport synthèse
- RECYC-QUÉBEC/ÉEQ (2014). Caractérisation des matières résiduelles du secteur résidentiel 2010. RECYC-QUÉBEC et Éco Entreprises Québec. Rapport synthèse. En ligne : http://www.recy-quebec.gouv.qc.ca/Upload/publications/Carac_res_2010.pdf
- RESSOURCES NATURELLES CANADA (2008) - Enquête 2007 sur les véhicules au Canada, Rapport sommaire. Chapitre 4. Véhicules lourds : camions moyens et camions lourds disponible sous <http://oee.nrcan.gc.ca/publications/statistiques/evc07/index.cfm>
- THOMPSON, M., ELLIS, R. et WILDAVSKY, A. (1990). Cultural Theory. Boulder, Westview Press.
- TOMRA (2010). Questionnaire de collecte de données sur la collecte des CRU de bière au Québec. Chiffrier Excel. CONFIDENTIEL
- UDO-DE-HAES, H.A., FINNVEDEN, G. et GOEDKOOP, M. (2002). Life-Cycle Impact Assessment: Striving towards Best Practice, Society of Environmental Toxicology & Chemist, 272 p.
- UNICAL (2010a). Information pour étude CIRAIG. Rapport. CONFIDENTIEL.
- UNICAL (2010b). Filières de recyclage du calcin. Chiffrier Excel. 27/05/2010
- UNITED NATIONS (1998). Report of the Conference of the Parties on its Third Session, held at Kyoto from 1 to 11 December 1997. Addendum Part Two: Action Taken by the Conference of the Parties at its Third Session. Framework Convention on Climate Change, FCCC/CP/1997/7/Add.1, 25 March 1998, 60 pages.
- WEIDEMA, B.P. (2003). Market information in life cycle assessment, Danish Environmental Protection Agency, Environmental Project No. 863 2003, 147 p
- WEIDEMA, B.P. et SUHR WESNÆS, M. (1996). Data quality management for life cycle inventories - an example of using data quality indicators. Journal of Cleaner Production 4(3-4) p.167-174.
- YAMADA, H., DAIGO, I., MATSUNO, Y., ADACHI, Y. et KONDO, Y. (2006). Application of Markov Chain Model to Calculate the Average Number of Times of Use of a Material in Society. An Allocation Methodology for Open-Loop Recycling. Part 1 : Methodology Development. International Journal of Life Cycle Assessment 11(5) p.354-360
- ZHANGJIAGANG KAICHENG MACHINERY FACTORY - Dispositifs et caractéristiques de pasteurisateur de type tunnel continu disponible sous <http://french.alibaba.com/product-gs/continuous-type-tunnel-pasteurizer-295619496.html>

Annexe A : Méthodologie d'analyse du cycle de vie (ACV)

Le contenu de cette annexe est inclus dans le fichier
« CIRAIG_ACV_CRU.CRM_AnnexeA-Methodo_ACV.pdf » fourni avec le présent rapport.

Annexe B : Méthode IMPACT 2002+

Le contenu de cette annexe est inclus dans le fichier
« CIRAIG_ACV_CRU.CRM_AnnexeB_IMPACT2002+_v2.15.pdf » fourni avec le présent rapport.

Annexe C : Données et hypothèses

Le contenu de cette annexe est inclus dans le fichier
« CIRAIG_ACV_CRU.CRM_AnnexeC_DonneesHypotheses_31-07-2015.xlsx » fourni avec le
présent rapport.

Annexe D : Évaluation de la qualité des données d'inventaire

Le contenu de cette annexe est inclus dans le fichier
« CIRAIG_ACV_CRU.CRM_AnnexeD_QualiteDonnees_31-07-2015.xlsx » fourni avec le présent
rapport.

Annexe E : Résultats bruts

Le contenu de cette annexe est inclus dans le fichier
« CIRAIG_ACV_CRU.CRM_AnnexeE_Resultats_31-07-2015.xlsx » fourni avec le présent rapport.

Annexe F : Revue critique

Le contenu de cette annexe est inclus dans le fichier
« CIRAIG_ACV_CRU.CRM_AnnexeF_Rapport revue critique_03-08-15.pdf » fourni avec le présent
rapport.

Note au lecteur :

Le contenu du rapport de revue critique fait référence à la version du rapport en date du 31 juillet 2015. Suite à cette version, des modifications ont été apportées au document pour clarifier la mise en contexte et corriger des coquilles dans le texte. Ces modifications n'affectent ni les hypothèses de l'étude, ni les résultats ou leur interprétation. La présente version du rapport, en date du 20 août 2015, inclut ces modifications.