



CIRAIG^{MC}

Centre interuniversitaire de recherche sur le
cycle de vie des produits, procédés et services



RAPPORT FINAL

ANALYSE DU CYCLE DE VIE DE CONTENANTS DE BIÈRE AU QUÉBEC

10 NOVEMBRE 2010

Préparé pour :

RECYC-QUÉBEC

À l'attention de M. Mario Laquerre
Directeur, Programmes
141, avenue Président-Kennedy, 8^e étage
Montréal (Québec) H2X1Y4

Par :

**Violaine Magaud
Gabrielle Van Durme
Xavier Bengoa**

Département de Génie chimique
École Polytechnique de Montréal

Soumis par :

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

Campus de l'Université de Montréal
Case Postale 6079, succursale Centre-ville
Montréal (Québec) H3C 3A7

Pr. Réjean Samson, ing., Ph.D
Directeur du projet

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

Fondé initialement par l'École Polytechnique de Montréal, en collaboration avec l'Université de Montréal et l'École des Hautes Études Commerciales de Montréal, 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 le seul centre de recherche universitaire sur le cycle de vie au Canada. Il est également un des plus importants sur le plan international.

AVERTISSEMENT :

Toute utilisation du nom du CIRAIG ou de l'ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE 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 l'École Polytechnique.

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

Équipe de travail

Réalisé par :

Violaine Magaud, analyste
Réalisation de l'ACV



Gabrielle Van Durme, analyste
Réalisation de l'ACV



Xavier Bengoa, M. Sc. Env
Support technique et révision



Collaborateurs :

Renée Michaud, ing., M. Ing.
Coordination du projet

Sommaire exécutif

En prévision des prochaines négociations qu'elle tiendra avec ses partenaires et notamment l'industrie brassicole, RECYC-QUÉBEC souhaite connaître la performance environnementale des différents types de contenants pour la bière présents sur le marché québécois. La comparaison de leurs impacts environnementaux potentiels devra permettre de définir les quotas de vente de chaque catégorie de contenants ainsi que d'ajuster les incitatifs selon le type de contenant.

RECYC-QUÉBEC a donc mandaté le Centre interuniversitaire de recherche sur le cycle de vie des produits, procédés et services (CIRAIG) pour la réalisation de la présente étude. Celle-ci a pour objectif de comparer, à l'aide de la méthodologie de l'analyse du cycle de vie (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). 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 constitué d'un expert indépendant en ACV et d'un spécialiste des systèmes de consigne et de gestion des matières résiduelles au Québec. 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 76 % des contenants de bière mis sur le marché en 2008, 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 10 utilisations par CRM, selon RECYC-QUÉBEC). Les CRU, qui représentaient quant à eux environ 24 % de la bière mise sur le marché en 2008, 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 (2008), 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 2008* ».

L'évaluation se concentre sur quatre indicateurs 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 + (Joliet et al., 2003, mis à jour par Humbert et al., 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*.

Résultats

L'étude montre que les CRM génèrent des impacts significativement inférieurs aux CRU, quelle que soit la nature de ces derniers (bouteilles en verre, canettes, bouteilles en aluminium ou en PET), et pour la grande majorité des indicateurs évalués, incluant les dommages sur la santé humaine, le changement climatique et l'utilisation de ressources non-renouvelables.

Concernant les CRU, les canettes en aluminium génèrent des impacts inférieurs aux CRU en verre, eux-mêmes générant moins d'impacts que les bouteilles en aluminium. Les bouteilles en PET sont quant à elles équivalentes aux canettes en aluminium en termes d'émissions de gaz à effet de serre mais sont responsables d'une utilisation de ressources supérieure, quoique restant inférieure à celle des CRU en verre. Toutefois, il n'est pas possible de conclure sur les impacts potentiels que génère ce type de contenants sur la santé humaine, en raison d'une trop grande incertitude sur les données d'inventaire, malgré l'utilisation des données nord-américaines les plus récentes sur le sujet.

Les écarts entre chaque type de contenant ne sont pas suffisants pour l'indicateur de dommage qualité des écosystèmes en raison des incertitudes inhérentes au modèle de caractérisation. Il n'est donc pas possible de conclure sur cet indicateur.

Du point de vue des dommages environnementaux générés par les CRU, l'analyse de contribution montre que l'étape de production des contenants est l'étape largement dominante (supérieure à 74 % pour les trois indicateurs retenus, 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 dommages les plus faibles aux plus élevés : 1) CRM ; 2) CRU en aluminium (canette) ; 3) CRU en verre ; 4) CRU en aluminium (bouteille). Le Tableau 1 ci-dessous résume les écarts relatifs calculés pour chaque type de contenant par rapport aux impacts des CRM.

Tableau 1 : Hiérarchie de performance environnementale des contenants pour la bière

Rang	Contenant	Changement climatique	Ressources	Santé humaine
1	CRM	100 %	100 %	100 %
2	CRU en aluminium (canette)	210 % à 230 %	220 % à 230 %	280 % à 340 %
3	CRU en verre (bouteille)	350 % à 380 %	370 % à 400 %	470 % à 480 %
4	CRU en aluminium (bouteille)	460 % à 560 %	450 % à 550 %	560 % à 830 %
Non classé	CRU en PET (bouteille)	190 % à 230 %	250 % à 330 %	n/d

n/d = non disponible, en raison de l'incertitude en termes de santé humaine

La fourchette de valeurs correspond aux écarts relatifs calculés selon les deux méthodes d'allocation des processus de recyclage (voir chapitre 2.5)

Cette hiérarchie reste valable pour toutes les provenances étudiées, pour tout nombre d'utilisations des CRM supérieur à six, et pour tout taux de pertes inférieur à 10 % lors de la distribution des contenants en verre. En outre, les nombreuses analyses de sensibilité ont confirmé la robustesse des résultats.

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	12
2	MODÈLE D'ÉTUDE ACV	13
2.1	OBJECTIFS DE L'ÉTUDE ET APPLICATION ENVISAGÉE	13
2.2	DESCRIPTION GÉNÉRALE DES PRODUITS À L'ÉTUDE	14
2.2.1	<i>Produits à l'étude.....</i>	14
2.2.2	<i>Les CRM et la consigne privée.....</i>	15
2.2.3	<i>Les CRU et la consigne publique</i>	19
2.3	FONCTION ÉTUDIÉE ET UNITÉ FONCTIONNELLE	26
2.4	FLUX DE RÉFÉRENCE.....	26
2.5	PROCESSUS MULTIFONCTIONNELS ET RÈGLES D'IMPUTATION.....	27
2.5.1	<i>Méthode du « cut-off »</i>	28
2.5.2	<i>Méthode de l'extension des frontières</i>	28
2.5.3	<i>Taux de récupération et de matière recyclée.....</i>	30
2.6	FRONTIÈRES DES SYSTÈMES	30
2.6.1	<i>Description générale des systèmes.....</i>	31
2.6.2	<i>Frontières géographiques et temporelles.....</i>	35
2.7	SOURCES, HYPOTHÈSES ET DONNÉES D'INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE (ICV)	35
2.8	ÉVALUATION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX	40
2.9	INTERPRÉTATION.....	42
2.9.1	<i>Évaluation de la qualité des données d'inventaire</i>	42
2.9.2	<i>Analyses de sensibilité</i>	43
2.9.3	<i>Analyse d'incertitude</i>	43
2.10	REVUE CRITIQUE	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>	47
3.1.4	<i>Santé humaine.....</i>	48
3.1.5	<i>Qualité des écosystèmes.....</i>	49
3.1.6	<i>Acidification et eutrophisation aquatique</i>	50
3.1.7	<i>Consommation d'eau.....</i>	52
3.2	RÉSULTATS DE L'ANALYSE DE CONTRIBUTION	54
3.3	QUALITÉ DES DONNÉES D'INVENTAIRE	57
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>Énergie pour le processus de lavage et stérilisation des CRM</i>	60
3.4.4	<i>Pasteurisation des contenants.....</i>	61
3.4.5	<i>Mélange d'approvisionnement électrique des contenants européens.....</i>	62
3.4.6	<i>Modélisation des hydrocarbures émis lors de la production de PET.....</i>	62
3.4.7	<i>Méthode d'imputation du recyclage par extension des frontières.....</i>	63
3.4.8	<i>ÉICV avec la méthode ReCiPe</i>	64
3.5	ANALYSE D'INCERTITUDE	67
3.6	APPLICATIONS ET LIMITES DE L'ACV	69
3.7	RECOMMANDATIONS.....	70

4	CONCLUSIONS.....	71
5	RÉFÉRENCES.....	72
	ANNEXE A : MÉTHODOLOGIE D'ANALYSE DU CYCLE DE VIE (ACV).....	75
	ANNEXE B : DONNÉES ET HYPOTHÈSES	76
	ANNEXE C : ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DES DONNÉES D'INVENTAIRE	77
	ANNEXE D : RÉSULTATS BRUTS	78
	ANNEXE E : REVUE CRITIQUE	79

Liste des tableaux

Tableau 2-1 : Contenants de bière à l'étude	14
Tableau 2-2 : Fraction de contenant pour chacune des étapes du cycle de vie, en fonction du nombre d'utilisations, pour un contenant mis sur le marché	18
Tableau 2-3 : Montant de la consigne publique pour les différents CRU de bière	19
Tableau 2-4 : Caractéristiques des contenants et flux de référence.....	27
Tableau 2-5 : Taux de récupération et taux de matière recyclée incluse des contenants.....	30
Tableau 2-6 : Processus inclus et exclus des frontières de l'ACV	34
Tableau 2-7 : Sources de données primaires	36
Tableau 2-8 : Données employées pour le processus de lavage et stérilisation des CRM (pour 1000 CRM)	37
Tableau 2-9 : Principales sources de données secondaires	37
Tableau 2-10 : Mélanges énergétiques pour les différents pays considérés	38
Tableau 2-11 : Membres constituants du comité de revue critique	44
Tableau 3-1 : Dommages environnementaux globaux des contenants de bière (IMPACT 2002+).....	45
Tableau 3-2 : Résultats de l'analyse comparative - Changement climatique (IPCC 2007)	47
Tableau 3-3 : Résultats de l'analyse comparative - Ressources (IMPACT 2002+).....	48
Tableau 3-4 : Résultats de l'analyse comparative - Santé humaine (IMPACT 2002+).....	49
Tableau 3-5 : Résultats de l'analyse comparative - Qualité des écosystèmes (IMPACT 2002+) ...	50
Tableau 3-6 : Résultats de l'analyse comparative - Utilisation d'eau	53
Tableau 3-7 : Résultats de l'analyse de contribution - Changement climatique (IPCC 2007)	55
Tableau 3-8 : Résultats de l'analyse de contribution - Qualité des écosystèmes (IMPACT 2002+)	56
Tableau 3-9 : Impacts de la production d'un litre de bière pour les différents pays importateurs	59
Tableau 3-10 : Données employées pour le processus de pasteurisation en tunnel des contenants de bière (pour 1000 contenants)	61

Tableau 3-11 : Résultats comparatifs pour le changement climatique (IPCC 2007), selon la méthode d'imputation utilisée pour le recyclage.....	64
Tableau 3-12 : Indicateurs de la méthode ReCiPe	65
Tableau 4-1 : Hiérarchie de performance environnementale des contenants de bière.....	71

Liste des figures

Figure 2-1 : Cycle de vie de 100 CRM (neufs et usagés) mis à disposition du consommateur pour des cycles de 5, 10 et 16 utilisations de chaque CRM.	17
Figure 2-2 : Fonctionnement de la consigne publique d'un CRU de bière en verre de moins de 450 ml.	20
Figure 2-3 : Méthode d'imputation du « cut-off ».	28
Figure 2-4 : Méthode d'imputation de l'extension des frontières.	29
Figure 2-5 : Frontières des systèmes à l'étude.	31
Figure 2-6 : Catégories de dommage et d'impacts de la méthode IMPACT 2002+.	40
Figure 3-1 : Dommages sur le changement climatique (IPCC, 2007).	46
Figure 3-2 : Dommages sur les ressources (IMPACT 2002+).	47
Figure 3-3 : Dommages sur la santé humaine (IMPACT 2002+).	48
Figure 3-4 : Dommages sur la qualité des écosystèmes (IMPACT 2002+).	50
Figure 3-5 : Impacts sur l'acidification aquatique (IMPACT 2002+).	51
Figure 3-6 : Impacts sur l'eutrophisation aquatique (IMPACT 2002+).	51
Figure 3-7 : Impacts sur l'eutrophisation aquatique, excluant les émissions de phosphore du processus de mise en forme des canettes (IMPACT 2002+).	52
Figure 3-8 : Utilisation d'eau au cours du cycle de vie des contenants de bière.	53
Figure 3-9 : Contribution aux dommages sur le changement climatique par étape du cycle de vie des contenants (IPCC 2007).	55
Figure 3-10 : Contribution aux dommages sur la qualité des écosystèmes par étape du cycle de vie des contenants (IMPACT 2002+).	56
Figure 3-11 : Dommages sur le changement climatique (IPCC 2007) et sur les ressources (IMPACT 2002+) en fonction du nombre d'utilisations des CRM.	58
Figure 3-12 : Dommages sur la santé humaine et sur la qualité des écosystèmes (IMPACT 2002+) en fonction du nombre d'utilisations des CRM.	58
Figure 3-13 : Dommages sur le changement climatique (IPCC 2007) avec taux de pertes de 10% pour le verre et 1% pour l'aluminium et le PET.	60

Figure 3-14 : Dommages sur le changement climatique, selon l'énergie nécessaire au lavage et à la stérilisation des CRM (IPCC 2007).	60
Figure 3-15 : Dommages sur la santé humaine selon le type d'hydrocarbures émis lors de la production du PET (IMPACT 2002+).	63
Figure 3-16 : Dommages sur le changement climatique avec méthode d'imputation du recyclage de l'extension des frontières (IPCC 2007).	64
Figure 3-17 : Dommages sur la santé humaine (ReCiPe (H)).....	66
Figure 3-18 : Dommages sur la diversité des écosystèmes (ReCiPe (H)).	66
Figure 3-19 : Dommages sur les ressources (ReCiPe (H)).....	67

Liste des abréviations et sigles

AA	<i>Aluminum Association</i>
ABQ	Association des brasseurs du Québec
ACC	<i>American Chemistry Council</i>
ACV	Analyse du cycle de vie
APR	<i>Association of Postconsumer Plastic Recyclers</i>
BGE	Boissons Gazeuses Environnement
BIO IS	BIO Intelligence Service
BRQ	Bouteilles Recyclées du Québec
CIRAIG	Centre interuniversitaire de recherche 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>
DCO	Demande chimique en oxygène
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 (GIEC ou IPCC en anglais)
GWP	<i>Global warming potential</i> (potentiel de réchauffement global)
ICV	Inventaire du cycle de vie
ISO	Organisation internationale de normalisation
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
SO ₂	Dioxyde de soufre
UCTE	Union pour la coordination du transport de l'électricité

1 Mise en contexte

Chaque année, environ 1.5 milliards de contenants de bière sont mis sur le marché québécois (RECYC-QUÉBEC, 2010a). Parmi ceux-ci, deux types de contenants sont employés : les contenants à remplissage unique (CRU) et les contenants à remplissage multiple (CRM).

En 2008, les CRM représentaient environ 76 % des contenants de bière mis sur le marché (RECYC-QUÉBEC, 2010a). 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 24% de la bière mise sur le marché. Pouvant être constitués de verre, d'aluminium, voire même bientôt, 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.

En prévision des prochaines négociations qu'elle tiendra avec ses partenaires et notamment l'industrie brassicole, RECYC-QUÉBEC souhaite connaître la performance environnementale des différents types de contenants. La comparaison de ces impacts environnementaux potentiels devra permettre de définir les quotas de vente de chaque catégorie de CRU ainsi que d'ajuster les incitatifs selon le type de contenant.

RECYC-QUÉBEC a donc mandaté le Centre interuniversitaire de recherche 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 d'un expert indépendant en ACV et d'un spécialiste des systèmes de consigne et de gestion des matières résiduelles au Québec. 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

Le **but de cette étude** consistait 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.

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

- I. 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 ;
- II. Effectuer une analyse de contribution sommaire et identifier les paramètres clés/points chauds des systèmes ;
- III. 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 est en vigueur depuis janvier 2007, une mise à jour ayant été réalisée le 29 septembre 2008. Elle a été renouvelée le 14 décembre 2009 par la Ministre du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, RECYC-QUÉBEC, la Brasserie Labatt limitée, Molson Canada 2005, la Brasserie Sleeman-Unibroue, l'Association des micro-brasseries du Québec, l'Association des détaillants en alimentation du Québec, le Conseil canadien des distributeurs en alimentation et le Regroupement des distributeurs de bière du Québec.

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. Ils constitueront une base argumentaire justifiant les quotas de vente de chaque type de contenant par rapport à la mise en marché totale de chaque producteur, et pourront aussi servir à ajuster les incitatifs selon le type de contenant excédentaire. 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 assurer la validité complète 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 M. Yannick Le Guern de la société BIO Intelligence Service. 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

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	Verre	Québec
2	CRU	Verre	Québec
2a	CRU	Verre	Mexique
2b	CRU	Verre	Pays-Bas
2c	CRU	Verre	Belgique
2d	CRU	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°2d (CRU en verre, fabriqué en Amérique du Nord, hors 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 (2008) (à l'exception de certains CRU en verre, produit aux États-Unis, mais dont les parts de marché sont faibles). Il faut noter que ce ne sont que des scénarios abstraits, ils 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 2008, les CRU en PET pourraient être amenés à faire leur apparition à moyen terme. De tels produits étaient en effet déjà présents sur les marchés américain et européen. La bouteille en aluminium constitue un produit de niche disponible depuis peu sur le marché.

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 B.

2.2.2 Les CRM et la consigne privée

Les CRM, contenant à remplissage multiple représentent 76 % des contenants de bière mis sur le marché en 2008 (RECYC-QUÉBEC, 2010a) 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 (ABQ) 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 10 utilisations par CRM, moyenne calculée par RECYC-QUÉBEC lors de ses vérifications qui permet également de répondre à la définition de l'Entente, selon laquelle 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 ».

Les CRM utilisés au Québec sont fabriqués par la société Owens Illinois, principalement dans son usine de Montréal. Lors de pics de demande, d'autres CRM peuvent être produits à l'usine de Toronto. 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, où de l'air sous pression est insufflé 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 rangs 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, remplies et pasteurisées.

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). Aucune donnée vérifiable n'étant disponible publiquement, on considère par hypothèse que le taux de récupération par les détaillants est de 95% (RECYC-QUÉBEC, 2010b). Les 5 % restants sont soit recyclés par le biais de la collecte sélective (73 %), soit mis à l'enfouissement avec les ordures ménagères (27 %) (RECYC-QUÉBEC/ÉEQ, 2009). 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 «consigné Québec».

Les bouteilles sont ensuite lavées et stérilisées par les brasseurs, puis triées afin d'éliminer les plus abimées, 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, certaines 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 non réutilisées sont expédiées chez les recycleurs Unical et 2M Ressources pour la production de calcin.

Comme 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.

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^{ème} cycle). Ceci a été réalisé pour trois scénarios qui diffèrent en fonction du nombre d'utilisations considéré, soit 5, 10 (scénario de référence), ou 16.

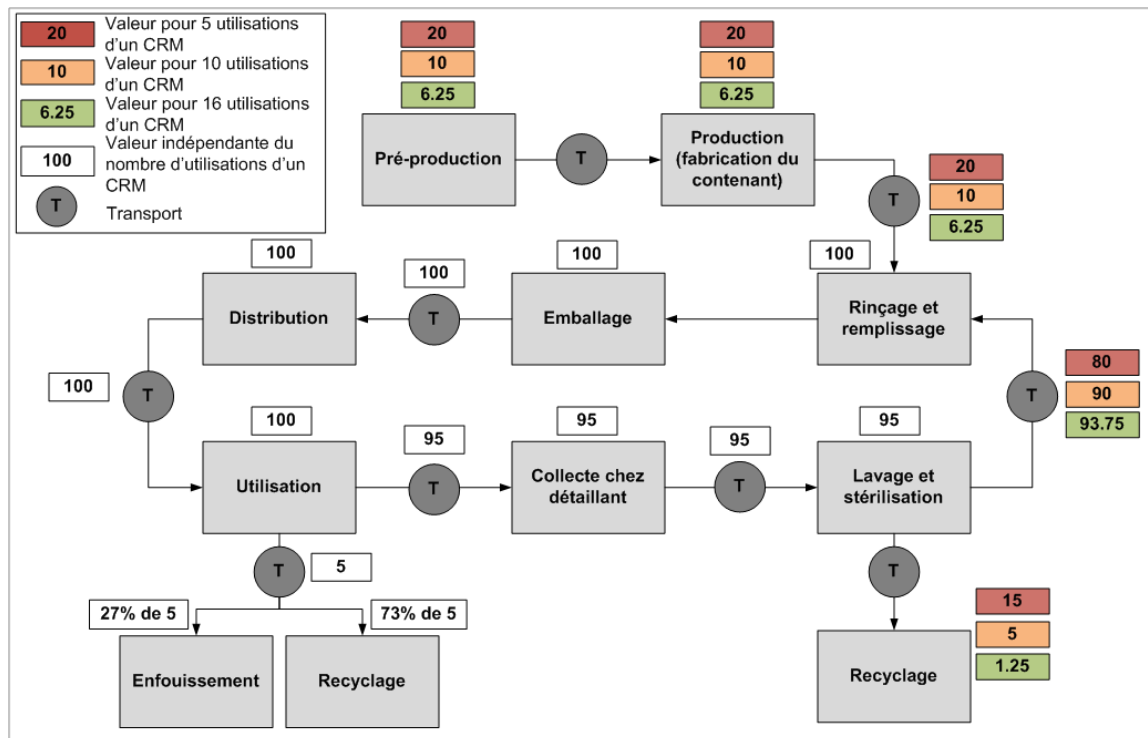


Figure 2-1 : Cycle de vie de 100 CRM (neufs et usagés) mis à disposition du consommateur pour des cycles de 5, 10 et 16 utilisations de chaque CRM.

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 95. Les 5 CRM non récupérés sont envoyés à l'enfouissement ou au recyclage. 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 10 utilisations par CRM, sur 100 CRM remplis et mis sur le marché, 10 sont neufs et débutent leur premier cycle et 90 sont usagés et débutent l'un de leurs 9 cycles suivants. Les étapes du cycle de vie sont donc les suivantes :

- 10 CRM neufs sont produits, puis transportés jusqu'au site de remplissage;
- Sur le site de remplissage, les 100 CRM (10 neufs et 90 réutilisés) sont rincés et remplis puis distribués et utilisés;
- Sur les 100 CRM utilisés, 5 ne sont pas récupérés et finissent soit recyclés (collecte sélective) soit enfouis avec les ordures ménagères;
- Les 95 CRM récupérés sont rapportés chez les brasseurs où ils sont lavés et stérilisés.
- Après lavage, 5 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 90 CRM restants peuvent être à nouveau remplis;
- 10 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 : Fraction de contenant pour chacune des étapes du cycle de vie, en fonction du nombre d'utilisations, pour un contenant mis sur le marché

Étapes du cycle de vie	Fraction de contenant pour 10 utilisations (Référence)	Fraction de contenant pour 5 utilisations	Fraction de contenant pour 16 utilisations
Production des matériaux	0.1 (contenant neuf)	0.2 (contenant neuf)	0.0625 (contenant neuf)
Transport au site de production			
Fabrication contenants			
Système de fermeture			
Emballage des contenants neufs pour livraison au lieu de remplissage			
Transport des contenants vides neufs vers les sites de remplissage			
Remplissage des contenants	1 (0.1 neuf et 0.9 réutilisés)	1 (0.2 neuf et 0.8 réutilisés)	1 (0.0625 neuf et 0.9375 réutilisés)
Transport du lieu de remplissage vers les détaillants			
Contenants perdus après utilisation (Collecte sélective ou enfouissement)	5		
Transport des contenants récupérés des détaillants vers le lieu de lavage et remplissage	0.95		
Lavage et stérilisation des contenants	0.95		
Contenants perdus après lavage et tri (Filières de recyclage)	0.05	0.15	0.0125

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 fusion¹ (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 B. Le contenu en matière recyclée de chaque type de contenants en verre est spécifié au chapitre 2.5.

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 est en vigueur depuis janvier 2007, une mise à jour ayant été ratifiée le 29 septembre 2008. Elle a été renouvelée le 14 décembre 2009 par la Ministre du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, RECYC-QUÉBEC, la Brasserie Labatt limitée, Molson Canada 2005, la Brasserie Sleeman-Unibroue, l'Association des micro-brasseries du Québec, l'Association des détaillants en alimentation du Québec, le Conseil canadien des distributeurs en alimentation et le Regroupement des distributeurs de bière du Québec. Les contenants concernés doivent porter la mention « *consignée Québec* », 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.

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 \$

¹ Au-delà de ce taux, aucune énergie supplémentaire ne peut être épargnée.

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

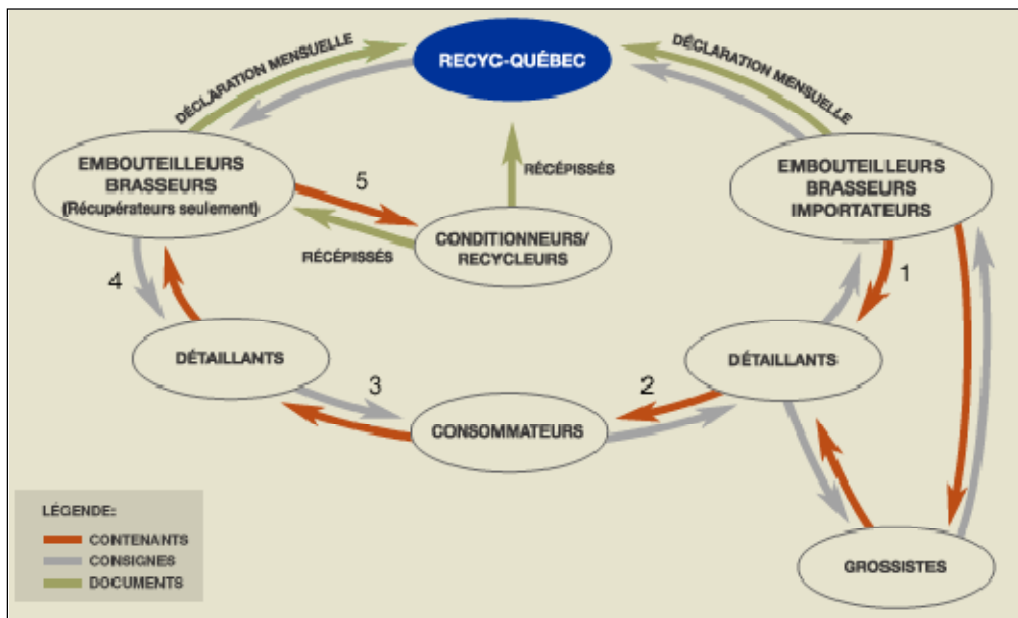


Figure 2-2 : Fonctionnement de la consigne publique d'un CRU de bière en verre de moins de 450 ml.

Tirée de <http://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca> site internet de RECYC-QUÉBEC

- (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 en verre sont collectés par les récupérateurs (brasseurs récupérateurs, société Recycan) puis acheminés vers les producteurs de calcin agréés tels qu'Unical et 2M Ressources. Les CRU de bière en aluminium sont en principe également collectés par les mêmes récupérateurs et acheminés vers la société Recyclage Camco, habilitée au conditionnement des CRU consignés en aluminium et en PET, qui les envoie ensuite chez des recycleurs spécialisés. Les CRU collectés dans la région de Montréal sont traités dans un premier temps à l'entrepôt Recycan, alors que les CRU provenant du reste de la province sont acheminés directement chez Unical et chez Recyclage Camco.

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.

De plus, on considère que l'ensemble des contenants consignés qui sont récupérés en fin de vie sont collectés par la consigne publique. En effet, les quantités résiduelles de contenants de bière récupérés par la collecte sélective restent très faibles.

2.2.3.2 CRU en verre du Québec

En 2008, les contenants de bières fabriquées au Québec de volume inférieur à 450 ml étaient tous des CRM. Les CRU en verre fabriqués au Québec constituent donc un scénario prospectif (scénario n°2) qui pourrait advenir à moyen terme.

Par hypothèse, les CRU en verre québécois sont constitués de 50 % de verre brun et de 50 % de verre vert. Le contenu de calcin (verre recyclé) est de 55 % pour le verre brun (par analogie aux CRM) (Owens Illinois, 2010). Il est de 75 % pour le verre vert, soit le contenu des bouteilles d'un grand groupe brassicole belge (Anonyme, 2009). Cette valeur a également été confirmée par Owens Illinois pour les bouteilles d'Amérique du Nord. Il faut noter que toutes les matières premières entrant dans la composition du verre sont acheminées par camion jusqu'à l'usine située à Montréal. Les distances de transport des matières premières sont les mêmes que pour les CRM.

Le procédé de fabrication des CRU en verre est considéré identique à celui des CRM (voir chapitre 2.2.2)

Par hypothèse, les procédés de fabrication des bouteilles en verre, le remplissage, la pasteurisation et l'emballage sont les mêmes que pour les CRM (voir chapitre 2.2.2).

Après utilisation, 80 % des bouteilles ne dépassant pas 450 ml sont ramenées chez les détaillants par les utilisateurs (RECYC-QUÉBEC, 2010a), qui touchent une consigne de 0.10\$. Il est considéré que la totalité des CRU récupérés le sont par la consigne publique (voir chapitre 2.2.3.1).

2.2.3.3 CRU en verre importés du Mexique

Les bouteilles constituées de verre blanc d'un volume de 330 ml importées du Mexique (scénario n°2a), représentaient en 2008 les CRU en verre les plus importants en terme de vente sur le marché québécois (RECYC-QUÉBEC, 2010a). Leur contenu de calcin est par hypothèse le contenu moyen proposé par la banque de données *ecoinvent*, à savoir 58 % pour le verre blanc (Hischier, 2007b). Cette valeur est possiblement surestimée au regard des taux de récupération du verre au Mexique, mais a néanmoins été retenue faute de données spécifiques disponibles.

Par hypothèse, les procédés de fabrication des bouteilles en verre, le remplissage, la pasteurisation et l'emballage sont les mêmes que pour les CRM (voir chapitre 2.2.2), mais en considérant le mélange d'approvisionnement électrique mexicain.

Les bouteilles sont ensuite transportées par bateau et par camion jusqu'au détaillant. La gestion en fin de vie est opérée par le système de consigne publique (voir chapitre 2.2.3.1) pour un taux de récupération est de 80 %.

2.2.3.4 CRU en verre importés des Pays-Bas

Les bouteilles constituées de verre vert d'un volume de 330 ml et importées des Pays-Bas (scénario n°2b) représentaient, en 2008, le deuxième volume de CRU en verre le plus important sur le marché (RECYC-QUÉBEC, 2010a). Leur contenu de calcin est par hypothèse identique à celui des bouteilles du groupe brassicole belge susmentionné, à savoir 75 % (Anonyme, 2009).

Par hypothèse, les procédés de fabrication des bouteilles en verre, le remplissage, la pasteurisation et l'emballage sont les mêmes que pour les CRM (voir chapitre 2.2.2), mais en considérant le mélange d'approvisionnement électrique européen UCTE (Union pour la coordination du transport de l'électricité).

Les bouteilles sont ensuite transportées par bateau et par camion et jusqu'au détaillant. La gestion en fin de vie est opérée par le système de consigne publique (voir chapitre 2.2.3.1) pour un taux de récupération est de 80 %.

2.2.3.5 CRU en verre importés de Belgique

Les bouteilles constituées de verre vert d'un volume de 330 ml importées de Belgique (scénario n°2c) ont un contenu de calcin est de 75 % (d'après le site internet de la marque considérée - confidentielle). Par hypothèse, les procédés de fabrication des bouteilles en verre, le remplissage, la pasteurisation et l'emballage sont les mêmes que pour les CRM (voir chapitre 2.2.2), mais en considérant le mélange d'approvisionnement électrique européen UCTE.

Les bouteilles sont ensuite transportées par bateau et par camion jusqu'au détaillant. La gestion en fin de vie est opérée par le système de consigne publique (voir chapitre 2.2.3.1) pour un taux de récupération est de 80 %.

2.2.3.6 CRU en verre importés du Canada hors-Québec et des États-Unis

Tout comme les CRU en verre du Québec, les CRU en verre fabriqués au Canada ou aux États-Unis constituent un scénario prospectif (scénario n°2d), qui n'est pas représentatif d'une marque spécifique embouteillée aux États-Unis ou au Canada.

Par hypothèse, les CRU en verre nord-américains sont constitués de 50 % de verre brun et de 50 % de verre vert. Comme pour les CRU en verre du Québec, le contenu de calcin est de 55 % pour le verre brun (Owens Illinois, 2010) et de 75 % pour le verre vert (Anonyme, 2009).

Par hypothèse, les procédés de fabrication des bouteilles en verre, le remplissage, la pasteurisation et l'emballage sont les mêmes que pour les CRM (voir chapitre 2.2.2), mais en considérant le mélange d'approvisionnement électrique nord-américain.

Les bouteilles sont ensuite transportées par camion jusqu'au détaillant. La gestion en fin de vie est opérée par le système de consigne publique (voir chapitre 2.2.3.1) pour un taux de récupération est de 80 %.

2.2.3.7 CRU en aluminium du Québec (canettes)

Tout comme les CRU en verre du Québec, les CRU en aluminium inférieurs à 450 ml fabriqués au Québec constituent un scénario prospectif (scénario n°3).

Leur contenu d'aluminium secondaire (aluminium recyclé post-consommation et postindustriel) est de 40 % (RECYC-QUÉBEC, 2010a). La production de l'aluminium utilisé dans la canette constitue une moyenne mondiale telle que documentée par l'Agence européenne de l'aluminium dans ses inventaires du cycle de vie (ICV) de 1998 et 2002 (Classen et al., 2007), pour lesquels les principaux processus, notamment le mélange d'approvisionnement électrique de l'industrie, ont été adaptés aux données les plus récentes de 2005 (EAA, 2008). L'annexe B présente le détail des données employées pour la production d'aluminium primaire.

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. 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 camion chez les détaillants.

Après utilisation, 66% des canettes ne dépassant pas 450 ml sont ramenées chez les détaillants par les utilisateurs, qui touchent une consigne de 0.05\$ (BGE, 2009). La collecte et la fin de vie de ces contenants suit la filière de la consigne publique décrite au chapitre 2.2.3.1. Dans le cadre de cette étude, il a été considéré que les 34 % restants sont entièrement récupérés avec les ordures ménagères et donc envoyées à l'enfouissement, les quantités récupérées par la consigne publique étant très faibles (moins de 4%).

2.2.3.8 CRU en aluminium importés d'Ontario et des États-Unis (canettes)

Les canettes de bière de 355 ml des principaux groupes brassicoles présents au Québec, représentaient plus de 95 % des CRU (verre et aluminium) mis sur le marché québécois en 2008 (RECYC-QUÉBEC, 2010b). Elles sont généralement importées d'Ontario (scénario n°3a) ou des États-Unis (scénario n°3b).

Par hypothèse, les procédés de fabrication des canettes en aluminium, le remplissage, la pasteurisation et l'emballage sont mêmes que pour canettes fabriquées au Québec (voir chapitre 2.2.3.7), mais en considérant le mélange d'approvisionnement électrique de l'Ontario et des États-Unis.

Les canettes sont ensuite transportées par camion jusqu'aux détaillants. La gestion en fin de vie est opérée par le système de consigne publique (voir chapitre 2.2.3.1). Tout comme pour les canettes québécoises, il est considéré que 66% de ces emballages sont ramenés chez les détaillants par les utilisateurs.

2.2.3.9 CRU en aluminium importés du Mexique (canettes)

Les canettes de bière de 355 ml en provenance du Mexique (scénario n°3c) ne représentent qu'une faible part du marché québécois mais constituent une alternative jugée intéressante à analyser dans une optique comparative.

Par hypothèse, les procédés de fabrication des canettes en aluminium, le remplissage, la pasteurisation et l’emballage sont mêmes que pour les canettes fabriquées au Québec (voir chapitre 2.2.3.7), mais en considérant le mélange d’approvisionnement électrique du Mexique.

Les canettes sont ensuite transportées par bateau et par camion jusqu’aux détaillants (mêmes distances que pour les CRU en verre importés du Mexique). La gestion en fin de vie est opérée par le système de consigne publique (voir chapitre 2.2.3.1). Tout comme pour les cannettes québécoises, on considère que 66% de ces emballages sont ramenés chez les détaillants par les utilisateurs.

2.2.3.10 CRU en aluminium importés des Pays-Bas (canettes)

Les canettes de bière de 330 ml en provenance des Pays-Bas (scénario n°3d) ne représentent qu’une faible part du marché québécois mais constituent une alternative jugée intéressante à analyser afin de comparer les impacts de canettes produites au Canada ou aux États-Unis à ceux de canettes produites en Europe. Ces canettes ont un volume plus faible que ses consœurs nord-américaines mais une masse plus importante (voir Tableau 2-4).

Par hypothèse, les procédés de fabrication des canettes en aluminium, le remplissage, la pasteurisation et l’emballage sont mêmes que pour les canettes fabriquées au Québec (voir chapitre 2.2.3.7), mais en considérant le mélange d’approvisionnement électrique européen UCTE.

Les canettes sont ensuite transportées par bateau puis par camion jusqu’aux détaillants. La gestion en fin de vie est opérée par le système de consigne publique (voir chapitre 2.2.3.1). Tout comme pour les cannettes québécoises, on considère que 66% de ces emballages sont ramenés chez les détaillants par les utilisateurs.

2.2.3.11 CRU en aluminium du Québec (bouteilles)

Les bouteilles en aluminium fabriquées au Québec (scénario n°4) étaient absentes du marché québécois en 2008. De telles bouteilles, importées et de volumes supérieurs, ont toutefois déjà fait leur apparition depuis 2008. La masse d’une bouteille théorique de 341 ml a ici été extrapolée à partir de la masse de bouteilles existantes dont le volume est supérieur à 450 ml.

La société Exal Corporation, qui détient son siège régional dans l’Ohio, produit des bouteilles de bière en aluminium et a fourni les données s’y rapportant (Exal, 2010). Dans le cadre de cette étude, il est toutefois 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. 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.

Par hypothèse, les procédés de remplissage, de pasteurisation et l’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. La gestion en fin de vie est par hypothèse opérée par le système de consigne publique (voir chapitre 2.2.3.1), avec un taux de récupération identique à celui des canettes, soit 66 %.

2.2.3.12 CRU en PET d'Ontario

Les CRU en PET fabriqués en Ontario (scénario n°5) mais remplis au Québec constituent également un scénario prospectif, ces contenants étant absents du marché en 2008.

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 (plus de 70 % du marché), les bouteilles monocouche (15 %) et les bouteilles incluant un revêtement intérieur (15 %). Il est cependant attendu que la tendance s'inverse à court terme et 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. Dans le cadre de cette étude, les bouteilles monocouche avec la technologie de barrière « Poli Protect » telles que produites par M&G sont donc considérées. 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). La donnée employée pour ce procédé provient du dernier inventaire du cycle de vie publié par l'American Chemistry Council (ACC), représentative de l'industrie nord-américaine (ACC, 2010b). 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 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, de pasteurisation et l'emballage des bouteilles en PET sont mêmes que pour les CRM (voir chapitre 2.2.2.1). Les bouteilles en PET pleines sont ensuite transportées par camion jusqu'aux détaillants.

La gestion en fin de vie est par hypothèse opérée par le système de consigne publique (voir chapitre 2.2.3.1), avec un taux de récupération identique à celui des CRU en PET de boissons gazeuses, soit 70 % (BGE, 2009). Il est admis que les bouteilles en PET avec technologie de barrière sont recyclables au même titre que les bouteilles en PET conventionnelles, bien que cette information n'ait pu être confirmée. La récupération d'un kilogramme de PET post-consommation permet de produire 800 g de billes de PET recyclé (ACC, 2010a).

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 donc 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 2008 ».

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 2-4. 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 1.03 contenants de 330 ml pour distribuer les 341 ml de bière.

Les masses des contenants non marquées d'un astérisque ont été fournies par RECYC-QUÉBEC.

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

Tableau 2-4 : 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	1.00	275	275
2	CRU Verre Québec	0.341 (*)	1.00	230 (*)	230
2a	CRU Verre Mexique	0.330	1.03	221	228
2b	CRU Verre Pays-Bas	0.330	1.03	183	188
2c	CRU Verre Belgique	0.330	1.03	225	232
2d	CRU Verre Am. Nord	0.341 (*)	1.00	230 (*)	230
3	CRU Alu Québec	0.355 (*)	0.96	14.0	13.4
3a	CRU Alu USA	0.355	0.96	14.0	13.4
3b	CRU Alu Ontario	0.355	0.96	14.0	13.4
3c	CRU Alu Mexique	0.355	0.96	14.0	13.4
3d	CRU Alu Pays-Bas	0.330	1.03	16.0	16.5
4	CRU Alu Québec (bouteille)	0.341 (*)	0.96	43 (**)	43
5	CRU PET Ontario	0.341 (*)	1.00	27 (***)	27

(*) Valeur posée par hypothèse

(**) Valeur théorique basée sur un avis d'expert d'Exal Corporation (2010)

(***) Valeur théorique basée sur un avis d'expert de M&G Group (RECYC-QUÉBEC, 2010c)

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 10 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 recyclage des différents matériaux en fin de vie, ou permettant la mise à disposition de la matière secondaire utilisée dans certains contenants.

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 par les chercheurs 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.

2.5.1 Méthode du « cut-off »

Dans une optique de durabilité forte – ou de non substituabilité du capital naturel par du capital humain – Frischknecht (2007) 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. Elle va donc dans le sens d'une responsabilité élargie des producteurs. C'est cette approche, schématisée à la Figure 2-3, qui a été retenue dans la présente étude.

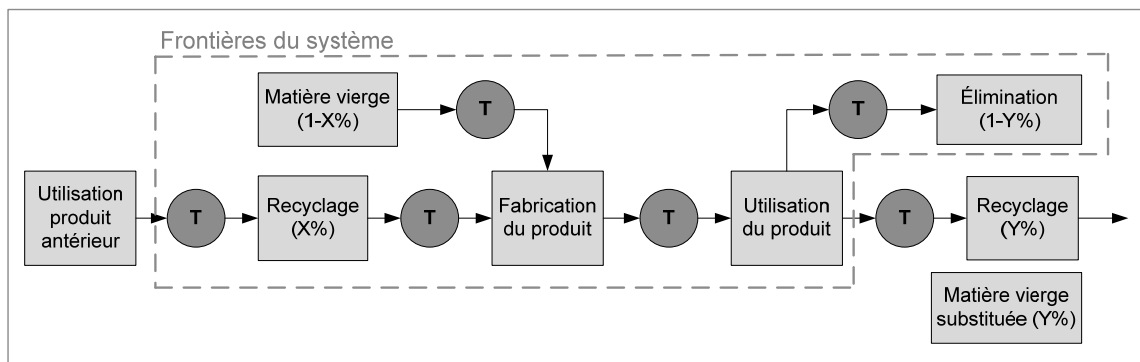


Figure 2-3 : Méthode d'imputation du « cut-off ».

Les données employées pour la modélisation du recyclage du verre, de l'aluminium et du PET sont présentées au chapitre suivant, aux sections 2.5.2.1, 0 et 2.5.2.1. Le détail de ces processus est présenté à l'annexe B.

2.5.2 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 2-4 illustre cette seconde méthode d'imputation.

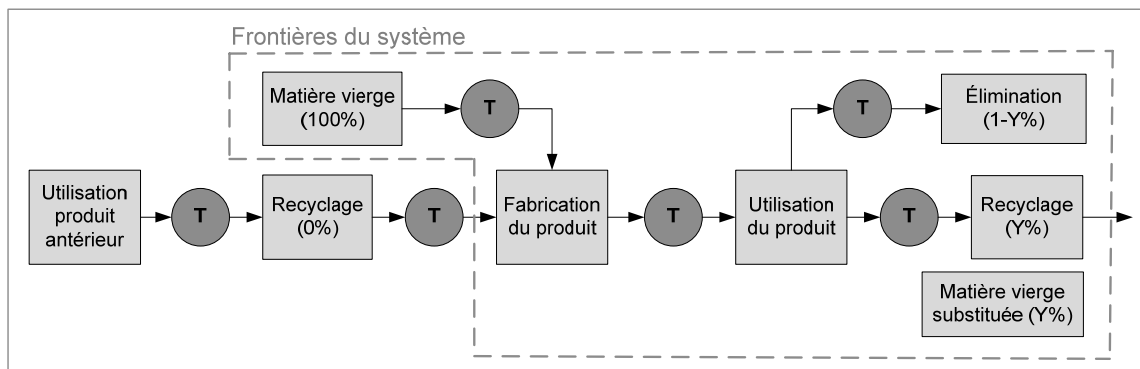


Figure 2-4 : Méthode d'imputation de l'extension des frontières.

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

2.5.2.1 Recyclage du verre

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 lors du 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, 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 B présente le détail des données employées pour la production du calcin, du verre creux et de la laine de verre.

2.5.2.2 Recyclage de l'aluminium

Le recyclage de l'aluminium 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). 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 identique à celui utilisé dans les contenants et est donc représentatif de l'industrie en 2005 (EAA, 2008). L'annexe B présente le détail des données employées pour la production d'aluminium primaire.

2.5.2.3 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 B.

2.5.3 Taux de récupération et de matière recyclée

Le Tableau 2-5 résume enfin les taux de récupération considérés pour chaque type de contenant, ainsi que leur contenu en matière recyclée :

Tableau 2-5 : Taux de récupération et taux de matière recyclée incluse des contenants

Contenant		Taux de matière recyclée contenue	Taux de récupération	Taux de recyclage
CRM Verre		55 % ⁽¹⁾	Plus de 95 % ⁽⁵⁾	8.65% (sur les 5% non récupérés : 73 % sur les 5 % trop abimés : 100%)
CRU Verre	Brun	55 % ⁽¹⁾	80 % ⁽⁴⁾	80 %
	Vert	75 % ⁽²⁾		
	Blanc	58 % ⁽³⁾		
CRU Aluminium (canette)		40 % ⁽⁴⁾	66 % ⁽⁶⁾	66 %
CRU Aluminium (bouteille)		40 % ⁽⁴⁾	66 % ⁽⁶⁾	66 %
CRU PET		0 % ⁽⁴⁾	70 % ⁽⁶⁾	70 %

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

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.

2.6.1 Description générale des systèmes

La Figure 2-5 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 B (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**.

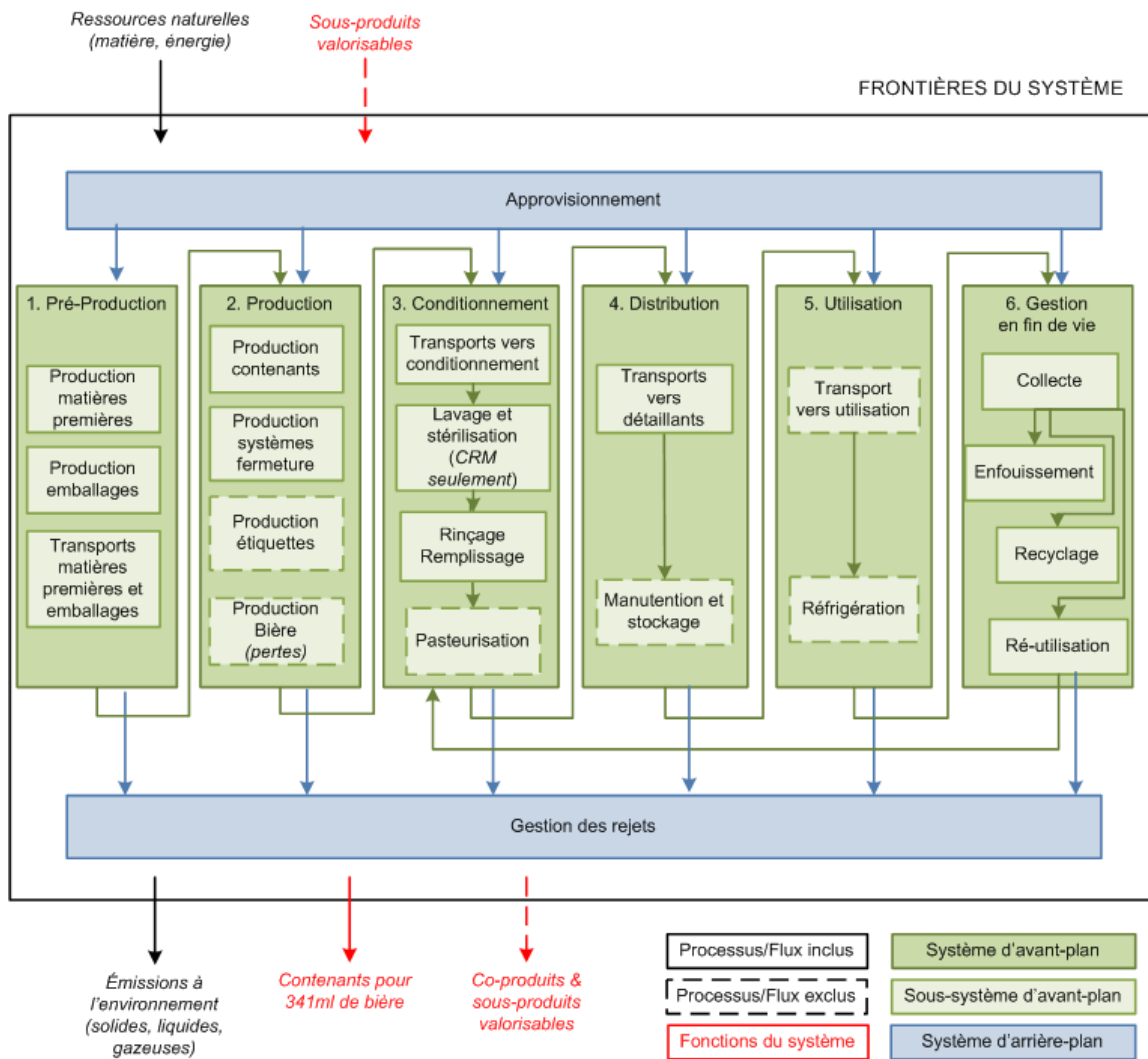


Figure 2-5 : Frontières des systèmes à l'étude.

Le sous-système **pré-production** inclus 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 vernis et de peintures sur les canettes en aluminium sont exclues du système du fait de leur très faible contribution aux impacts potentiels globaux des contenants.

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. La pasteurisation des contenants, si elle diffère sensiblement d'un type de contenant à l'autre, est exclue des frontières par manque de données fiables disponibles. L'influence de cette exclusion est étudiée en analyse de sensibilité. Les contenants en verre à remplissage multiple requièrent en outre une étape préalable : le lavage et la stérilisation de la part des contenants réutilisés.

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 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). La manutention des produits et le stockage des produits par les détaillants sont exclus du système, car considérés 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 négligeables² 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 « cut-off », voir section 2.5.1), 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 considérés dans le sous-système « Production ». Dans un deuxième temps (règle d'imputation « extension des frontières », voir section 2.5.2), 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 au chapitre 3.4.7.

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) ;

² Une étude antérieure du CIRAIG sur les contenants pour le vin l'a démontré (Bengoa, 2010).

- 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 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 2-6. L'approvisionnement et la gestion des rejets ont été répartis entre les étapes du cycle de vie afin de simplifier la lecture du tableau.

Tableau 2-6 : 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 et vernis 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 Inclus (uniquement pour les CRM)
	Rinçage et remplissage	Consommation d'électricité, d'eau et de savon Inclus
	<i>Pasteurisation</i>	<i>Exclu (données non disponibles, et considéré négligeable)</i>
Distribution	Transport du lieu de remplissage vers les détaillants	Transport des contenants et de leurs emballages Inclus, 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	Inclus
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 négligeables)</i>

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

2.6.2 Frontières géographiques et temporelles

Conformément à l'unité fonctionnelle sélectionnée, la présente étude constitue une ACV représentative du **contexte québécois en 2008**. 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 pour que les informations disponibles les plus crédibles et les plus représentatives soient intégrées à 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 2-7.

Tableau 2-7 : Sources de données primaires

Données primaires	Sources
Caractéristiques des différents types de contenants (masse, volume, matériaux, taux de récupération)	RECYC-QUÉBEC (2010a)
Production des CRM (verre) (taux de matière recyclée, provenance des matières premières, technologie de production)	Owens Illinois (2010a)
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)	BRQ (2010)
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) Unical (2010b) 2M Ressources (2010)

Il importe de noter que 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), dont les flux à traiter sont beaucoup plus faibles³ et complétées à l'aide de données génériques suisses peu récentes (BUWAL, 1996). Les valeurs employées pour l'étude sont résumées au Tableau 2-8. La représentativité de ces données étant limitée, elles font l'objet d'une analyse de sensibilité.

De même, les données collectées sur les emballages des différents contenants en verre (CRU et CRM), leur distribution et la collecte des CRM usagés proviennent d'informations transmises par la micro-brasserie Brasseurs du Nord, faute d'informations rendues accessibles par les principaux groupes brassicoles. 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 à ce qu'elles soient aussi représentatives que possible de la majorité des CRM et CRU en marché.

³ BRQ ne lave et stérilise en principe que les CRM collectés par certains micro-brasseurs ainsi que des CRM invendus chez les détaillants.

Tableau 2-8 : Données employées pour le processus de lavage et stérilisation des CRM (pour 1000 CRM)

Donnée	Quantité	Unité	Source
Intrants			
Eau	770	Litres	BRQ (2010)
Gaz naturel	70	MJ	BRQ (2010)
Électricité	30	kWh	BUWAL (1996)
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)

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 2-9 ont été employées.

Tableau 2-9 : Principales sources de données secondaires

Données secondaires	Sources
Production des contenants en verre	Ecoinvent (Hischier, 2007b) US Department of Energy (Pellegrino et al., 2002) Anonyme (2009)
Production des contenants en aluminium	Ecoinvent (Classen et al, 2007) European Aluminium Association (EAA ,2008) Aluminum Association (AA, 2010)
Production de la bouteille en PET	Ecoinvent (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	Ecoinvent (Classen et al., 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 2.0 (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.).

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 2-10 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 2-10 : Mélanges énergétiques pour les différents pays considérés

Source énergétique	Québec	Ontario	États-Unis	Amérique du Nord	Mexique
Charbon	0.7%	19.3%	49.3%	45.1%	12.6%
Pétrole	0.3%	0.8%	3.3%	4.4%	20.9%
Gaz	0.5%	7.9%	17.4%	17.3%	50.2%
Nucléaire	3.2%	49.1%	19.6%	19.3%	4.2%
Hydro	95.1%	8.2%	8.2%	13.6%	10.6%
Vent	0.2%	0.6%	0.4%	0.3%	0.1%
Biomasse (biogaz et bois)	< 0.1%	0%	1.1%	0%	1.1%
Solaire (photovoltaïque)	0%	0%	< 0.1%	< 0.1%	< 0.1%
Source	CIRAIG	Tables sur le développement durable des secteurs (Canada)	Ecoinvent	CIRAIG	International Energy Agency

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 massiques 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 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;
- 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'additionne 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, 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 sont donc allouées à la bière uniquement, et sont exclus 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.

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 **10 utilisations**, soit la valeur moyenne calculée par RECYC-QUÉBEC lors de ses vérifications. Ce paramètre fait cependant l'objet d'une analyse de sensibilité (voir chapitre 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 chapitre 3.4.2)

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

Le logiciel SimaPro 7.2, développé par PRé Consultants (www.pre.nl), a 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 al.*, 2003) version 2.05 a été choisie pour effectuer l'évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV) des scénarios comparés. En plus de fournir les résultats pour quinze catégories d'impact, IMPACT 2002+⁴ permet une agrégation en quatre catégories de dommage (Figure 2-6).

L'évaluation des impacts associés aux émissions de gaz à effet de serre (GES) a en revanche été réalisée à l'aide de la méthode « IPCC 2007 GWP 100a » version 1.01 pour l'indicateur *Changement climatique*. La méthode du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC ou IPCC en anglais) a été choisie parce qu'elle considère un potentiel de réchauffement global (GWP ou *global warming potential* en anglais) sur 100 ans, ce qui correspond aux recommandations du Protocole de Kyoto (United Nations, 1998).

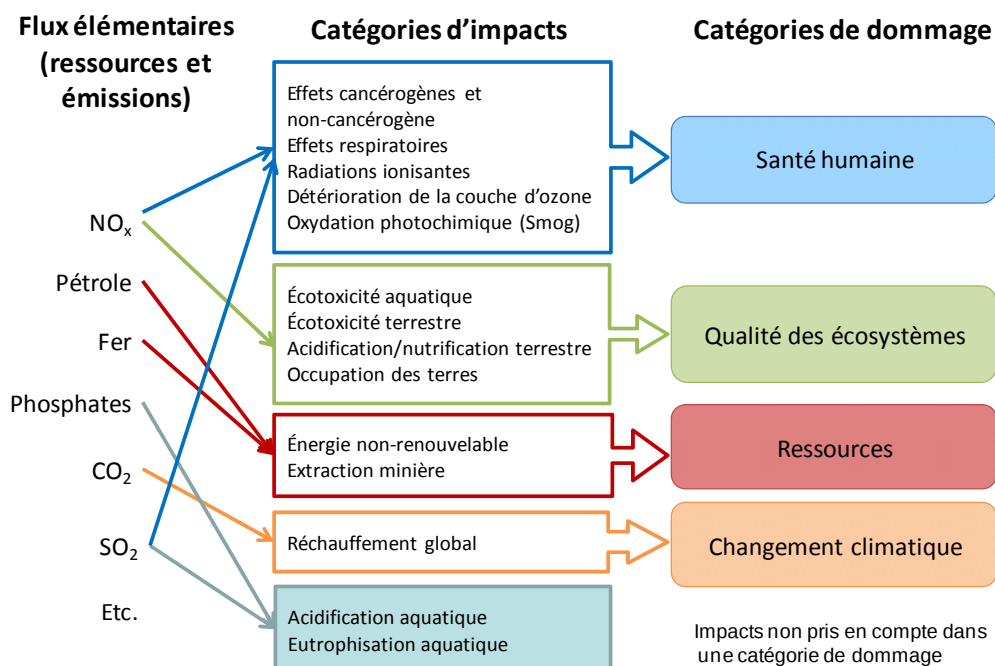


Figure 2-6 : Catégories de dommage et d'impacts de la méthode IMPACT 2002+.

L'agrégation des impacts environnementaux selon ces 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

⁴ Pour plus de détail sur les catégories d'impact de la méthode IMPACT2002+, se référer au site Internet : <http://impactmodeling.org/> ou www.sph.umich.edu/riskcenter/jolliet/impact2002+.htm#form2

substances est exprimé en DALY - *Disability-adjusted life years*, unité reflétant le dommage à la santé humaine.

- **Qualité des écosystèmes** : cet indicateur regroupe les impacts liés à la toxicité aquatique et terrestre, à l'acidification et la nutrification 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 (PDF*m²*an).
- **Changement climatique** : le potentiel de chaque gaz à effet de serre (GES) est calculé en kilogrammes de dioxyde de carbone équivalents (kg CO₂ éq.), basé sur les données sur le forçage radiatif infrarouge. La méthode IMPACT 2002+ évalue les effets potentiels des émissions sur une période de 500 ans. Puisqu'une évaluation sur 100 ans est recommandée par le GIEC, les résultats de cette catégorie ont été évalués avec la méthode IPCC 2007 tel que discuté plus haut.
- **Ressources** : cette catégorie prend en compte l'utilisation de ressources énergétiques non renouvelables et l'extraction de minéraux, quantifiés en mégajoules d'énergie primaire (MJ primaire).

Mentionnons que :

- Ces catégories ne couvrent pas tous les impacts environnementaux possibles associés aux activités humaines. Plusieurs types d'impacts, dont le bruit, les odeurs, et les champs électromagnétiques ne font pas partie de la présente analyse.
- **L'utilisation de l'eau** n'est pas considérée par les modèles de caractérisation actuels. Cet aspect est donc présenté en terme purement quantitatif au niveau de l'analyse de l'inventaire.
- **L'eutrophisation et l'acidification aquatiques** ne sont pas prises en compte par les indicateurs de dommage de la méthode IMPACT 2002+ (dommages relatifs à la qualité des écosystèmes). Les résultats pour ces indicateurs d'impact sont brièvement discutés au chapitre 0 et sont présentés à l'Annexe D, en conjonction avec les indicateurs de dommage pour compléter l'ÉICV.
- Aucune normalisation des résultats n'a été effectuée à l'exception des résultats présentés sous forme relative (en %). Aucune pondération des catégories de dommage n'a été réalisée. Les facteurs de conversion des impacts en dommages incluent toutefois une pondération implicite décrite dans la méthode IMPACT 2002+.
- 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 ReCiPe (Goedkoop et al., 2009) a par ailleurs permis 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 7.2 a été utilisé pour faire le calcul des impacts potentiels associés aux émissions inventoriées.

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 analyses de sensibilité et l'analyse d'incertitude sont résumées ici.

2.9.1 Écarts significatifs pour la comparaison des impacts environnementaux des systèmes

L'incertitude sur les modèles de caractérisation des émissions et de consommation des ressources ne pouvant être quantifiée à l'aide d'une analyse statistique, les lignes directrices proposées par les auteurs de la méthode IMPACT 2002+ ont été suivies (Humbert et al., 2009). Elles établissent des seuils de significativité pour différentes catégories d'impact, 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 (santé humaine), d'acidification et d'eutrophisation ;
- Un ordre de magnitude en termes d'effets toxicologiques et écotoxicologiques.

Ces lignes directrices dépendent toutefois de la corrélation entre les systèmes comparés. Des écarts plus faibles que ceux exposés ci-dessus peuvent en effet être considérés significatifs lorsque les systèmes comparés sont très similaires.

L'interprétation proposée dans le chapitre 3 prend donc en compte ces différents aspects.

2.9.2 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.

Bien qu'aucune méthode particulière ne soit actuellement prescrite par l'ISO, deux 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.
- **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.

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

2.9.3 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 ;
- L'énergie nécessaire au lavage et à la stérilisation des CRM ;
- La pasteurisation des contenants ;
- Le mélange d'approvisionnement électrique des Pays-Bas et de la Belgique.

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.

Des analyses de sensibilité ont en outre été réalisées sur :

- La méthode d'imputation pour la prise en compte des processus de recyclage ;
- La modélisation des hydrocarbures émis lors de la production du PET ;
- L'évaluation des impacts à l'aide de la méthode ReCiPe.

Les analyses de sensibilité sont présentées au chapitre 3.4.

2.9.4 Analyse d'incertitude

Une analyse d'incertitude de type Monte-Carlo a été réalisée à l'aide du logiciel SimaPro 7.2 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.

Les résultats de l'analyse d'incertitude sont présentés au chapitre 3.5.

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 quatre membres (Tableau 2-11).

Tableau 2-11 : Membres constituant le comité de revue critique

Nom	Organisme d'attache	Implication / Champ d'expertise
Yannick Le Guern	BIO Intelligence Service	Expert ACV - président du comité de revue critique
Charlotte Petiot	BIO Intelligence Service	Experte ACV
Yves Boisvert	Commission des services juridiques	Spécialiste en gestion des matières résiduelles et expert en systèmes de consigne

M. Le Guern est manager de BIO Intelligence Service, une société spécialisée dans les études et le conseil en environnement et santé, pionnière dans le domaine de l'analyse du cycle de vie en France. Il est diplômé du mastère spécialisé « Eco-conception et management environnemental » de l'École Nationale Supérieure d'Arts et Métiers et membre du groupe ACV de l'AFNOR (instance de normalisation française). Il a participé à plus de 50 ACV notamment pour l'ADEME (Agence française de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie) et conduit de nombreuses revues critiques en tant que président de comité ou d'expert indépendant. Sa maîtrise de la méthodologie et des normes ISO relatives à l'ACV est largement reconnue dans le monde francophone.

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) sont présentés à l'Annexe E du présent rapport.

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 au chapitre 2.3.

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

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 et les canettes en aluminium, seules les moyennes des scores de dommages calculés pour chacun des cinq scénarios (selon leur provenance) y sont présentées.

Tableau 3-1 : Dommages environnementaux globaux des contenants de bière (IMPACT 2002+)

Domage	Unité	CRM	CRU verre (moyenne)	CRU alu (canette) (moyenne)	CRU aluminium (bouteille)	CRU PET
Changement climatique	g CO ₂ eq	70	243	154	390	155
	<i>Relatif</i>	<i>1.0</i>	<i>3.5</i>	<i>2.2</i>	<i>5.6</i>	<i>2.2</i>
Ressources	MJ primaire	1.1	4.0	2.5	6.0	3.6
	<i>Relatif</i>	<i>1.0</i>	<i>3.7</i>	<i>2.3</i>	<i>5.5</i>	<i>3.3</i>
Santé humaine	E-07 DALY	0.5	2.4	1.7	4.3	n/a
	<i>Relatif</i>	<i>1.0</i>	<i>4.7</i>	<i>3.3</i>	<i>8.3</i>	<i>n/a</i>
Qualité des écosystèmes (*)	PDF*m ² *an	0.03	0.06	0.04	0.11	0.03
	<i>Relatif</i>	<i>1.0</i>	<i>2.2</i>	<i>1.5</i>	<i>4.3</i>	<i>1.3</i>

n/d = non disponible ; (*) Écarts trop faibles pour être jugés significatifs ;

La hiérarchie suivante peut donc être établie sur la base des trois premiers indicateurs de dommages, du contenant générant les dommages les plus faibles aux plus élevés :

1. CRM ;
2. CRU en aluminium (canette) ;
3. CRU en verre ;
4. CRU en aluminium (bouteille).

Les écarts entre chaque type de contenant sont significatifs pour les trois premières catégories de dommages ; la hiérarchie établie semble donc robuste. Cette robustesse est analysée plus en avant avec les analyses de sensibilité et analyse d'incertitude.

Notons que les catégories d'impacts acidification et eutrophisation apportent quelque variations à cette hiérarchie.

L'ACV ne peut en revanche pas conclure pour le CRU en PET en raison d'une trop grande incertitude en termes de dommages sur la santé humaine. Cette question est élaborée aux chapitres 3.1.4 (résultats pour l'indicateur de santé humaine) et 3.4.6 (analyse d'incertitude).

3.1.2 Changement climatique

Les dommages sur le changement climatique sont calculés à partir du potentiel de réchauffement global (GWP) 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 (CO_2), ces GES incluent notamment le méthane (CH_4), le protoxyde d'azote (N_2O) ainsi que divers chlorofluorocarbones (CFC). La méthode d'évaluation des impacts recommandée par le GIEC, IPCC 2007, avec évaluation des GWP sur 100 ans a été employée. Il faut noter que les émissions de dioxyde de carbone 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 de CO_2 équivalents ($\text{g CO}_2 \text{ eq}$). Les traits tillés indiquent les valeurs moyennes respectives des CRU en verre et en aluminium (canettes).

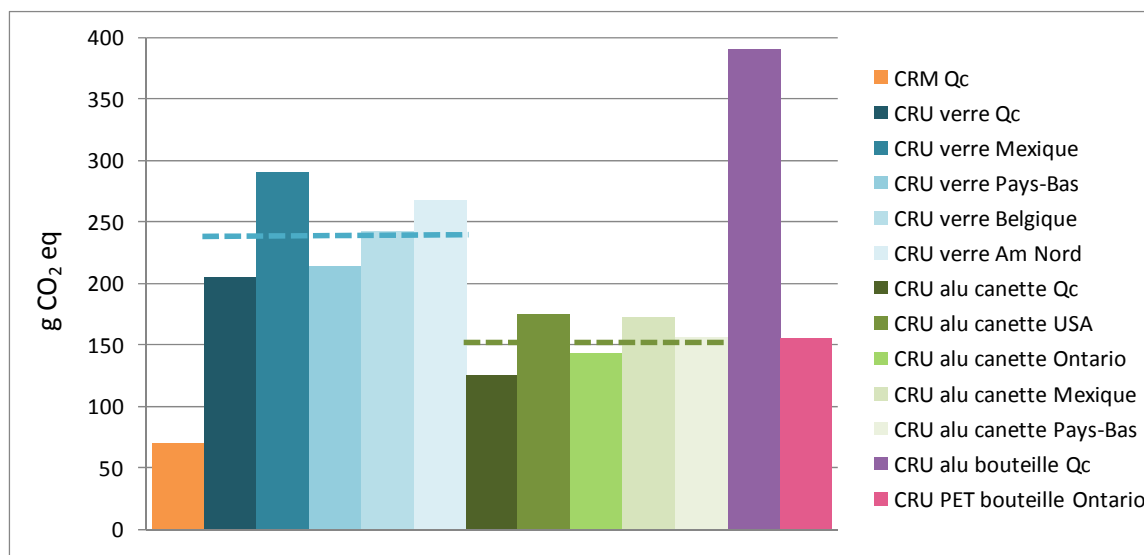


Figure 3-1 : Dommages sur le changement climatique (IPCC, 2007).

Avec 70 $\text{g CO}_2 \text{ eq}$ par contenant, les CRM apparaissent clairement favorables aux autres options en termes de dommages sur le changement climatique. Les CRU en verre génèrent de 2,9 à 4,2 fois plus de GES que les CRM, selon leur provenance, la moyenne étant de 243 $\text{g CO}_2 \text{ eq}$.

Les différences selon la provenance sont moins marquées pour les CRU en aluminium (canettes) que pour les CRU en verre dont la masse est plus élevée. Leur dommage relatif par rapport aux CRM est de l'ordre de 1,8 à 2,5 fois celui de ces derniers, avec une moyenne de 154 $\text{g CO}_2 \text{ eq}$.

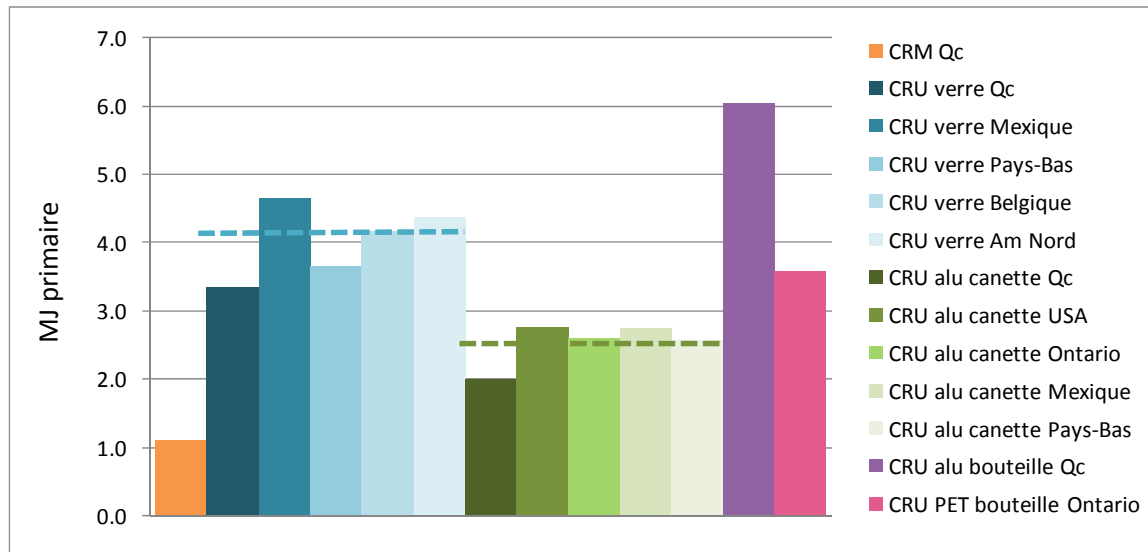
La bouteille en aluminium apparaît en revanche générer les émissions de GES les plus importantes de l'ensemble des contenants à l'étude (390 $\text{g CO}_2 \text{ eq}$), du fait de sa masse 2,5 à 3 fois plus grande que les canettes, à volume égal. La bouteille en PET émet quant à elle 155 $\text{g CO}_2 \text{ eq}$, soit 2.2 fois plus que le CRM.

Tableau 3-2 : Résultats de l'analyse comparative - Changement climatique (IPCC 2007)

Dommage	Unité	CRM	CRU verre						CRU alu bouteille	
			Qc	Mexique	Pays-Bas	Belgique	Am Nord	Moyenne		
Changement climatique	g CO ₂ eq	70	204	290	214	241	268	243	390	
	<i>Relatif</i>	<i>1.0</i>	<i>2.9</i>	<i>4.2</i>	<i>3.1</i>	<i>3.5</i>	<i>3.9</i>	<i>3.5</i>	<i>5.6</i>	
	Unité	CRM	CRU aluminium (canette)						CRU PET	
			Qc	USA	Ontario	Mexique	Pays-Bas	Moyenne		
		g CO ₂ eq	70	125	174	143	172	156	154	155
		<i>Relatif</i>	<i>1.0</i>	<i>1.8</i>	<i>2.5</i>	<i>2.1</i>	<i>2.5</i>	<i>2.2</i>	<i>2.2</i>	<i>2.2</i>

3.1.3 Ressources

L'indicateur de dommages « ressources », évalué 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 tillés indiquent les valeurs moyennes respectives des CRU en verre et en aluminium (canettes).

**Figure 3-2 : Dommages sur les ressources (IMPACT 2002+).**

Les tendances observées en termes de dommages sur le changement climatique se répètent pour les dommages sur les ressources. Avec 1,1 MJ primaire par UF, les CRM apparaissent à nouveau favorables aux autres options. Les CRU en verre requièrent 3,0 à 4,2 fois plus de ressources que les CRM, selon leur provenance, la moyenne étant de 4,0 MJ primaire (soit 3,7 fois plus que les CRM).

Les différences selon la provenance sont une nouvelle fois moins marquées pour les CRU en aluminium (canettes) que pour les CRU en verre. Leur dommage relatif par rapport aux CRM est de 1,8 à 2,5 fois supérieur à celui de ces derniers, avec une moyenne de 2,5 MJ primaire.

La bouteille en aluminium apparaît à nouveau générer les dommages les plus importants de l'ensemble des contenants à l'étude (6,0 MJ primaire), bien que l'écart entre cette dernière et les CRU en verre soit plus faible que celui observé pour le changement climatique.

Le CRU en PET requiert quant à lui 3,6 MJ primaire, soit 3,3 fois plus que le CRM. En outre, le CRU en PET présentait un impact similaire aux canettes pour le changement climatique alors

qu'il génère des dommages significativement plus importants que ces dernières en termes de consommation de ressources.

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 primaire	1.1	3.3	4.6	3.7	4.1	4.4	4.0	6.0
	Relatif	1.0	3.0	4.2	3.3	3.8	4.0	3.7	5.5
	Unité	CRM	CRU aluminium (canette)						CRU PET
			Qc	USA	Ontario	Mexique	Pays-Bas	Moyenne	
	MJ primaire	1.1	2.0	2.8	2.6	2.7	2.6	2.5	3.6
	Relatif	1.0	1.8	2.5	2.4	2.5	2.3	2.3	3.3

3.1.4 Santé humaine

Les dommages sur la santé humaine, évalués à l'aide de la méthode IMPACT 2002+, recourent les impacts de nature toxicologique (substances cancérigènes et non-cancérigènes) et respiratoires (substances inorganiques et organiques issues de l'oxydation photochimique), les impacts 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 traitsillés indiquent les valeurs moyennes respectives des CRU en verre et en aluminium (canettes).

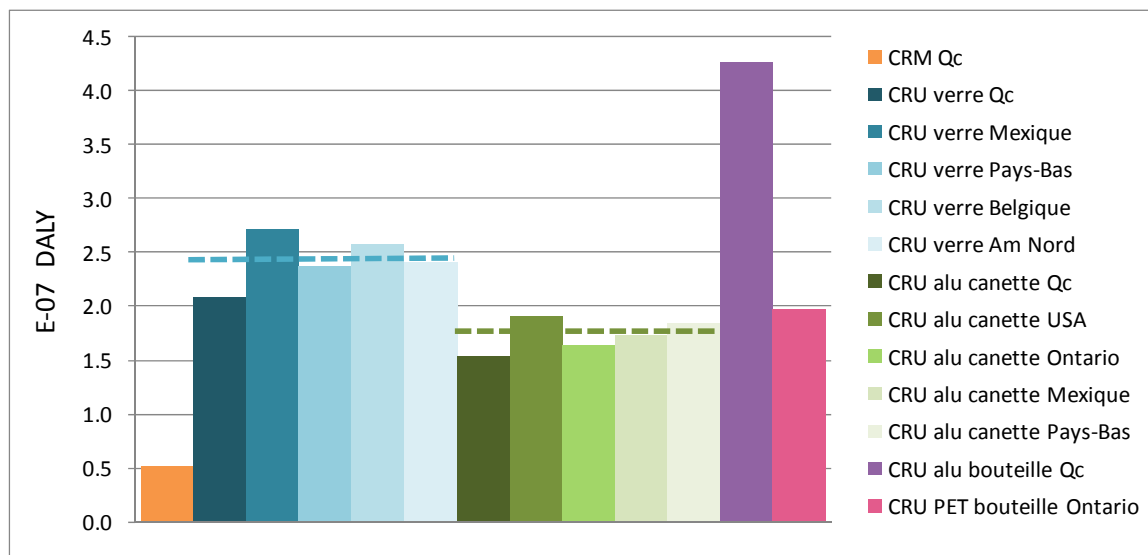


Figure 3-3 : Dommages sur la santé humaine (IMPACT 2002+).

Comme pour les indicateurs précédents, les CRM apparaissent causer moins de dommages sur la santé humaine que les autres types de contenants. Les écarts sont même plus importants que ceux observés pour le changement climatique et les ressources. La hiérarchie globale reste inchangée.

Il convient toutefois de noter que les dommages présentés ici pour la bouteille en PET s'appuient sur une modélisation stricte de l'inventaire de production du PET publié par l'*American Chemistry Council* (ACC, 2010b), qui fait notamment état d'émissions importantes d'hydrocarbures dont la nature n'est pas spécifiée (7 g par kg de résine de PET). Or, la toxicité des hydrocarbures varie fortement selon qu'ils sont aromatiques (ils contiennent au moins un

système cyclique de type benzénique) ou non, selon le nombre de cycles aromatiques le cas échéant, et selon leur nature halogénée ou non. Par défaut une donnée d'inventaire intitulée « *Hydrocarbons, unspecified* » a donc été employée dans le modèle, donnée qui ne comprend pas de facteur de caractérisation vers les indicateurs de toxicité dans les méthodes ÉICV actuelles, c'est à dire qu'aucun impact toxicologique n'est associé à ces émissions. Une analyse de sensibilité a été réalisée pour évaluer l'incidence d'une modélisation de la production de PET avec une donnée d'hydrocarbures aromatiques. Ses résultats sont présentés au chapitre 3.4.6. Cette analyse montre que l'absence d'information plus précise quant à la nature de ces émissions empêche de conclure quant à la toxicité du CRU en PET par rapport aux autres contenants.

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

Dommage	Unité	CRM	CRU verre						CRU alu bouteille
			Qc	Mexique	Pays-Bas	Belgique	Am Nord	Moyenne	
Santé humaine	E-07 DALY	0.5	2.1	2.7	2.4	2.6	2.4	2.4	4.3
	Relatif	1.0	4.0	5.2	4.6	5.0	4.7	4.7	8.3
	Unité	CRM	CRU aluminium (canette)						CRU PET
			Qc	USA	Ontario	Mexique	Pays-Bas	Moyenne	
	E-07 DALY	0.5	1.5	1.9	1.6	1.7	1.8	1.7	2.0
	Relatif	1.0	3.0	3.7	3.2	3.3	3.6	3.3	3.8

3.1.5 Qualité des écosystèmes

Les dommages sur la qualité des écosystèmes, évalués à l'aide de la méthode IMPACT 2002+, incluent les impacts d'écotoxicité aquatique et terrestre, l'acidification et nutrification terrestre ainsi que l'occupation des terres. Cet indicateur est le moins fiable des indicateurs de dommages 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 ordre de grandeur, soit un facteur 10) entre les options peuvent donc être jugés significatifs. Les résultats, illustrés à la Figure 3-4, sont exprimés en fraction d'espèces potentiellement disparues sur une surface donnée et pendant un an (PDF*m²*an).

Si les mêmes tendances que pour les autres indicateurs sont toujours observées, 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. Le Tableau 3-5 présente cependant les résultats calculés pour cet indicateur, à titre indicatif.

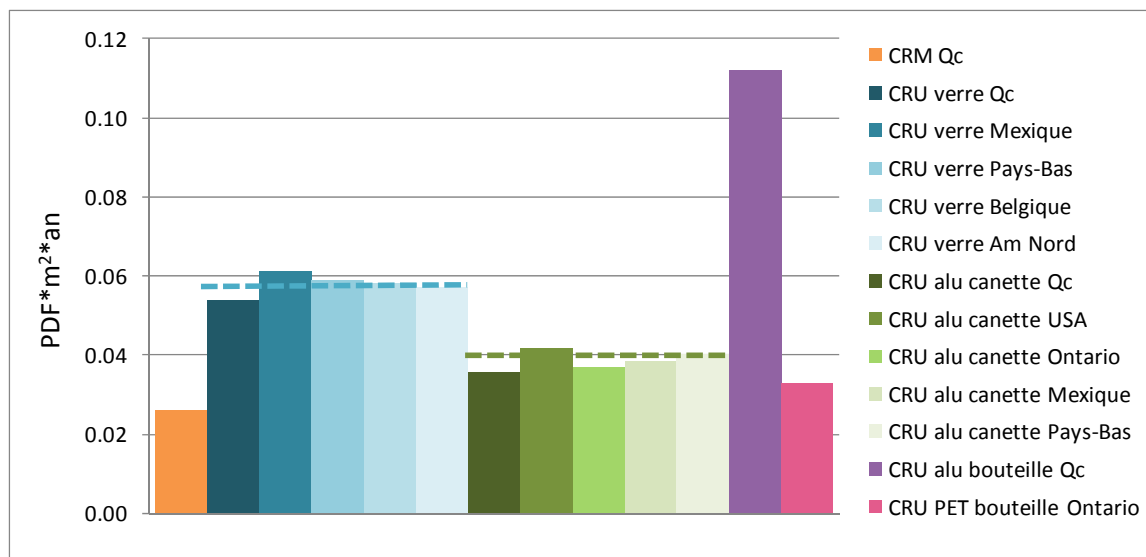


Figure 3-4 : Dommages sur la qualité des écosystèmes (IMPACT 2002+).

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*m²*an	0,032	0,057	0,069	0,061	0,060	0,079	0,065	0,113
	Relatif	1,0	1,8	2,1	1,9	1,9	2,4	2,0	3,5
	Unité	CRM	CRU aluminium (canette)						CRU PET
			Qc	USA	Ontario	Mexique	Pays-Bas	Moyenne	
	PDF*m²*an	0,032	0,036	0,044	0,039	0,040	0,041	0,040	0,040
	Relatif	1,0	1,1	1,4	1,2	1,2	1,3	1,2	1,2

3.1.6 Acidification et eutrophisation aquatique

Les impacts d'acidification et d'eutrophisation aquatique de la méthode IMPACT 2002+ ne sont pas convertis dans l'indicateur de dommage « Qualité des écosystèmes », faute de facteurs de conversion fiables disponibles. Les résultats pour ces deux indicateurs sont donc présentés séparément de sorte à offrir une information complète au décideur. Les résultats, illustrés à la Figure 3-5 (acidification) et à la Figure 3-6 (eutrophisation) sont exprimés en kilogrammes de dioxyde de soufre équivalents (kg SO₂ eq) et en kilogrammes de phosphate équivalents (kg PO₄⁻ eq) respectivement. Les traits tillés indiquent les valeurs moyennes respectives des CRU en verre et en aluminium (canettes).

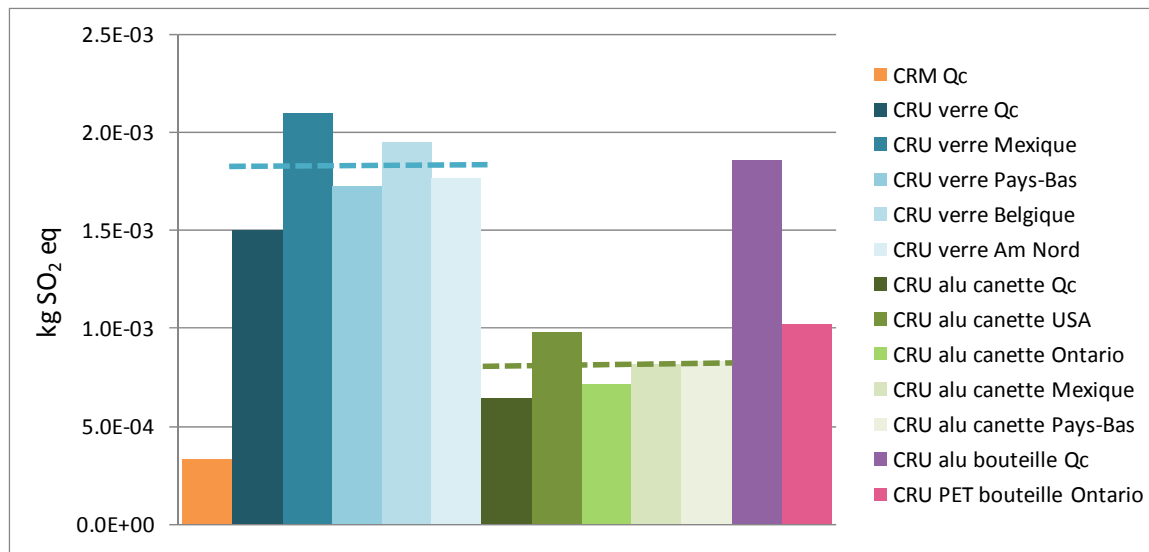


Figure 3-5 : Impacts sur l'acidification aquatique (IMPACT 2002+).

La tendance générale apparaît similaire à celle observée pour les indicateurs de dommages, à l'exception près que les CRU en verre semblent générer des impacts d'acidification aquatique similaires à ceux de la bouteille en aluminium. La hiérarchie reste sinon inchangée.

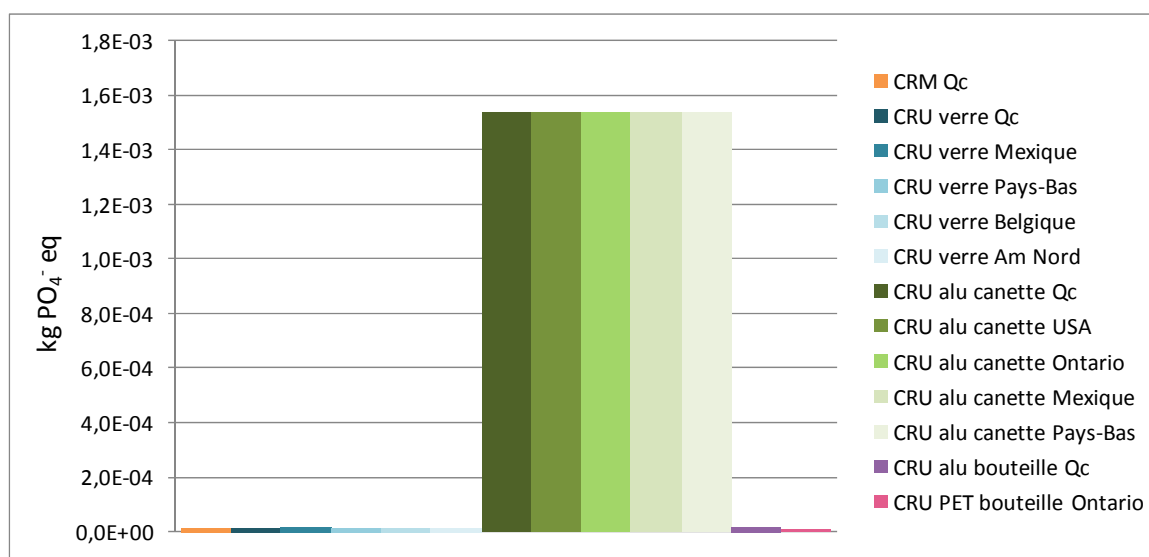


Figure 3-6 : Impacts sur l'eutrophisation aquatique (IMPACT 2002+).

En revanche, en termes d'eutrophisation aquatique (Figure 3-6), les canettes en aluminium apparaissent générer considérablement plus d'impacts que les autres options (160 fois plus que les CRM, 120 fois plus que les CRU en verre, 85 fois plus que la bouteille en aluminium et 195 fois plus que la bouteille en PET). Ces écarts s'expliquent par une émission de phosphore (P) dans les eaux de 0,5 g par canette lors du processus de mise en forme de cette dernière, émission responsable de plus de 99,9 % des impacts de ce type de contenants. Le phosphore étant la principale cause d'eutrophisation, cette émission biaise le score calculé à l'aide de la méthode IMPACT 2002+.

Un tel écart traduit certainement une erreur dans l'inventaire publié par l'*Aluminum Association* (AA, 2010) ayant servi de référence pour cette étude. Une brève réévaluation de cet impact, en excluant cette émission suspecte de phosphore de l'inventaire des canettes, génère les résultats présentés à la Figure 3-7 (les résultats des CRU en verre et des canettes y sont chacun agrégés sous la forme d'un score moyen).

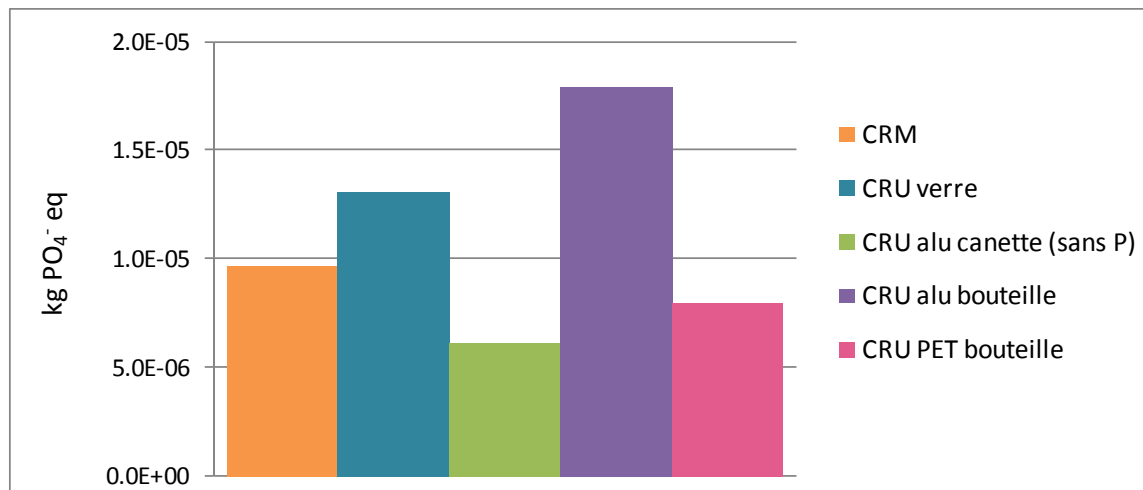


Figure 3-7 : Impacts sur l'eutrophisation aquatique, excluant les émissions de phosphore du processus de mise en forme des canettes (IMPACT 2002+).

Il apparaît dès lors que les impacts sur l'eutrophisation aquatique - recalculés - ne présentent pas tout à fait les mêmes tendances que les indicateurs de dommages, puisque la bouteille en PET apparaît moins nocive que les CRM. Le faible score d'impact des canettes ne peut être jugé représentatif puisque la donnée d'émission de phosphore lors du processus de mise en forme a précisément été mise à zéro.

L'impact relativement élevé des CRM résulte quant à lui de la demande chimique en oxygène (DCO) mesurée dans les effluents du procédé de lavage et stérilisation des bouteilles, qui contribue à 36 % de l'impact total pour cet indicateur. Cette donnée, de 189 g de DCO par bouteille lavée, provient toutefois d'un procédé générique suisse vieux de 15 ans (BUWAL, 1996) dont la représentativité et la fiabilité sont faibles.

Pour conclure sur cet indicateur, il conviendrait de collecter des données spécifiques au cas à l'étude directement auprès des principaux brasseurs québécois, ce qui n'a pu être réalisé.

3.1.7 Utilisation d'eau

L'utilisation d'eau n'est pour l'instant pas un indicateur d'ACV, bien que de nombreux efforts soient déployés de par le monde pour parvenir à caractériser l'impact associé à la déplétion de cette ressource. Il faut noter que l'on parle ici d'utilisation d'eau et non de consommation d'eau, ce dernier terme étant réservé à la partie "évaporée" et "incorporée/exportée" de l'eau, et non à la partie qui retourne à l'écosystème dans le même bassin versant (Humbert, 2010). Telle que présentée dans cette section, l'utilisation d'eau constitue un indicateur d'inventaire, c'est-à-dire la somme des flux élémentaires d'extraction de la ressource « eau » de la biosphère. Les résultats, illustrés à la Figure 3-8, représentent l'utilisation totale d'eau douce exprimée en litres, excluant l'eau turbinée dans des centrales hydroélectriques. Les traits tillés indiquent les valeurs moyennes respectives des CRU en verre et en aluminium (canettes).

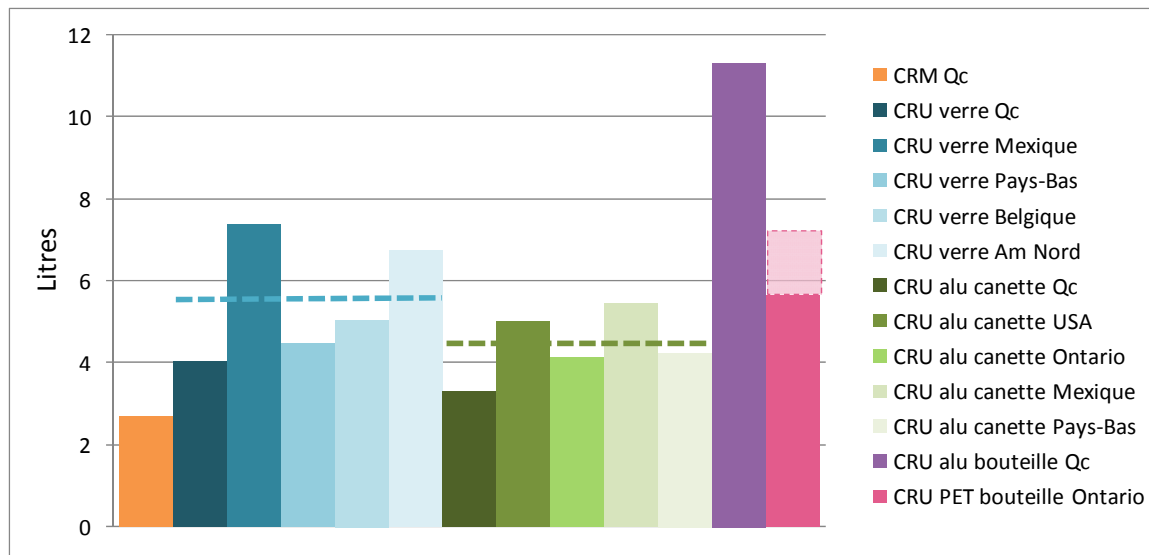


Figure 3-8 : Utilisation d'eau au cours du cycle de vie des contenants de bière.

On observe les mêmes tendances que pour les autres indicateurs. Cependant, les écarts entre les options sont jugés trop faibles (il faut au moins un facteur 10) pour pouvoir conclure qu'un type de contenant est moins dommageable qu'un autre avec un degré de confiance suffisant. Le Tableau 2-6 présente cependant les résultats calculés pour cet indicateur, à titre indicatif.

Il faut noter que la donnée de production de la résine de PET employée dans le cadre de cette étude (ACC, 2010b) n'inclut pas l'utilisation d'eau au cours du cycle de vie de la résine, de l'extraction des matières premières et jusqu'à sa production. En revanche, le dernier inventaire publié par *Plastics Europe* (2010), représentatif de l'industrie européenne, fait état d'une consommation de 60 litres d'eau par kg de résine. Ainsi, avec cet ajout, l'utilisation d'eau de la bouteille de PET sur l'ensemble de son cycle de vie ne serait pas de 5,7 L (tel que le montre la barre rose foncé de la Figure 3-8), mais de 7,3 L (ajout rose clair).

Tableau 3-6 : Résultats de l'analyse comparative - Utilisation d'eau

Flux	Unité	CRM	CRU verre						CRU alu bouteille
			Qc	Mexique	Pays-Bas	Belgique	Am Nord	Moyenne	
Utilisation d'eau	Litres	2.5	4.0	7.2	4.4	5.0	6.3	5.4	11.3
	Relatif	1.0	1.6	2.8	1.8	2.0	2.5	2.1	4.5
	Unité	CRM	CRU aluminium (canette)						CRU PET (*)
			Qc	USA	Ontario	Mexique	Pays-Bas	Moyenne	
	Litres	2.5	3.3	5.0	4.1	5.4	4.2	4.4	7.2
	Relatif	1.0	1.3	2.0	1.6	2.1	1.7	1.7	2.9

(*) Inventaire modifié incluant l'utilisation d'eau pour la production de la résine de PET

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 chacun des indicateurs de dommages 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 de la fraction non recyclée.

Comme illustré par la Figure 3-9 et le Tableau 3-7 (dommages sur le changement climatique), l'analyse de contribution montre que l'étape de production des contenants est dans tous les cas l'étape dominante du point de vue des dommages environnementaux générés par les CRU.

La contribution aux dommages des CRM est en revanche répartie entre les étapes de production du contenant, des transports et des emballages secondaires et tertiaires. Pour cette dernière étape, la plus grande importance relative des emballages dans le profil des CRM par rapport aux autres contenants provient des deux éléments suivants :

- Davantage de cartons sont requis pour les CRM (des cartons additionnels sont nécessaires pour la collecte des CRM) ; mais surtout
- De nouveaux cartons sont nécessaires à chaque remplissage tandis que seule une fraction de CRM doit être produite pour remplir l'unité fonctionnelle.

La contribution relative de l'étape de conditionnement dans le profil des CRM demeure faible (maximum 13 % en termes de changement climatique et de ressources), malgré l'utilisation de données de consommation énergétique possiblement surestimées pour le lavage et la stérilisation des CRM récupérés⁵. L'utilisation d'électricité hydraulique tend à réduire la contribution de cette étape⁶. La consommation énergétique du processus de lavage et de stérilisation des CRM a fait l'objet d'une analyse de sensibilité (voir chapitre 3.4.3).

⁵ On rappellera que la donnée provient en partie de la société BRQ (consommation d'eau 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) (électricité, NaOH, HCl et émissions).

⁶ Une rapide analyse montre que si l'électricité employée provenait du mélange d'approvisionnement énergétique nord-américain moyen, la contribution de cette étape passerait à 25 % environ.

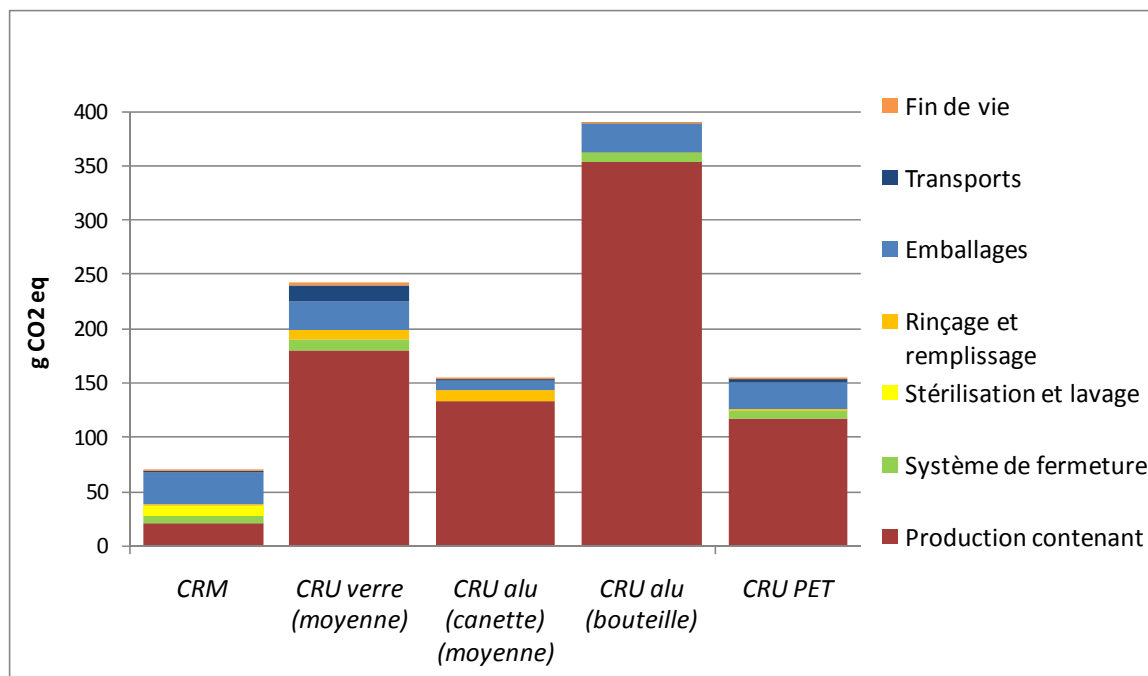


Figure 3-9 : Contribution aux dommages sur le changement climatique par étape du cycle de vie des contenants (IPCC 2007).

Tableau 3-7 : Résultats de l'analyse de contribution - Changement climatique (IPCC 2007)

Contenant	Production contenant	Système de fermeture	Lavage et stérilisation	Rinçage et remplissage	Emballages	Transports	Fin de vie
CRM	30%	12%	12%	1.6%	42%	3%	0.4%
CRU verre	74%	4%	na	3.7%	10%	6%	1.4%
CRU alu (canette)	86%	n/a	na	7.3%	5%	1%	0.3%
CRU alu (bouteille)	91%	2%	na	0.3%	7%	0.1%	0.3%
CRU PET	76%	4%	na	0.7%	17%	2%	0.7%

Si les observations faites pour les dommages sur le changement climatique restent globalement valables en termes d'utilisation des ressources et de santé humaine, les dommages sur la qualité des écosystèmes présentent en revanche des profils différents, en particulier pour la bouteille en PET (voir Figure 3-10 et Tableau 3-8).

Nous identifions deux différences majeures : 1) la contribution relative des emballages secondaires et tertiaires (cartons et palettes) est plus importante en termes de qualité des écosystèmes que pour les autres dommages, et 2) la production du contenant en PET génère relativement moins d'impacts que pour les autres dommages. Ce deuxième point est dû au fait qu'une part importante des substances émises lors de la production du PET n'est pas encore caractérisée par les modèles ÉICV actuels.

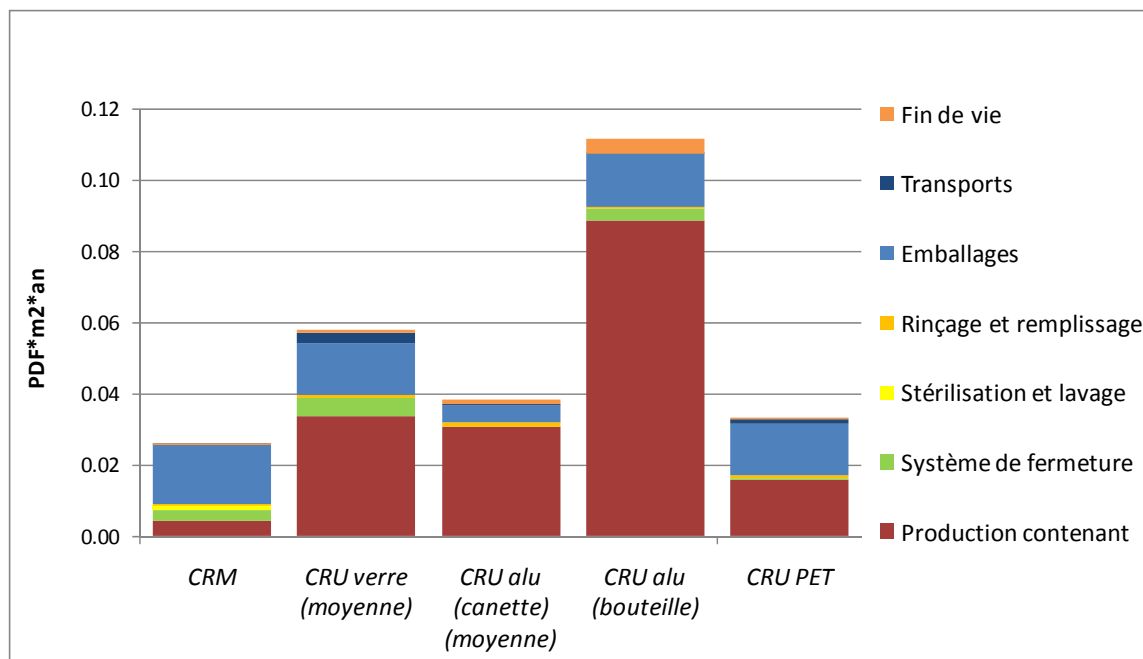


Figure 3-10 : Contribution aux dommages sur la qualité des écosystèmes par étape du cycle de vie des contenants (IMPACT 2002+).

Dans le cas des CRM, les emballages secondaires et tertiaires apparaissent être responsables de la moitié des dommages sur les écosystèmes en raison des deux facteurs présentés plus haut et en raison du fait que l'importance relative des emballages est encore exacerbée pour cette catégories de dommage. Vu l'ampleur de cette contribution, l'établissement du profil environnemental exact des CRM impliquerait toutefois de collecter des données 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 nous semble raisonnable quoique pouvant être améliorée.

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	17%	13%	4%	1.9%	64%	1%	0.1%
CRU verre	58%	9%	na	1.3%	26%	5%	0.8%
CRU alu (canette)	80%	n/a	na	3.3%	12%	1%	3.8%
CRU alu (bouteille)	79%	3%	na	0.4%	13%	0.1%	4.0%
CRU PET	49%	1%	na	1.5%	45%	3%	0.3%

L'ensemble des résultats de l'analyse de contribution sont présentés à l'Annexe D.

3.3 Qualité des données d'inventaire

Les résultats de l'analyse de la qualité des données d'inventaire sont résumés à l'Annexe C du présent rapport.

À partir de ces analyses, il a été possible de constater que dans l'ensemble, les données employées pour l'analyse sont jugées acceptables.

Les principales données à améliorer pour augmenter la robustesse des résultats sont liées aux processus/paramètres suivants :

- Le nombre d'utilisations des CRM ;
- Le processus de lavage et de stérilisation des CRM récupérés ;
- La nature des hydrocarbures émis lors de la production de la résine de PET ;
- Les taux de pertes lors de la distribution des différents contenants.

Ces paramètres ont été testés en analyse de sensibilité.

3.4 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 employés, ainsi qu'aux choix méthodologiques effectués. Les résultats obtenus sont liés à ces paramètres et leur incertitude est transférée aux conclusions tirées.

Afin de tester la robustesse de certains paramètres, des analyses de sensibilité ont été réalisées au cours desquelles la valeur des paramètres incertains a été changée pour des valeurs différentes quoique vraisemblables. L'étendue des variations que prennent alors les résultats indique l'importance des paramètres modifiés ainsi que la plage dans laquelle se situent les résultats les plus probables.

Huit analyses de sensibilité ont été effectuées pour vérifier l'influence des hypothèses de modélisation sur les conclusions de l'étude. Les résultats détaillés de chacun de ces analyses sont présentés à l'Annexe D.

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 au chapitre 2.3, il faut produire une fraction donnée de CRM qui dépend de son nombre d'utilisations.

Par défaut, la valeur de 10 utilisations par CRM a été considérée dans l'analyse, moyenne calculée par RECYC-QUÉBEC lors de ses vérifications. Toutefois, l'industrie brassicole avance régulièrement 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.

L'analyse de sensibilité vise à évaluer l'influence de ce paramètre sur les résultats comparatifs afin de tester leur robustesse. 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).

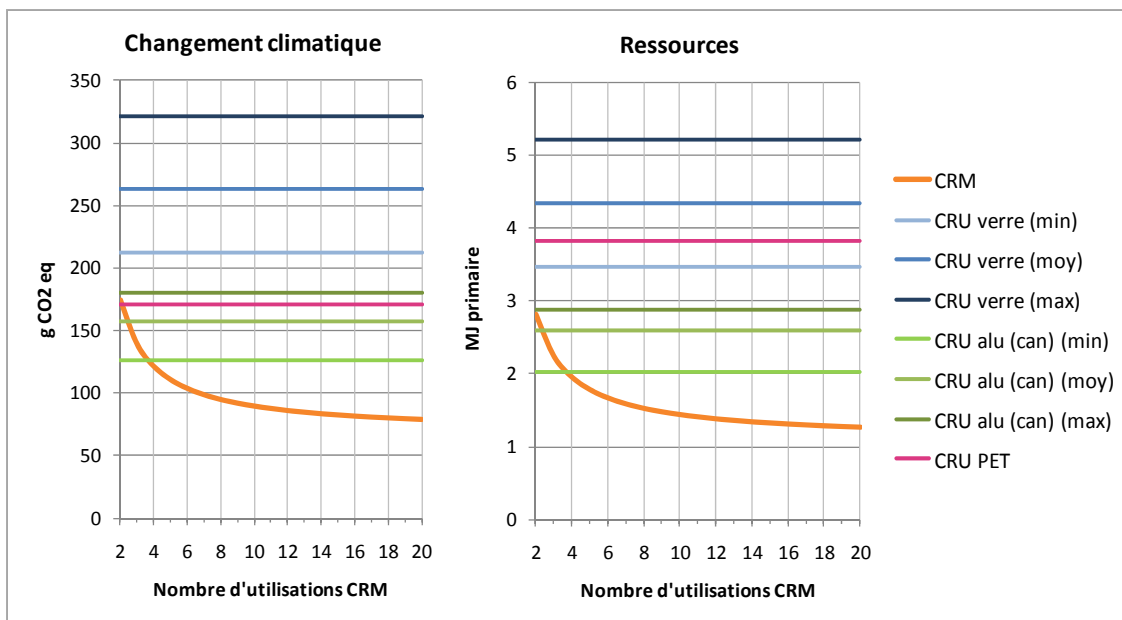


Figure 3-11 : Dommages sur le changement climatique (IPCC 2007) et sur les ressources (IMPACT 2002+) en fonction du nombre d'utilisations des CRM.

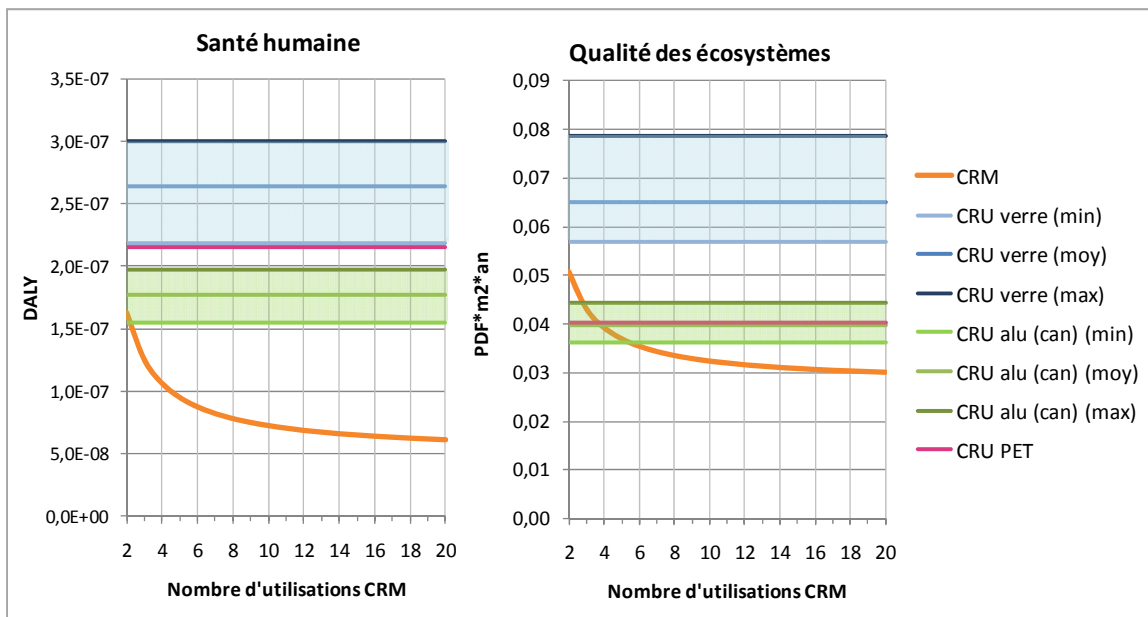


Figure 3-12 : Dommages sur la santé humaine et sur la qualité des écosystèmes (IMPACT 2002+) en fonction du nombre d'utilisations des CRM.

Comme l'illustrent la Figure 3-11 (changement climatique et ressources) et la Figure 3-12 (santé humaine et qualité des écosystèmes), la hiérarchie observée entre types de contenants est maintenue pour tous nombres d'utilisation des CRM supérieur à six. Il apparaît clairement que les plages de scores de dommages des canettes (surface verte) et des CRU en verre (surface bleue), de même que les dommages de la bouteille en PET (ligne rose) demeurent au dessus de la courbe représentant les dommages des CRM (courbe orange) dès quelques utilisations seulement.

Cette analyse confirme donc les résultats obtenus et conforte la pertinence des CRM au regard de leurs impacts environnementaux potentiels, pour tout nombre d'utilisations réaliste (soit 6 au minimum).

Les résultats complets de cette analyse sont présentés à l'Annexe D.

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 sensibilisé considère différents taux de pertes selon le type de contenant (verre, aluminium ou PET). Typiquement, des taux de pertes de 1 % pour l'aluminium et le PET et de 5 % ou 10 % 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 (« *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 2008* »). 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 al., 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 3-9 présente les impacts pour la production d'un litre de bière pour les différents pays importateurs.

Tableau 3-9 : Impacts de la production d'un litre de bière pour les différents pays importateurs

Catégorie de dommage	Unité	Production bière (1L) (Québec)	Production bière (1L) (Am Nord)	Production bière (1L) (Ontario)	Production bière (1L) (US)	Production bière (1L) (Mexique)
Santé humaine	E-07 DALY	840	957	891	1048	915
Qualité des écosystèmes	PDF*m2*an	241	242	241	244	242
Changement climatique	kg CO2 eq	135	158	145	162	160
Ressources	MJ primaire	1724	2118	2068	2161	2122

Comme l'illustre la Figure 3-13 pour les dommages sur le changement climatique, même en considérant des taux de pertes 10 fois supérieurs pour les bouteilles en verre que pour les autres types de contenants, les conclusions ne sont pas modifiées. En effet, l'incidence de pertes de 10 % sur les contenants en verre fait croître les dommages sur le changement climatique, les ressources et la santé humaine de 10 à 15 % et de 25 à 35 % en termes de qualité des écosystèmes, mais la hiérarchie demeure cependant similaire (et les écarts entre options restent significatifs).

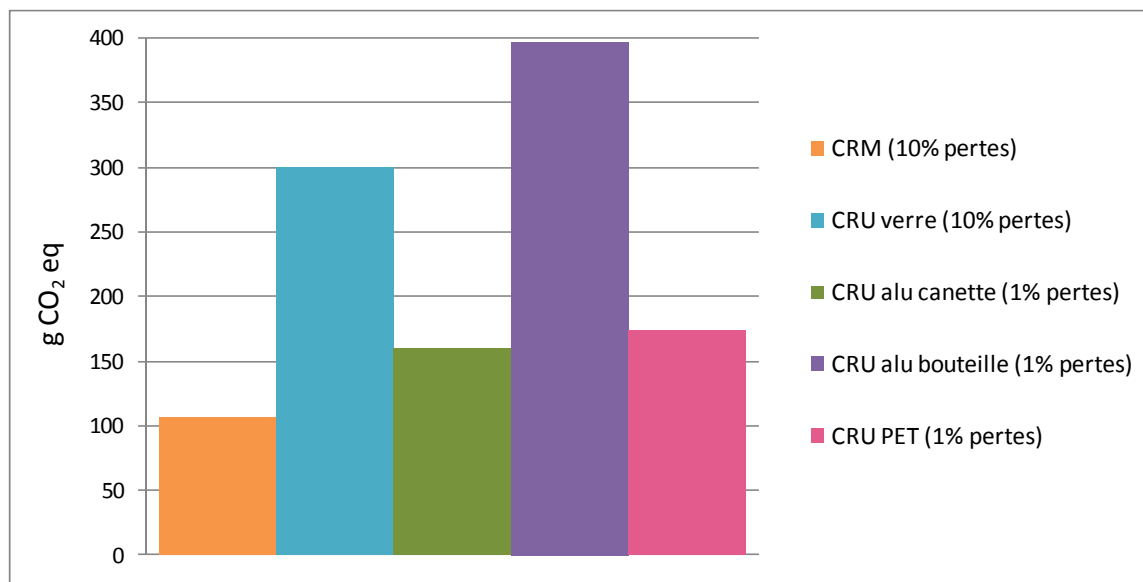


Figure 3-13 : Dommages sur le changement climatique (IPCC 2007) avec taux de pertes de 10% pour le verre et 1% pour l'aluminium et le PET.

3.4.3 Énergie pour le processus de lavage et stérilisation des CRM

Comme décrit au chapitre 2.7, les données employées pour le procédé de lavage et stérilisation des CRM ont une fiabilité et une représentativité limitées. Une analyse de sensibilité a donc été réalisée pour évaluer l'incidence d'une modification de la consommation énergétique du procédé sur les dommages du cycle de vie complet des CRM. Les consommations de gaz naturel et d'électricité de référence ont donc été doublées, quintuplées puis décuplées.

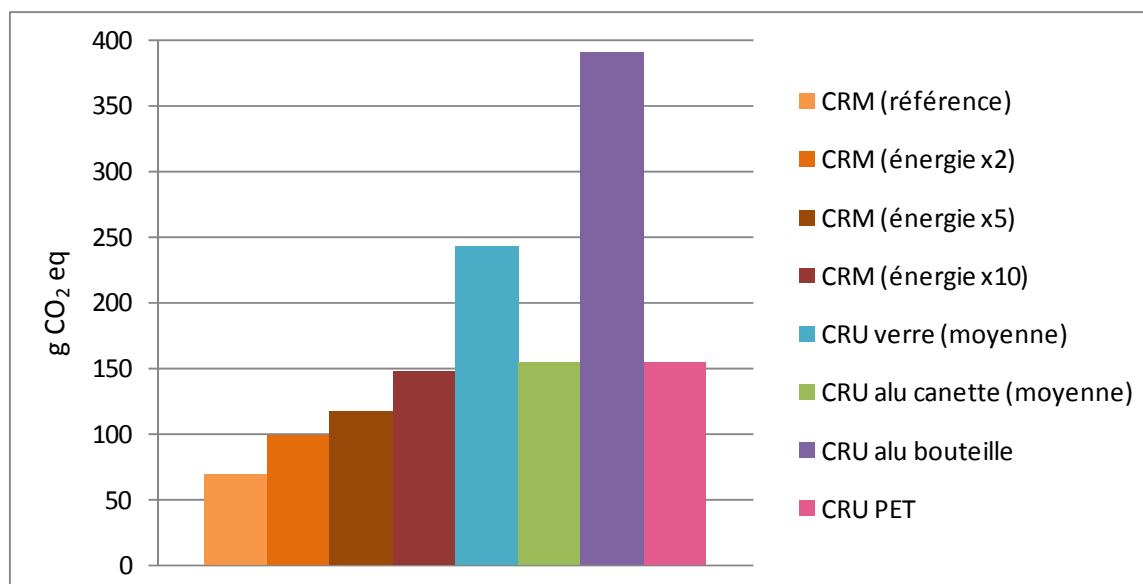


Figure 3-14 : Dommages sur le changement climatique, selon l'énergie nécessaire au lavage et à la stérilisation des CRM (IPCC 2007).

La Figure 3-14, qui illustre les résultats de cette analyse en termes de dommages sur le changement climatique, montre qu'il faudrait une consommation énergétique environ dix fois

supérieure à celle considérée dans l'étude, soit 700 MJ de gaz naturel et 300 kWh d'électricité pour 1000 CRM (ou un total de 1680 MJ toute énergie confondue), pour que les dommages des CRM soient équivalents à ceux des canettes en aluminium. Une telle quantité d'énergie semble cependant très peu réaliste ; elle équivaut en effet à la consommation énergétique d'un ménage québécois moyen pendant six jours⁷.

La même tendance est observée pour les dommages sur les ressources. Ce paramètre n'a en revanche aucune incidence en termes de santé humaine et de qualité des écosystèmes (voir l'Annexe D pour les résultats complets).

3.4.4 Pasteurisation des contenants

Dans le modèle de référence, le procédé de pasteurisation des contenants pleins a été exclu des frontières du système. Une analyse de sensibilité a été réalisée afin d'évaluer sa contribution.

La pasteurisation consiste à les contenants pleins à une certaine température, afin de tuer ou d'inactiver les micro-organismes et les levures présents dans la bière et ainsi en assurer la stabilité et la conservation. Toutes les bières ne sont pas pasteurisées, en particulier les bières des micro-brasseries. Dans l'industrie on pasteurise la bière à environ 13 à 15 UP (unités de pasteurisation, avec 1 UP = une minute à 60°C). La méthode la plus utilisée est la pasteurisation en tunnel, qui consiste à propulser des jets d'eau de plus en plus chaude sur les bouteilles afin de les amener progressivement à la bonne température (60°C), qui est ensuite maintenue pendant 10 à 15 minutes. Pour finir, des jets d'eau froide ramènent progressivement la bouteille à une température de 30°C. Le Tableau 3-10 indique les principales caractéristiques de la pasteurisation en tunnel.

Tableau 3-10 : Données employées pour le processus de pasteurisation en tunnel des contenants de bière (pour 1000 contenants)

Donnée	Quantité	Unité	Source
Eau	200	Litres	Zhangjiagang KaiCheng Machinery Factory
Eau (vapeur)	60	Litres	Zhangjiagang KaiCheng Machinery Factory
Énergie (Gaz naturel)	120	MJ	Calculé

La pasteurisation flash consiste à chauffer la bière à une température légèrement plus élevée pendant un temps restreint, et de la mettre ensuite en bouteille dans des contenants déjà stérilisés. Si cette technique permet d'économiser 75 % à 85 % de l'énergie consommée pour la pasteurisation en tunnel (Clarke, 2010), elle est complexe et coûteuse à réaliser. De plus, il est possible que certains des désinfectants utilisés pour la pasteurisation flash altèrent le goût de la bière.

Dans le cadre de cette analyse de sensibilité, il a été considéré que tous les contenants étaient pasteurisés en tunnel, à l'exception des bouteilles en PET qui ne peuvent subir un tel traitement thermique, qui causerait une déformation du contenant. La pasteurisation flash est donc la technique utilisée pour les contenants en PET.

Cette analyse a révélé une augmentation des scores de dommages sur le changement climatique et la consommation de ressources de 13 et 15% pour les CRM, 4% pour les CRU en

⁷ En moyenne, 275 MJ par ménage québécois et par jour (OEE, 2005).

verre, de 5 et 6 % pour les CRU en aluminium (canette), 2 et 3 % pour les CRU en aluminium (bouteille), et 1 % pour les CRU en PET. Si ce procédé peut avoir une contribution significative à l'impact global de certains contenants, il ne modifie toutefois pas les conclusions de l'étude, les écarts entre les contenants restant sensiblement les mêmes. Ceci reste vrai également pour la comparaison entre les CRM et les CRU en PET.

3.4.5 Mélange d'approvisionnement électrique des contenants européens

Dans le modèle de référence, la production et le remplissage des contenants en provenance des Pays-Bas et de Belgique fait appel à de l'électricité du réseau européen UCTE (Union pour la coordination du transport de l'électricité). Ce choix était justifié par le fait que les pays d'Europe continentale, du Portugal à la Pologne et du Danemark (moitié Ouest) à la Grèce font partie d'un même réseau électrique interconnecté. Ainsi, il n'est en principe pas possible de savoir quelle part de l'électricité consommée à un instant donné provient de la production domestique, et quelle part est importée via le réseau UCTE.

Une analyse de sensibilité a cependant été réalisée afin d'évaluer l'incidence d'une prise en compte de ce réseau UCTE pour la consommation électrique des contenants en provenance des Pays-Bas et de la Belgique, à défaut de leur mélange d'approvisionnement électrique national respectif.

Cette analyse a révélé des écarts potentiels au niveau des indicateurs de dommages ne dépassant pas 5 % pour les contenants concernés, selon le mélange d'approvisionnement électrique utilisé. Ce paramètre ne modifie donc pas les conclusions de l'étude.

3.4.6 Modélisation des hydrocarbures émis lors de la production de PET

Comme décrit à la section 3.1.4, la donnée de production de résine de PET utilisée dans cette étude (ACC, 2010b) comprend des émissions d'hydrocarbures (HC) dont la nature n'est pas spécifiée. Or, selon la substance employée dans le modèle, ses impacts toxicologiques peuvent considérablement varier.

Dans cette analyse de sensibilité, la substance « *Hydrocarbons, unspecified* » (pas de facteur de caractérisation) a été remplacée dans l'inventaire de production de PET par la substance « *Hydrocarbons, aromatic* » dont le facteur de caractérisation est de 0,0099 DALY/kg pour la méthode IMPACT 2002+. Ceci constitue une hypothèse forte dans la mesure où tous les hydrocarbures émis dans l'air ne sont vraisemblablement pas aromatiques.

La Figure 3-15 illustre l'incidence de cette modification sur l'indicateur de dommages « santé humaine ». Selon la substance modélisée, les dommages sur l'ensemble du cycle de vie de la bouteille en PET peuvent varier d'un facteur 10. De plus, l'incertitude est encore grande sur les facteurs de caractérisation des hydrocarbures dans les méthodes ÉICV actuelles (Margni, 2010).

Ainsi, la fraction de molécules aromatiques au sein des émissions d'hydrocarbures pour la production de PET étant inconnue, il n'est pas possible de conclure quant à l'impact potentiel de ce contenant en matière de santé humaine. La rigueur implique d'attendre que des inventaires plus détaillés et des facteurs de caractérisation moins incertains soient disponibles avant de tirer de quelconques conclusions.

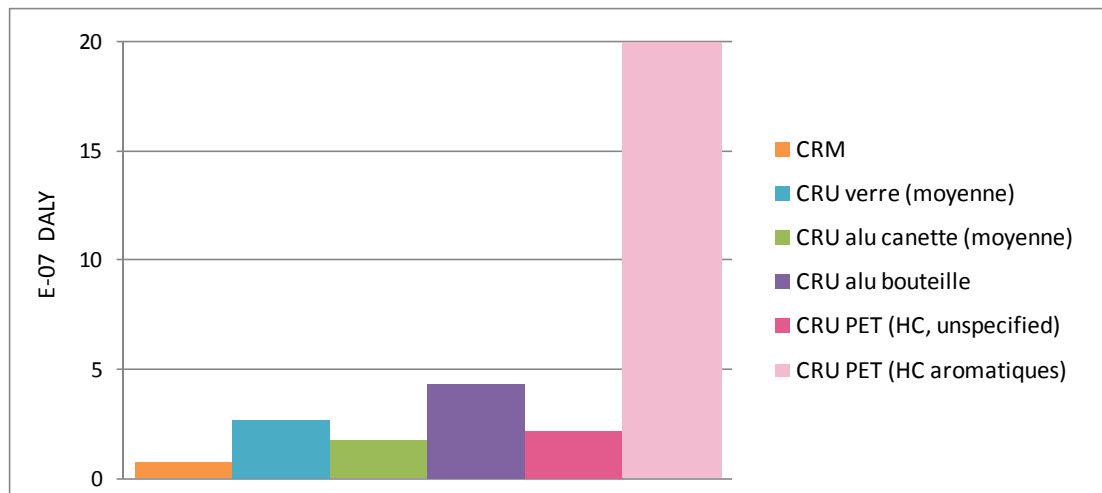


Figure 3-15 : Dommages sur la santé humaine selon le type d'hydrocarbures émis lors de la production du PET (IMPACT 2002+).

3.4.7 Méthode d'imputation du recyclage par extension des frontières

Comme expliqué au chapitre 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 était celle dite du « cut-off », qui attribue les bénéfices du recyclage aux produits qui contiennent de la matière recyclée. Une analyse de sensibilité a donc 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 recyclée, 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. Comme l'indique le Tableau 3-11 pour les dommages sur le changement climatique, les scores d'impacts diffèrent effectivement de ceux calculés à l'aide de la méthode du « cut-off ». Cependant, la hiérarchie établie reste la même et les écarts entre les types de contenants ne changent que peu (en particulier, l'écart entre la bouteille en aluminium et les CRU en verre tend à se réduire) (Figure 3-16).

Tableau 3-11 : Résultats comparatifs pour le changement climatique (IPCC 2007), 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 CO ₂ eq)	Cut-off	70	204	290	214	241	268	243	390
	Ext. frontières	67	215	299	223	250	273	252	311
	Différence	-4%	5%	3%	4%	4%	2%	4%	-20%
	Méthode d'imputation	CRM	CRU aluminium (canette)						CRU PET
			Qc	USA	Ontario	Mexique	Pays-Bas	Moyenne	
	Cut-off	70	125	174	143	172	156	154	155
	Ext. frontières	67	115	164	132	162	143	143	127
	Différence	-4%	-8%	-6%	-7%	-6%	-8%	-7%	-18%

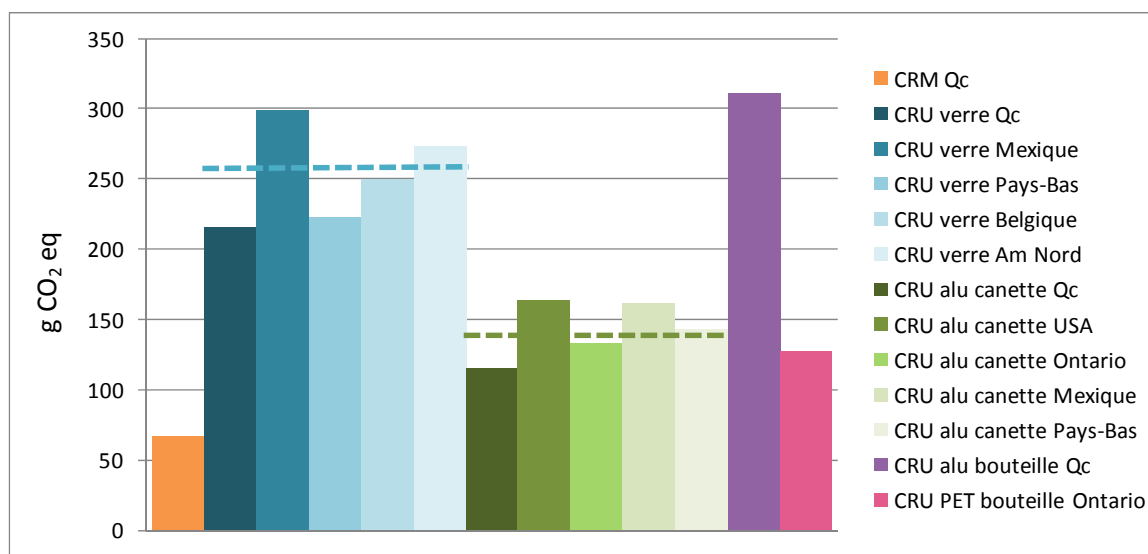


Figure 3-16 : Dommages sur le changement climatique avec méthode d'imputation du recyclage de l'extension des frontières (IPCC 2007).

La même observation est faite pour les autres indicateurs de dommages, dont les résultats avec la méthode d'imputation de l'extension des frontières sont disponibles à l'Annexe D.

L'analyse de sensibilité montre donc que le choix de la méthode d'imputation pour le recyclage ne modifie pas les conclusions de l'étude.

3.4.8 ÉICV avec la méthode ReCiPe

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 ReCiPe 1.03, l'une des dernières méthodes internationales développées (Goedkoop et al., 2009). Contrairement aux méthodes nord-américaines disponibles, cette méthode propose 18 indicateurs d'impacts agrégés ensuite en trois catégories de dommages. Ceux-ci sont présentés au Tableau 3-12. L'utilisation d'une

seconde méthode européenne dans une étude dont le contexte est principalement nord-américain vise à privilégier les méthodes les plus récentes et les plus complètes.

Tableau 3-12 : Indicateurs de la méthode ReCiPe

Catégorie de dommage	Catégorie d'impact
Santé humaine (DALY)	Appauvrissement de la couche d'ozone
	Toxicité humaine
	Radiations ionisantes
	Oxydation photochimique
	Particules fines
Diversité des écosystèmes (Espèces*an)	Changement climatique
	Écotoxicité terrestre
	Acidification terrestre
	Écotoxicité des eaux marines
	Eutrophisation des eaux marines
	Écotoxicité des eaux douces
	Eutrophisation des eaux douces
	Occupation de terres agricoles
	Occupation de terres urbaines
	Transformation des espaces naturels
Disponibilité des ressources (\$)	Combustibles fossiles
	Appauvrissement des ressources minérales
	Appauvrissement des ressources en eau

Outre des catégories d'impacts sensiblement différentes, la principale différence entre ReCiPe et IMPACT 2002+ est que les impacts sur le changement climatique sont répartis entre les dommages sur la santé humaine et ceux sur la diversité des écosystèmes. Ainsi, seuls trois indicateurs de dommages sont présentés. Par ailleurs, les indicateurs « Écotoxicité des eaux douces » et « Appauvrissement des ressources en eau » ne sont pas encore pris en compte dans la conversion en dommages sur la diversité des écosystèmes et la disponibilité des ressources respectivement.

ReCiPe propose des facteurs de caractérisation suivant trois « perspectives » différentes, telles que décrites par Thompson et al. (1990) dans leur « Théorie culturelle ». Cette dernière avance qu'il est possible de créer des séries consistantes de choix subjectifs (tels que les horizons temporels ou la capacité d'adaptation du milieu) correspondant à trois visions, ou « perspectives » culturelles définies comme :

- La perspective individualiste (I), basée sur des intérêts à court terme, ne considère que les impacts dont les effets sont avérés et soutient une vision optimiste quant à la capacité d'adaptation humaine.
- La perspective hiérarchiste (H) se base sur les pratiques et consensus les plus communs en termes d'horizon temporel et d'autres questions pertinentes (capacité d'adaptation, etc.).

- La perspective égalitaire (E) tend à appliquer le principe de précaution de manière stricte, considérant les horizons temporels les plus longs ainsi que des impacts donc les effets ne sont pas encore totalement établis mais pour lesquels certaines indications sont disponibles.

La perspective hiérarchiste a ici été employée. C'est en effet celle qui traduit le mieux le consensus international et qui est recommandée par défaut. Les figures 3-16, 2-17 et 2-18 illustrent les résultats obtenus à l'aide de la méthode ReCiPe (H) pour les trois indicateurs de dommages.

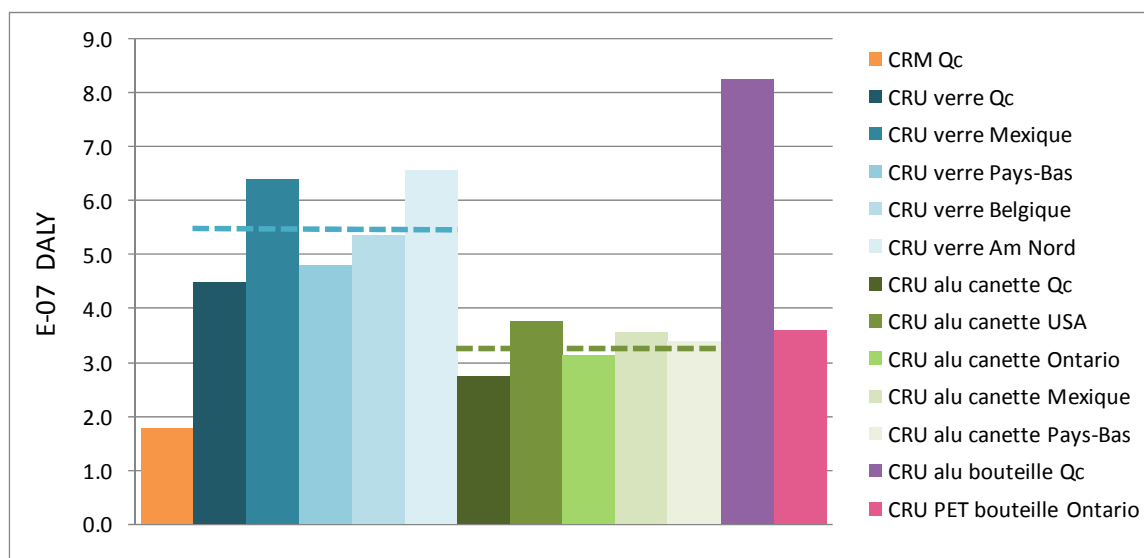


Figure 3-17 : Dommages sur la santé humaine (ReCiPe (H)).

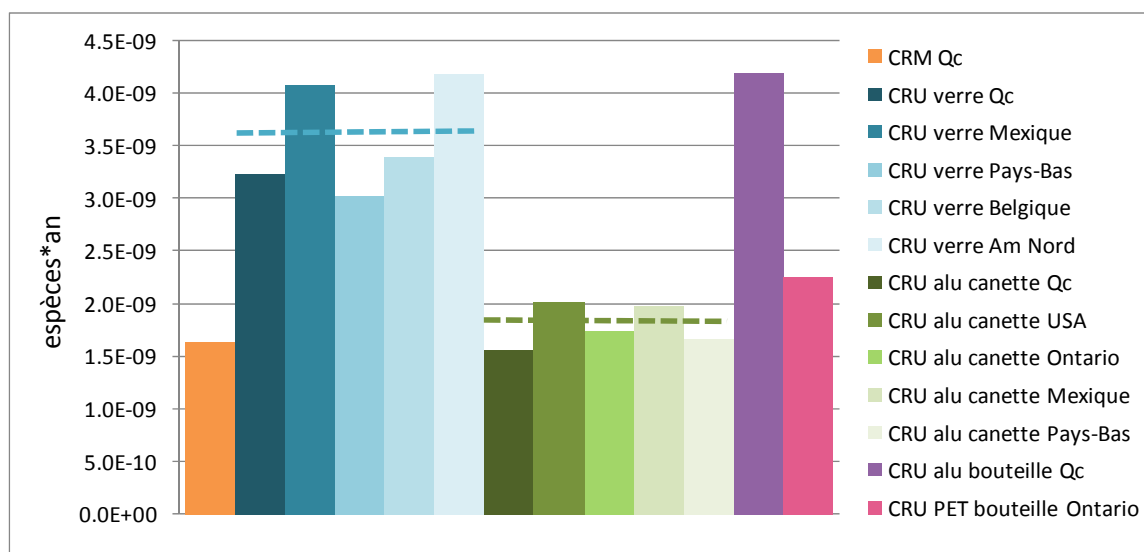


Figure 3-18 : Dommages sur la diversité des écosystèmes (ReCiPe (H)).

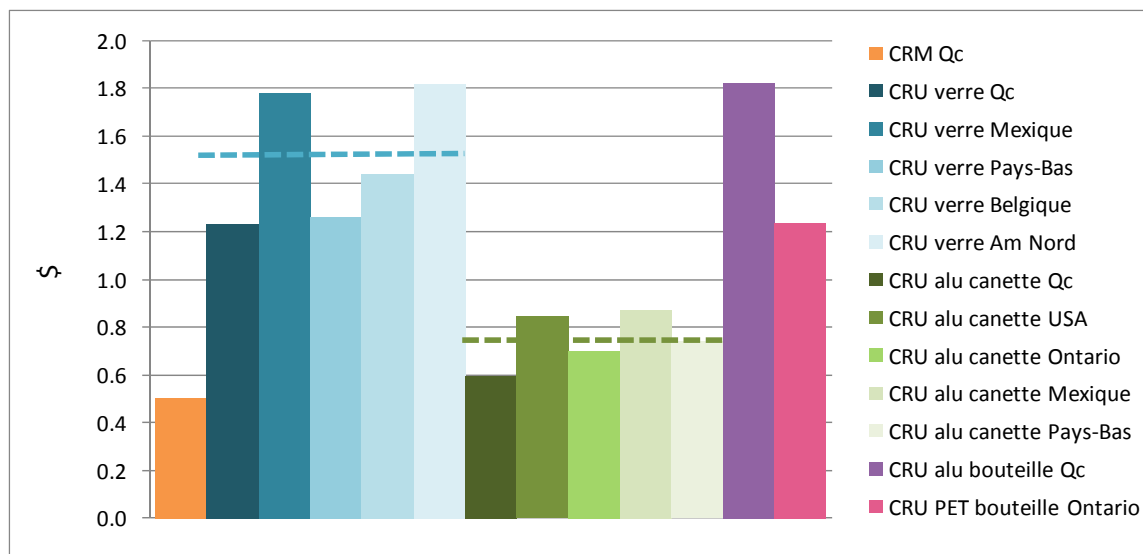


Figure 3-19 : Dommages sur les ressources (ReCiPe (H)).

Pour les trois indicateurs de dommages de la méthode ReCiPe (H), la même hiérarchie que celle obtenue avec IMPACT 2002+ résulte de l'évaluation. Les écarts entre les CRU en verre et la bouteille en aluminium apparaissent toutefois plus faibles avec cette méthode.

La robustesse des résultats de l'ÉICV est donc jugée élevée, puisque le choix de la méthode n'affecte pas les conclusions.

3.5 Analyse d'incertitude

Une analyse d'incertitude de type Monte-Carlo a été réalisée à l'aide du logiciel SimaPro 7.2 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 750.

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).

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. Au total, 70 % des données du modèle possèdent une distribution relative à leur variabilité. Les 30 % des données restantes n'ont pas d'incertitude associée et ont donc été considérées comme étant des données fixes.

La simulation procède à la soustraction de deux systèmes que l'on souhaite comparer. Ainsi, les résultats indiquent la probabilité qu'une option génère plus de dommages que l'autre.

L'analyse d'incertitude a été réalisée sur les contenants en provenance du Québec (ou d'Ontario

pour la bouteille en PET) retenus pour l'étude, par paires de contenants ayant le moins d'écart d'impact environnemental, à savoir un CRM avec un CRU canette, un CRU canette avec un CRU en verre, et enfin un CRU en verre avec un CRU bouteille en aluminium. Une analyse d'incertitude a également été réalisée pour la comparaison entre un CRM et un CRU en verre.

Ainsi, les probabilités pour qu'un CRU canette en aluminium du Québec génère plus de dommages qu'un CRM sont les suivantes :

- 0.9 % pour l'impact sur le changement climatique ;
- 1.9 % pour l'impact sur les ressources ;
- 0 % pour l'impact sur la santé humaine ;
- 14.7 % pour l'impact sur la qualité des écosystèmes, en particulier pour la catégorie intermédiaire utilisation des terres.

Les probabilités pour qu'un CRU canette en aluminium du Québec génère plus de dommages qu'un CRU verre du Québec sont les suivantes :

- 0 % pour l'impact sur le changement climatique ;
- 0.8 % pour l'impact sur les ressources ;
- 7 % pour l'impact sur la santé humaine, en particulier pour les catégories intermédiaires Rayonnements ionisants et Toxicité humaine « non-cancer » ;
- 4.6 % pour l'impact sur la qualité des écosystèmes.

Les probabilités pour qu'un CRU verre du Québec génère plus d'impacts qu'un CRU bouteille en aluminium du Québec sont les suivantes :

- 0.5 % pour l'impact sur le changement climatique ;
- 5.6 % pour l'impact sur les ressources ;
- 9.3 % pour l'impact sur la santé humaine, en particulier pour les catégories intermédiaires Appauvrissement de la couche d'ozone, et Effet respiratoires organiques et inorganiques
- 0.1 % pour l'impact sur la qualité des écosystèmes.

Les probabilités pour qu'un CRM génère plus d'impacts qu'un CRU en verre du Québec sont nulles, et ce pour tous les indicateurs d'impact.

L'analyse d'incertitude sur les données d'inventaire conforte donc les résultats obtenus au niveau des dommages environnementaux.

L'ensemble des résultats de l'analyse d'incertitude est présenté à l'Annexe D.

3.6 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 concernant :

- La consommation d'eau et les émissions d'hydrocarbures dans l'air pour la production de la résine de PET ;
- Les émissions de phosphore lors de la mise en forme des canettes et les impacts sur l'eutrophisation aquatique en résultant ;
- La consommation énergétique et les émissions lors du lavage des CRM récupérées, en particulier de substances eutrophisantes ;
- Le taux de calcin dans les CRU en verre en provenance du Mexique ;
- 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 au lavage et à la stérilisation des CRM, aux emballages utilisés et aux distances de livraison et de collecte.
- La complétude et la validité de la méthode d'évaluation des impacts utilisée, entre autre parce qu'elle ne couvre pas toutes les substances inventoriées, ni tous les impacts environnementaux associés aux activités humaines. Notamment :
 - Les catégories d'impact « cancer », « non-cancer » 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.

- o 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 al., 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.

3.7 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 :

1. La performance environnementale globale des bouteilles en PET, en raison de l'incertitude sur les impacts toxicologiques associés à la production de la résine (influence sur l'indicateur de dommages « santé humaine »). Les résultats en termes de changement climatique et de ressources sont toutefois jugés fiables.
2. Le risque d'eutrophisation aquatique associé au cycle de vie des canettes.

De plus, il faut noter que, si le positionnement des différents contenants reste le même pour les différentes analyses de sensibilité, 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.

Enfin, 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).

La mise à disposition par l'industrie d'inventaires de production de la résine de PET plus détaillés (en particulier une désagrégation par sous-étape) ainsi que l'amélioration des modèles de caractérisation des hydrocarbures émis dans l'air seront en outre nécessaires pour permettre une évaluation exhaustive des impacts environnementaux de contenants en PET.

Enfin, la réalisation d'une ACV spécifique sur le processus de production 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 à remplissage multiple (CRM) par rapport aux contenants à remplissage unique (CRU). Pour la grande majorité des indicateurs évalués, incluant les dommages sur la santé humaine, le changement climatique et l'utilisation de ressources non-renouvelables, les CRM apparaissent générer des impacts significativement inférieurs aux CRU, quelle que soit la nature de ces derniers (bouteilles en verre, canettes, bouteilles en aluminium ou en PET). Le doute subsiste cependant au niveau des impacts potentiels des CRM en termes d'eutrophisation aquatique ; les données disponibles sur le processus de lavage des bouteilles récupérées - et notamment les effluents associés - étant d'une fiabilité limitée.

L'ACV a également montré que tous les CRU ne sont pas égaux au regard de leur empreinte environnementale. Les canettes en aluminium génèrent des impacts inférieurs aux CRU en verre, alors que les bouteilles en aluminium apparaissent plus dommageables que ces derniers. Les bouteilles en PET sont quant à elles équivalentes aux canettes en aluminium en termes d'émissions de gaz à effet de serre mais sont responsables d'une utilisation de ressources supérieure, quoique restant inférieure à celle des CRU en verre. Toutefois, l'incertitude demeure totale quand aux impacts potentiels de ce type de contenants sur la santé humaine, malgré l'utilisation des données nord-américaines les plus récentes sur le sujet. Le niveau des connaissances actuel ne permet donc pas de conclure sur la performance environnementale globale des CRU en PET.

Compte-tenu de cette limite, 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 %
2	CRU en aluminium (canette)	210 % à 230 %	220 % à 230 %	280 % à 340 %
3	CRU en verre (bouteille)	350 % à 380 %	370 % à 400 %	470 % à 480 %
4	CRU en aluminium (bouteille)	460 % à 560 %	450 % à 550 %	560 % à 830 %
<i>Non classé</i>	<i>CRU en PET (bouteille)</i>	<i>190 % à 230 %</i>	<i>250 % à 330 %</i>	<i>n/d</i>

n/d = non disponible, en raison de l'incertitude en termes de santé humaine

La fourchette de valeurs correspond aux écarts relatifs calculés selon les deux méthodes d'allocation

Il a été vérifié que cette hiérarchie restait valable pour toutes les provenances étudiées, pour tout nombre d'utilisations des CRM supérieur à six, et pour tous taux de pertes inférieurs à 10 % lors de la distribution des contenants en verre. En outre, les nombreuses analyses de sensibilité ont confirmé la robustesse des résultats.

Il appartient désormais au décideur d'intégrer ces éléments dans la définition d'une politique d'approvisionnement et de consommation durable et équitable pour le secteur brassicole et l'ensemble des québécois.

5 Références

- 2M RESSOURCES (2010). Production de calcin au Québec. Chiffrier Excel. 20/05/2010
- AA (2010). Life Cycle Impact Assessment of Aluminum Beverage Cans. PE Americas, Boston (MA). Aluminum Association (AA). Final report. 127 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
- BUWAL (1996) Ökoinventare für Verpackungen, Schriftenreihe Umwelt 250, Bern (CH)
- 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
- 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.
- 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
- 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. (2007). LCI Modelling approaches applied on recycling of materials in view of environmental sustainability, risk perception and eco-efficiency. Uster (CH), ESU-services, 8 p.
- 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.
- 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.
- 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
- 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 : <http://oee.nrcan.gc.ca/publications/statistiques/euem03/>
- 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.
- 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. Poly-ethyleneterephthalate (PET) - Bottle Grade. Institut für Energieund Umweltforschung Heidelberg (IFEU). 33 p.
- 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/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
- RECYCAN (2010). Questionnaire de collecte de données sur la collecte des contenants de bière au Québec. Chiffrier Excel. CONFIDENTIEL.
- 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 inclut dans le fichier
« CIRAIG_ACV_CRU.CRM_AnnexeA_MethodoACV_2010.11.10.pdf » fourni avec le présent
rapport.

Annexe B : Données et hypothèses

Le contenu de cette annexe est inclut dans le fichier
« CIRAIG_ACV_CRU.CRM_AnnexeB_DonneesHypotheses_2010.11.10.xlsx » fourni avec le
présent rapport.

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

Le contenu de cette annexe est inclut dans le fichier
« CIRAIG_ACV_CRU.CRM_AnnexeC_QualiteDonnees_2010.11.10.xlsx » fourni avec le présent
rapport.

Annexe D : Résultats bruts

Le contenu de cette annexe est inclut dans le fichier
« CIRAIG_ACV_CRU.CRM_AnnexeD_Resultats_2010.11.10.xlsx » fourni avec le présent rapport.

Annexe E : Revue critique

Le contenu de cette annexe est inclut dans le fichier
« CIRAIG_ACV_CRU.CRM_AnnexeE_Rapport final de revue critique_2010.11.10.pdf » fourni avec
le présent rapport.