

RAPPORT TECHNIQUE FINAL

ANALYSE DU CYCLE DE VIE DES SACS D'EMPLETTES AU QUÉBEC

DÉCEMBRE 2017

Préparé pour



À l'attention de Mme Sophie Langlois-Blouin
Directrice aux opérations
141, avenue du Président-Kennedy, 8e étage
Montréal (Québec) H2X 1Y4



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

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

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

AVERTISSEMENT

Les auteurs sont responsables du choix et de la présentation des résultats. Les opinions exprimées dans ce document sont celles des membres de l'équipe de projet et n'engagent aucunement le CIRAIG ou Polytechnique Montréal.

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

CIRAIG

Centre international de référence
sur le cycle de vie des produits, procédés et services
Polytechnique Montréal
Département de génie chimique
3333 Chemin Queen-Mary, suite 310
Montréal (Québec) Canada
H3V 1A2

www.ciraig.org

Équipe de travail

Réalisation

Hugues Imbeault-Tétreault, ing., M.Sc.A.
Analyste ACV, CIRAIG



Collaboration

Pierre-Olivier Roy, Ph.D., B. Ing.
Analyste ACV, CIRAIG

Pablo Tirado-Seco, M.Sc.
Analyste ACV, CIRAIG

Clara Tromson, M.Sc.A.
Indépendante (France)

Thomas Dandres, Ph.D.
Analyste ACV, CIRAIG

Dominique Maxime, Ph.D.
Analyste ACV senior, CIRAIG

Pr Manuele Margni, Ph.D.
Professeur, CIRAIG

Direction de projet

Valérie Patreau, M.Sc.A.
Directrice des opérations, CIRAIG

Pr Réjean Samson, ing., Ph.D.
Directeur général, CIRAIG



Comité de revue critique (volet I)

Gildas Poissonnier, président du comité
Directeur principal, Deloitte Canada

Mathieu Hestin
Directeur, Deloitte France

Yannick Leguern
Indépendant (France)

Christophe Ménigault
Conseiller principal, Deloitte Canada

Bruno Gagnon
Ressources Naturelles Canada

Sommaire

RECYC-QUÉBEC a mandaté le CIRAIG, le Centre international de référence sur le cycle de vie des produits, procédés et services, afin d'évaluer par l'analyse du cycle de vie (ACV) les impacts environnementaux potentiels et les coûts de sacs d'emplettes au Québec. Cette étude établit et compare le profil environnemental et les coûts du cycle de vie des différents types de sacs d'emplettes. Cette comparaison permet d'identifier les solutions ayant le plus faible impact potentiel et d'aboutir à une meilleure compréhension des effets liés à un bannissement des sacs en plastique à usage unique.

L'étude est divisée en trois volets :

- Volet I : ACV environnementale (AeCV) des sacs d'emplettes
- Volet II : ACV des coûts (AcCV) des sacs d'emplettes
- Volet III : AeCV conséquentielle d'un bannissement des sacs de plastique conventionnels

Volet I : Analyse environnementale

Le premier volet de ce rapport repose sur l'analyse environnementale attributionnelle du cycle de vie en conformité avec les normes ISO 14 040 et 14 044. Huit types de sacs d'emplettes ont été sélectionnés afin de représenter l'ensemble des sacs disponibles au Québec :

- Sacs dits « jetables »
 - Sac de plastique conventionnel (HDPE, 17 microns)
 - Sac de plastique oxodégradable (HDPE, 17 microns)
 - Sac de bioplastique compostable à bretelles (mélange amidon-polyester, 20 microns)
 - Sac de plastique épais (LDPE, 50 microns, à poignées découpées)
 - Sac de papier (papier kraft non blanchi)
- Sacs dits « réutilisables »
 - Sac de PP tissé
 - Sac de PP non tissé
 - Sac de coton

Afin de tenir compte de différents volumes d'achats, l'analyse est réalisée pour un scénario « petite emplette » et un scénario « grosse emplette ». La petite emplette modélise un achat dans un commerce où un seul sac est utilisé pour le transporter. Le nombre relatif de sacs nécessaires pour une emplette est alors un sac divisé par son nombre d'utilisations (durée de vie). Quant à la grosse emplette, elle traduit un achat plus important, souvent planifié et effectué en voiture, qui nécessite plusieurs sacs. Pour ce scénario, le nombre relatif de sacs nécessaires est déterminé par la capacité de contenance du sac en plus de son nombre d'utilisations.

Les frontières des systèmes considérés incluent la production (matériaux, sacs et emballages), la distribution et la fin de vie. L'étape d'usage est exclue, le lavage des sacs étant un geste peu répandu et leur masse, négligeable lors de leur transport en voiture lors d'emplettes.

L'ACV compare des produits sur la base des fonctions qu'ils remplissent. Ici, la fonction principale d'un sac est d'emballer pour leur transport les produits achetés par le particulier lors d'emplettes. Ils remplissent également d'autres fonctions, dites secondaires (sacs à ordures, sacs à lunch, sac à rejet de chiens, etc.). L'utilisation de sacs de plastique en sacs à ordures est considérée dans

cette étude par l'extension des frontières : l'impact des sacs à ordures évités par la réutilisation de sacs en plastique est soustrait à l'impact de leur cycle de vie. Par exemple, 77,7 % des sacs de plastique conventionnels remplacent des sacs à ordures. Les taux de réutilisations comme sacs à ordures ont été mesurés lors de la caractérisation québécoise des matières résiduelles du secteur résidentiel 2015-2017 effectuée pour les organismes RECYC-QUÉBEC et Éco Entreprises Québec (ÉEQ). Cette fonction secondaire est également prise en compte pour le sac de plastique oxodégradable, le sac de bioplastique fait d'amidon et de polyester et le sac de plastique épais. Les autres usages secondaires sont considérés comme moins courants et sont exclus de l'étude.

En fin de vie, les sacs partent à l'enfouissement, au recyclage ou sont abandonnés dans la nature. L'incinération, rare au Québec, n'a pas été considérée. Les sacs étudiés présentent un taux de recyclage et des contenus recyclés très variés. Le recyclage est alors pris en compte en combinant deux approches : l'extension des frontières et la règle de coupure. Cette méthode d'imputation « 50/50 » consiste à allouer la moitié des bénéfices et impacts liés au recyclage en fin de vie et la moitié de ceux de l'utilisation de matière recyclée lors de la fabrication. Cette étude considère que 4,1 % des sacs jetables et 0,5 % des sacs réutilisables sont abandonnés dans l'environnement.

Les impacts potentiels des sacs d'emplètes étudiés sont évalués à l'aide de la méthode d'évaluation IMPACT World+ pour trois indicateurs : Santé humaine, Qualité des écosystèmes et Utilisation des ressources fossiles. Un quatrième indicateur, nommé Abandon dans l'environnement, a été ajouté afin de considérer la persistance du plastique laissé dans la nature et affectant la faune.

Pour les indicateurs **Santé humaine**, **Qualité des écosystèmes** et **Utilisation des ressources fossiles**, le sac de plastique conventionnel performe mieux que les autres sacs jetables étudiés. Par sa minceur et sa légèreté, étant conçu pour un usage unique, son cycle de vie nécessite peu de matière et d'énergie. De plus, sa réutilisation comme sac à ordures en fin de vie contribue significativement à diminuer ses impacts potentiels pour les trois indicateurs susmentionnés. Le sac de bioplastique fait d'amidon et de polyester, ainsi que celui de plastique épais ont, respectivement, 2 à 11 fois et 4 à 6 fois plus d'impacts potentiels que le sac conventionnel, selon l'indicateur et le scénario d'emplètes. Le sac de papier est soit le moins ou parmi les moins performants des sacs jetables avec 4 à 28 fois. Les impacts potentiels du sac oxodégradable sont considérés comme équivalents au sac de plastique conventionnel.

Quant aux sacs réutilisables, pour les mêmes trois indicateurs, les sacs de type PP tissé et non tissé ont un nombre équivalent d'utilisations de 16 à 98 et 11 à 59, respectivement, selon le scénario et l'indicateur. À titre d'exemple, dans un contexte de grosse emplette hebdomadaire au supermarché, il faudrait entre 16 et 73 semaines (entre quatre mois et un an et demi) afin que les impacts potentiels du cycle de vie du sac de PP tissé étudié soient équivalents à ceux d'un sac de plastique conventionnel, s'il est utilisé assidûment lors de chaque emplette. Quant au sac de coton étudié, il est de loin le moins performant avec un nombre équivalent d'utilisations allant de 100 à 3 657 fois, selon le scénario et l'indicateur.

Pour l'indicateur **Abandon à l'environnement**, les sacs de bioplastique de type amidon-polyester, de papier et de coton présentent des bénéfices, le temps de biodégradation du PE et du PP étant beaucoup plus long que celui des matériaux biosourcés étudiés. Pour cet indicateur, le score du sac de plastique conventionnel est, selon le scénario d'emplètes et considérant une seule utilisation, entre 425 et 537 fois, 277 et 388 fois, ainsi que 599 et 741 fois plus élevé que les sacs de bioplastique amidon-polyester, de papier et de coton, respectivement. Des recherches scientifiques supplémentaires sur les impacts du plastique dans l'environnement sont nécessaires afin de déterminer l'ampleur de ces bénéfices sur la santé humaine et la qualité des écosystèmes.

Enfin, les résultats montrent que le lieu de production, le mode d'acheminement, les paramètres de conception (contenu en recyclé) et le devenir en fin de vie ont une influence forte sur les résultats, ce qui veut dire que chaque situation est spécifique et doit faire l'objet d'une étude elle aussi spécifique.

Suite à cette AeCV, il est recommandé de :

- Mener des études complémentaires sur la durabilité (c'est-à-dire le nombre d'utilisations auquel ils peuvent résister) et les habitudes des utilisateurs afin de statuer si les sacs réutilisables sont meilleurs pour l'environnement que les sacs jetables.
- Quantifier les impacts du plastique dans l'environnement afin de déterminer l'ampleur des bénéfices en fin de vie des sacs biosourcés sur les indicateurs *Santé humaine* et *Qualité des écosystèmes*.
- Mener des études complémentaires pour valider les taux d'abandon et de mieux les différencier en fonction des types de sacs.

Les principales limites de cette AeCV sont :

- Les conclusions ne sont applicables qu'aux sacs étudiés et ne peuvent pas nécessairement être généralisées à tous les sacs d'un même type.
- La modélisation du cycle de vie des sacs à l'étude a systématiquement eu recours à des données génériques, lesquelles ont été adaptées le plus possible afin de correspondre aux processus modélisés.

À la suite de l'ACV de huit sacs d'emptettes dans un contexte québécois, l'étude d'un prototype de sac élaboré en suivant des principes d'écoconception, notamment le contenu en matériaux recyclés et le lieu de fabrication, a été effectuée. Ce sac a été développé par une entreprise locale et a été choisi suite à un processus de sélection mené par la CMM, ÉEQ et RECYC-QUÉBEC. Il serait fabriqué dans la région de Montréal à partir de fibre en provenance des États-Unis faite de PET recyclé à 100 %, dont 80 % de bouteilles récupérées postconsommation. L'analyse environnementale a été réalisée dans le but de donner une idée sommaire du potentiel de réduction d'impacts que pourrait offrir ce prototype en comparaison des autres sacs déjà sur le marché. Selon les résultats présentés à l'annexe H, le nombre d'utilisations équivalent du sac écoconçu se situe entre 15 et 74 fois pour les indicateurs Santé humaine, Qualité des écosystèmes et Utilisation des ressources fossiles. Quant à l'indicateur Abandon dans l'environnement, le sac de PET recyclé est meilleur que le sac conventionnel dès deux utilisations. Plusieurs recommandations ont été formulées afin de réduire les impacts du cycle de vie du sac écoconçu non commercialisé. D'abord, le principal avantage de ce sac est son fort contenu en matière recyclée. Cette caractéristique est donc incontournable. Ensuite, la production du fil aux États-Unis étant la principale source d'impacts, le choix d'une filière québécoise de recyclage de PET en fil permettrait d'améliorer substantiellement le cycle de vie du sac grâce à l'hydroélectricité québécoise et la réduction du transport. Si envisagée, la teinture, une étape dont les impacts potentiels peuvent être particulièrement élevés, devrait se faire selon des procédés à faible besoin en énergie et en eau. De plus, l'optimisation du tissu afin de réduire les pertes lors de la confection du sac, ainsi que le recyclage de ces pertes, sont recommandés. Enfin, des scénarios de recyclage en fin de vie ont été évalués, confirmant les bienfaits environnementaux en lien avec cette pratique.

Volet II : Analyse des coûts

Le volet AcCV consiste en l'analyse des coûts et revenus liés à chaque étape du cycle de vie de chacun des huit types de sacs d'emplettes étudiés.

Les frontières des systèmes de ce volet sont cohérentes avec l'AeCV et incluent les coûts liés à l'acquisition des sacs, englobant la production des matériaux, la fabrication et la distribution des sacs, ainsi que la fin de vie. L'usage, c'est-à-dire le lavage des sacs réutilisables et le transport des sacs du détaillant au foyer, est exclu. Les données de prix collectées ayant montré une forte variabilité, l'analyse a été réalisée à l'aide de deux scénarios : le scénario économique et le scénario dispendieux.

Les résultats AcCV montrent que le principal coût du cycle de vie des sacs est leur acquisition par le détaillant ou le consommateur. Les coûts évités en fin de vie lorsque le sac est réutilisé comme sac à ordures (coût évité pour le consommateur) sont également importants pour les sacs de plastique conventionnels et oxodégradables et peuvent même dépasser les coûts du cycle de vie. Les coûts pour la gestion de fin de vie sont, quant à eux, faibles par rapport au coût total du cycle de vie des sacs.

Parmi les sacs jetables, les sacs de plastique conventionnels et oxodégradables sont les moins coûteux. Pour les sacs réutilisables, dans le cas le plus favorable au sac de plastique conventionnel (c'est-à-dire lorsque les coûts évités par la réutilisation comme sac à ordures dépassent les autres coûts du cycle de vie), ils sont toujours plus chers que ce dernier. Dans le cas défavorisant le sac de plastique conventionnel, les sacs réutilisables doivent être utilisés entre 7 et 11 fois pour le sac PP non tissé, entre 25 et 33 fois pour le sac PP tissé et entre 71 et 88 fois pour le sac de coton pour les rentabiliser. Si le sac de plastique épais est considéré comme un sac réutilisable, il faut l'utiliser trois fois lors d'emplettes pour être moins cher que le sac de plastique conventionnel.

Volet III : Analyse environnementale conséquentielle

Ce troisième volet évalue les impacts environnementaux liés à un bannissement des sacs en plastique jetables au Québec. Cette analyse conséquentielle décrit les effets d'une telle mesure sur le cycle de vie des systèmes étudiés en tenant compte des changements de comportement des consommateurs tout en considérant les effets rebonds.

Le scénario de bannissement à l'étude correspond à celui adopté par la Ville de Montréal en août 2016, qui interdit les sacs de plastique d'une épaisseur inférieure à 50 microns, les sacs de plastique oxodégradables, biodégradables et oxobiodégradables. Les autres sacs non visés par le bannissement ne sont pas soumis à une tarification.

Les conséquences du bannissement ont été évaluées en considérant les alternatives aux sacs bannis suivantes :

- Sac de plastique épais (LDPE, 50 microns, à poignées découpées)
- Sac de papier (papier kraft non blanchi recyclé)
- Sac de PP tissé
- Sac de PP non tissé
- Achat sans sac

Les sacs de coton ont été exclus de l'analyse n'étant pas significativement offerts par les détaillants à la suite d'un bannissement selon des informations terrain et de la littérature. Ensuite,

les résultats de l'AeCV attributionnelle (volet I) de ces alternatives ont été combinés à deux scénarios conséquentiels : le meilleur et le pire cas. Dans le meilleur cas, le plastique ne servant plus à la fabrication des sacs bannis n'est pas utilisé pour fabriquer d'autres produits de plastique, entraîne une diminution de la production d'hydrocarbures. Dans le pire cas, ce plastique est utilisé pour fabriquer d'autres produits de plastique; son cycle de vie s'ajoute donc au sac de remplacement (plastique épais, papier, PP tissé ou PP non tissé), ainsi qu'aux sacs à ordures supplémentaires que les consommateurs devront utiliser faute de sacs de plastique conventionnels.

Selon les résultats de ce volet conséquentiel de l'étude, le bannissement des sacs de plastique conventionnels sans tarification des options jetables non bannies amènerait une amélioration concernant l'indicateur *Abandon dans l'environnement*. Toutefois, il est incertain que ce bannissement amènerait une amélioration des autres indicateurs, c'est-à-dire *Santé humaine*, *Qualité des écosystèmes* et *Utilisation des ressources fossiles*. Pour ces derniers, le bannissement serait bénéfique dans le « meilleur » cas et avec les sacs réutilisables comme options de remplacement, à condition qu'ils soient suffisamment utilisés.

Ces résultats, différents selon les indicateurs et les scénarios, ne permettent pas une conclusion simple quant à une augmentation ou une diminution des impacts environnementaux potentiels suite à un bannissement. La tarification des options jetables non bannies, une mesure adoptée dans la plupart des cas de bannissement occidentaux et qui contribuerait à diminuer les effets indésirables d'un bannissement, mériterait d'être étudiée.

Table des matières

ÉQUIPE DE TRAVAIL	III
SOMMAIRE	IV
TABLE DES MATIÈRES	IX
LISTE DES TABLEAUX	XII
LISTE DES FIGURES	XIII
LISTE DES ABRÉVIATIONS ET SIGLES	XV
1 MISE EN CONTEXTE.....	1
VOLET I : AECV DES SACS D'EMPLETTES.....	3
2 REVUE BIBLIOGRAPHIQUE DES ÉTUDES AECV	4
2.1 CLEMSON UNIVERSITY (KIMMEL <i>ET AL.</i> , 2014).....	4
2.2 ENVIRONMENT AGENCY (EDWARDS ET FRY, 2011).....	4
2.3 CARREFOUR (ECOBILAN PWC, 2004) ET BAGHERRA (BIO INTELLIGENCE SERVICE, 2005)	5
2.4 ENVIRONMENT AUSTRALIA (NOLAN-ITU <i>ET AL.</i> , 2002; EXCELPLAS AUSTRALIA <i>ET AL.</i> , 2003).....	6
2.5 CONCLUSION DE LA REVUE BIBLIOGRAPHIQUE	7
3 MODÈLE D'ÉTUDE AECV.....	9
3.1 OBJECTIFS DE L'ÉTUDE ET APPLICATION ENVISAGÉE	9
3.2 DESCRIPTION GÉNÉRALE DES PRODUITS À L'ÉTUDE	9
3.2.1 <i>Sacs dits « jetables »</i>	10
3.2.2 <i>Sacs dits « réutilisables »</i>	11
3.3 FONCTIONS ET UNITÉ FONCTIONNELLE.....	12
3.4 FLUX DE RÉFÉRENCE ET PARAMÈTRES CLÉS.....	13
3.5 TRAITEMENT DES FONCTIONS SECONDAIRES ET RÈGLES D'IMPUTATION.....	16
3.5.1 <i>Fonctions secondaires</i>	16
3.5.2 <i>Recyclage</i>	18
3.5.3 <i>Autres règles d'imputation</i>	18
3.6 FRONTIÈRES DES SYSTÈMES	19
3.6.1 <i>Description générale des systèmes</i>	19
3.6.2 <i>Frontières géographiques et temporelles</i>	23
3.7 SOURCES, HYPOTHÈSES ET DONNÉES D'INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE (ICV)	23
3.7.1 <i>Sacs de plastique conventionnels et de plastique oxodégradable</i>	32
3.7.2 <i>Sac de bioplastique amidon-polyester</i>	33
3.7.3 <i>Sac de plastique épais</i>	36
3.7.4 <i>Sac de papier</i>	36

3.7.5	Sacs de PP tissé	38
3.7.6	Sacs de PP non tissé	39
3.7.7	Sacs de coton	40
3.8	ÉVALUATION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX (ÉICV)	41
3.8.1	Indicateur complémentaire : Abandon dans l'environnement (kg*an)	44
3.9	INTERPRETATION	45
3.9.1	Analyse de l'inventaire du cycle de vie (AICV)	45
3.9.2	Évaluation de la qualité des données d'inventaire	45
3.9.3	Analyse de cohérence et de complétude	46
3.9.4	Analyses de sensibilité	46
3.9.5	Analyses de scénarios	47
3.9.6	Analyse d'incertitude	47
4	RÉSULTATS AECV ET DISCUSSION	49
4.1	PROFIL ENVIRONNEMENTAL DU CYCLE DE VIE DES SACS D'EMPLETTES	49
4.1.1	Sac de plastique conventionnel	50
4.1.2	Sac de plastique oxodégradable	51
4.1.3	Sac de bioplastique fait d'amidon et de polyester	52
4.1.4	Sac de plastique épais	53
4.1.5	Sac de papier	54
4.1.6	Sac de PP tissé	55
4.1.7	Sac de PP non tissé	56
4.1.8	Sac de coton	57
4.2	NOMBRE EQUIVALENT D'UTILISATIONS	58
4.3	ÉVALUATION DE LA QUALITE DES DONNEES D'INVENTAIRE	64
4.4	ANALYSES DE SENSIBILITE	66
4.4.1	Méthode ÉICV	67
4.4.2	Approche de recyclage	68
4.4.3	Lavage des sacs	68
4.4.4	Taux de réutilisation comme sac à ordures	69
4.4.5	Contenu recyclé pour les sacs de plastique conventionnels, oxodégradable et épais	70
4.5	ANALYSES DE SCENARIOS	72
4.6	APPLICATIONS ET LIMITES DE L'ACV	72
5	CONCLUSION ENVIRONNEMENTALE	74
	VOLET II : ACCV DES SACS D'EMPLETTES	76
6	REVUE BIBLIOGRAPHIQUE DES ÉTUDES ACCV	77

7	MODÈLE D'ÉTUDE ACCV.....	79
7.1	OBJECTIFS	79
7.2	FRONTIÈRES DES SYSTÈMES	79
7.3	SOURCES, HYPOTHÈSES ET DONNÉES D'INVENTAIRE DES COÛTS DU CYCLE DE VIE	79
7.4	INTERPRÉTATION.....	85
8	RÉSULTATS ACCV ET DISCUSSION	86
8.1	PROFIL DES COÛTS DU CYCLE DE VIE DES SACS D'EMPLETTES	86
8.2	NOMBRE ÉQUIVALENT D'UTILISATIONS	88
9	CONCLUSION ÉCONOMIQUE.....	90
VOLET III : AECV CONSÉQUENTIELLE D'UN BANNISSEMENT		91
10	MODÈLE D'ÉTUDE CONSÉQUENTIEL.....	92
10.1	OBJECTIFS DE L'ÉTUDE ET APPLICATION ENVISAGÉE	92
10.2	ACCEPTABILITÉ SOCIALE DU BANNISSEMENT DES SACS DE PLASTIQUE CONVENTIONNEL	92
10.2.1	<i>Cas de bannissement étudiés</i>	<i>93</i>
10.2.2	<i>Avis des parties prenantes.....</i>	<i>93</i>
10.2.3	<i>Cas québécois.....</i>	<i>95</i>
10.2.4	<i>Comportement du consommateur</i>	<i>96</i>
10.2.5	<i>Conclusion</i>	<i>97</i>
10.3	FONCTION PRINCIPALE ET UNITÉ FONCTIONNELLE.....	98
10.4	DÉVELOPPEMENT DES SCÉNARIOS DU BANNISSEMENT DES SACS EN PLASTIQUE À USAGE UNIQUE	99
10.5	TRAITEMENT DES FONCTIONS SECONDAIRES.....	102
10.6	SOURCES, HYPOTHÈSES ET DONNÉES D'INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE (ICV)	103
10.7	ÉVALUATION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX (ÉICV).....	103
10.8	INTERPRÉTATION.....	103
11	RÉSULTATS CONSÉQUENTIELS ET DISCUSSION.....	104
12	CONCLUSION DE L'AECV CONSÉQUENTIELLE	109
13	CONCLUSIONS GÉNÉRALES	110
14	RÉFÉRENCES	112
ANNEXE A : MÉTHODOLOGIE D'ANALYSE DU CYCLE DE VIE (ACV).....		118
ANNEXE B : EXPRESSIONS MATHÉMATIQUES D'U_i*		119
ANNEXE C : DONNÉES ET HYPOTHÈSES		122
ANNEXE D : ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DES DONNÉES D'INVENTAIRE.....		123
ANNEXE E : RESULTATS BRUTS.....		130
ANNEXE F : RAPPORT DE REVUE CRITIQUE.....		131
ANNEXE G : COMMENTAIRES DE PARTIES PRENANTES		132

ANNEXE H : AECV D'UN SAC D'EMPLETTES ECOCONÇU	133
ANNEXE I : RAPPORT DE REVUE CRITIQUE PORTANT SUR LE SAC ECOCONÇU	160

Liste des tableaux

Tableau 3-1 : Nombre relatif de sacs.....	15
Tableau 3-2 : Caractéristiques de performance et flux de référence	15
Tableau 3-3 : Volumes effectifs pour le crédit de réutilisation comme sac à ordures.....	17
Tableau 3-4 : Processus inclus et exclus des frontières de l'AeCV	22
Tableau 3-5 : Principaux mélanges d'approvisionnement énergétiques utilisés.....	24
Tableau 3-6 : Principales données, sources et hypothèses utilisées dans l'établissement de l'ICV d'avant-plan pour les sacs d'emplettes	26
Tableau 3-7 : Principales données, sources et hypothèses utilisées dans l'établissement de l'ICV d'avant-plan pour les sacs d'emplettes (suite)	28
Tableau 3-8 : Principales données, sources et hypothèses utilisées dans l'établissement de l'ICV d'avant-plan pour les sacs d'emplettes (suite)	30
Tableau 3-9 : Principales données, sources et hypothèses utilisées dans l'établissement de l'ICV d'avant-plan pour les sacs d'emplettes (suite)	31
Tableau 4-1 : Sommaire du nombre équivalent d'utilisations	63
Tableau 4-2 : Variation du nombre d'utilisations équivalent due à l'approche de recyclage par rapport à l'approche de référence (50/50).....	68
Tableau 4-3 : Variation maximale du nombre d'utilisations équivalent due au lavage des sacs réutilisables.....	69
Tableau 4-4 : Nombre équivalent d'utilisations sans crédit de réutilisation comme sac à ordures	70
Tableau 4-5 : Nombre équivalent d'utilisations avec et sans contenu recyclé dans les sacs de plastique conventionnels, oxodégradable et épais	71
Tableau 7-1 : Coûts et revenus inclus et exclus des frontières de l'AcCV	79
Tableau 7-2 : Coût du cycle de vie des sacs d'emplettes	81
Tableau 7-3 : Coût du cycle de vie des sacs d'emplettes (suite)	83
Tableau 7-4 : Coût du cycle de vie des sacs d'emplettes (suite)	84

Tableau 8-1 : Nombre équivalent d'utilisations pour les scénarios d'emplettes.....	89
Tableau 11-1 : Variations du taux de récupération de l'autre produit de plastique par rapport au sac de plastique conventionnel pour un bannissement bénéfique dans le scénario « pire cas »	108

Liste des figures

Figure 3-1 : Frontières générales des systèmes à l'étude.	20
Figure 3-2 : Arbre de processus des systèmes « sac de plastique conventionnel », « sac de plastique oxodégradable » et « sac de plastique épais ».	33
Figure 3-3 : Arbre de processus du système « sac de bioplastique amidon-polyester ».	35
Figure 3-4 : Arbre de processus du système « sac de papier ».	37
Figure 3-5 : Arbre de processus du système « sac de PP tissé ».	38
Figure 3-6 : Arbre de processus du système « sac de PP non tissé ».	39
Figure 3-7 : Arbre de processus du système « sac de coton ».	40
Figure 3-8 : Catégories de dommage et catégories d'impacts de la méthode IMPACT World+. .	41
Figure 4-1 : Sac de plastique conventionnel – Contribution des étapes du cycle de vie aux indicateurs environnementaux.....	50
Figure 4-2 : Sac de plastique oxodégradable – Contribution des étapes du cycle de vie aux indicateurs environnementaux.....	51
Figure 4-3 : Sac de bioplastique amidon-polyester – Contribution des étapes du cycle de vie aux indicateurs environnementaux.....	52
Figure 4-4 : Sac de plastique épais– Contribution des étapes du cycle de vie aux indicateurs environnementaux.....	53
Figure 4-5 : Sac de papier – Contribution des étapes du cycle de vie aux indicateurs environnementaux.....	54
Figure 4-6 : Sac de PP tissé – Contribution des étapes du cycle de vie aux indicateurs environnementaux.....	55
Figure 4-7 : Sac de PP non tissé – Contribution des étapes du cycle de vie aux indicateurs environnementaux.....	56
Figure 4-8 : Sac de coton – Contribution des étapes du cycle de vie aux indicateurs environnementaux.....	57

Figure 4-9 : Nombres d'utilisations équivalents pour l'indicateur <i>Santé humaine</i>	60
Figure 4-10 : Nombres d'utilisations équivalents pour l'indicateur <i>Qualité des écosystèmes</i>	60
Figure 4-11 : Nombres d'utilisations équivalents pour l'indicateur <i>Utilisation des ressources fossiles</i>	61
Figure 4-12 : Nombres d'utilisations équivalents pour l'indicateur <i>Abandon dans l'environnement</i>	61
Figure 8-1 : Contribution des payeurs du cycle de vie des sacs d'emplètes pour le scénario économique. Chaque colonne représente un sac.	86
Figure 8-2 : Contribution des payeurs du cycle de vie des sacs d'emplètes pour le scénario dispendieux. Chaque colonne représente un sac.	87
Figure 10-1 : Meilleur scénario : diminution de la production de plastique.	100
Figure 10-2 : Pire scénario : Réappropriation de la production de plastique à d'autres fins.....	102
Figure 11-1 : Résultat d'AeCV conséquentielle, <i>Santé humaine</i>	105
Figure 11-2 : Résultat d'AeCV conséquentielle, <i>Qualité des écosystèmes</i>	105
Figure 11-3 : Résultat d'AeCV conséquentielle, <i>Utilisation des ressources fossiles</i>	106
Figure 11-4 : Résultat AeCV conséquentielle, <i>Abandon dans l'environnement</i>	106

Liste des abréviations et sigles

AcCV	Analyse des coûts du cycle de vie
ACIP	Association canadienne de l'industrie des plastiques
ACV	Analyse du cycle de vie
AeCV	Analyse environnementale du cycle de vie
AICV	Analyse de l'inventaire du cycle de vie
CEEPC	Conseil de l'environnement des emballages de papier et de carton
CIRAIG	Centre international de référence sur le cycle de vie des produits, procédés et services
CMM	Communauté métropolitaine de Montréal
DALY	<i>Disability-Adjusted Life Years</i>
ÉICV	Évaluation des impacts du cycle de vie
GES	Gaz à effet de serre
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (IPCC en anglais)
GTP	<i>Global temperature potential</i>
GWP	<i>Global warming potential</i>
ICV	Inventaire du cycle de vie
ISO	Organisation internationale de normalisation
micron	Micromètre ou millième de millimètre
mil	Millième de pouce
PDF*m ² *an	« Potentially Disappeared Fraction » sur une certaine surface et sur une durée donnée
PE	Polyéthylène
LDPE	Polyéthylène basse densité
HDPE	Polyéthylène haute densité
PLA	Acide polylactique
PP	Polypropylène

1 Mise en contexte

Depuis le début de l'année 2015, plusieurs municipalités du Québec ont signifié leur intention de bannir les sacs d'emplettes de plastique conventionnel sur leur territoire. Notamment, le 10 décembre 2015, une résolution a été adoptée par le conseil de la Communauté métropolitaine de Montréal (CMM), demandant aux municipalités de son territoire d'adopter une résolution annonçant leur intention d'interdire, à partir du 22 avril 2018, Jour de la Terre, l'utilisation des sacs de plastique à usage unique (CMM, 2016). Sont ainsi visés les sacs en plastique légers d'une épaisseur inférieure à 50 microns ainsi que les sacs de types oxodégradables, oxo-fragmentables, oxobiodégradables et biodégradables, qu'ils soient offerts à titre onéreux ou gratuits. Ces sacs, fournis par les détaillants afin de transporter les produits achetés par les consommateurs, sont visés parce qu'ils peuvent se retrouver, en fin de vie, dans l'environnement où ils créent de la pollution visuelle et auront des conséquences néfastes sur la faune. En ce moment, plusieurs municipalités sont donc à la recherche d'alternatives environnementalement et économiquement viables aux sacs d'emplettes en plastique conventionnels.

L'analyse du cycle de vie (ACV) constitue un outil d'aide à la décision à cet égard. C'est une méthode d'évaluation des impacts potentiels d'un produit, d'un procédé ou d'un service sur tout son cycle de vie, c'est-à-dire de l'extraction des matières premières jusqu'à la fin de vie. Plusieurs ACV environnementales (AeCV) ont déjà été réalisées sur les sacs d'emplettes pour en étudier les impacts environnementaux, mais aucune n'a été réalisée dans un contexte québécois. Outre des informations environnementales, des informations économiques sont aussi nécessaires pour aider la prise de décision. Or, elles sont manquantes dans la plupart des études actuelles.

Dans ce contexte, RECYC-QUÉBEC a décidé de commander une analyse de cycle de vie environnementale et économique qui répondrait aux enjeux québécois entourant le bannissement de sacs de plastique conventionnel. Cette étude a pour but d'apporter une solide assise scientifique, objective et globale sur laquelle les municipalités partout au Québec pourront se baser pour atteindre un meilleur bilan environnemental lorsqu'une mesure de bannissement est considérée et sur laquelle les détaillants pourront également s'appuyer pour favoriser un approvisionnement plus responsable et durable en sacs d'emplettes.

Pour ce faire, RECYC-QUÉBEC a mandaté le CIRAIG afin qu'il analyse et compare, à l'aide de la méthode ACV, le profil environnemental et des coûts du cycle de vie des sacs d'emplettes au Québec. Plus spécifiquement, il s'agit de :

- Évaluer les impacts environnementaux et les coûts de la situation actuelle (2016);
- Évaluer les impacts environnementaux et les coûts des options de remplacement envisageables advenant un bannissement;
- Évaluer les impacts environnementaux directs et indirects de la décision de bannir les sacs de plastique conventionnels.

Les résultats attendus permettront d'obtenir :

- Des données sur les impacts environnementaux et les coûts de l'utilisation des sacs d'emplettes;
- Une comparaison des profils environnementaux et de coûts des différents types de sacs circulant sur le marché en tenant compte de l'ensemble de leur cycle de vie;

- L'identification des solutions les plus éco-efficientes, c'est-à-dire ayant une empreinte environnementale faible au moindre coût, advenant un bannissement;
- Une meilleure compréhension des conséquences liées au bannissement des sacs en plastique conventionnels.

Ces objectifs permettent donc d'articuler le présent rapport selon les trois volets suivants :

- Volet I : ACV environnementale (AeCV) des sacs d'emplettes
- Volet II : ACV des coûts (AcCV) des sacs d'emplettes
- Volet III : AeCV conséquentielle d'un bannissement des sacs de plastique conventionnels

Chaque volet inclut une description de la méthodologie adoptée, ainsi que les résultats et conclusions découlant des analyses effectuées.

Revue critique

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 composé d'experts ACV et d'autres spécialistes des domaines impliqués dans l'étude.

Conformément aux normes ISO 14 040 et 14 044 (2006a, b), 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.

Le processus de revue critique par le comité est prévu comme suit :

1. Révision du rapport préliminaire par le comité;
2. Correction et précision des éléments soulevés par les réviseurs;
3. Retour du rapport modifié aux réviseurs pour validation de la conformité ISO 14 044;
4. Dépôt du rapport final révisé au mandataire.

Le rapport de revue critique et les réponses du CIRAIG sont présentés à l'Annexe F.

VOLET I : AECV DES SACS D'EMPLETTES

2 Revue bibliographique des études AeCV

Une revue des études ACV portant sur la comparaison environnementale des sacs d'emplettes réutilisables et jetables a été effectuée.

Ceci a permis de dresser un portrait des travaux déjà réalisés à l'échelle internationale en ce qui a trait à l'AeCV dans ce secteur. L'analyse des études pertinentes répertoriées a aussi permis de comparer divers choix méthodologiques et sources de données employées, ainsi que les principales conclusions auxquelles elles arrivent. Les documents les plus pertinents pour la présente étude, c'est-à-dire les études comparant à la fois les sacs jetables et réutilisables, sont résumés dans les sections qui suivent en commençant par le plus récent.

2.1 Clemson University (Kimmel *et al.*, 2014)

Cette étude américaine financée par l'entreprise Hilex Poly Co. compare deux types de sacs à usage unique (sac de plastique conventionnel en polyéthylène haute densité (HDPE) et sac de papier) et deux réutilisables (sac de polyéthylène basse densité (LDPE) épais de 57 microns et polypropylène (PP) non tissé) dans un contexte d'emplettes à l'épicerie. Différents contenus recyclés sont considérés pour les sacs de plastique (0 % et 30 %) et de papier (40 % et 100 %). La réutilisation des sacs de plastique (40 % des cas) et de papier (22,1 % des cas) en tant que sacs à ordures a été incluse dans l'analyse. En fin de vie, 8,6 % des HDPE et 49,7 % des sacs en papier sont recyclés. L'étude considère que les LDPE et PP non tissés ne sont pas recyclés, mais sont directement incinérés ou enfouis. Il est également considéré que 17,8 % des sacs non recyclés sont incinérés et 82,2 % sont enfouis, quel que soit le type de sacs. L'étude a exclu les sacs laissés dans l'environnement en fin de vie, car selon une étude américaine les sacs de plastique constituent moins de 2 % des items retrouvés en bordure d'autoroutes.

Le nombre de sacs nécessaires par visite à l'épicerie a été déterminé de façon empirique à l'aide d'un groupe de 60 participants qui devaient mettre en sacs 52 produits typiques de consommation. De cette façon, l'étude a tenté de tenir compte du comportement de l'usager dans le calcul de la capacité effective des sacs.

L'étude interprète ses résultats à l'aide de statistiques d'utilisation des sacs réutilisables. Selon ces dernières, un sac en PP non tissé serait réutilisé 14,6 fois et le sac en LDPE, 3,1 fois (Edelman Berland, 2014). Toutefois, les résultats ACV montrent que ce nombre d'utilisations n'est pas suffisant pour que ces options soient meilleures que le sac de plastique conventionnel pour tous les indicateurs d'impacts environnementaux évalués. Le nombre d'utilisations des sacs de papier, sacs de plastique épais et PP non tissé nécessaires afin d'équivaloir au sac de plastique sont 3,7, 6, et 19,9 fois, respectivement, en ce qui concerne les changements climatiques. Bien que le sac de papier soit considéré à usage unique, ce nombre d'utilisations théorique renseigne sur sa performance environnementale par rapport au sac de plastique conventionnel. Cette AeCV a fait l'objet d'une revue critique.

2.2 Environment Agency (Edwards et Fry, 2011)

Une AeCV des sacs d'emplettes a été réalisée en 2011 par l'agence environnementale britannique. Elle a analysé le cycle de vie de quatre sacs dits jetables (plastique conventionnel, oxodégradable, bioplastique de type amidon-polyester et papier) et trois dits réutilisables (plastique épais, PP non

tissé et coton) disponibles dans les supermarchés du pays. La réutilisation des sacs de plastique jetables en sacs à ordures est considérée avec un taux de 40,3 %. Le nombre de sacs nécessaires par unité fonctionnelle (transporter un mois d'épicerie, c.-à-d. 483 items) sans considérer la réutilisation primaire, c'est-à-dire comme sac d'emplettes, est basé sur les nombres moyens d'items par sac de plastique conventionnel et épais et extrapolés à tous les types de sacs à l'aide de la capacité volumique. Ensuite, l'étude a calculé pour chaque type de sacs un nombre d'utilisations minimal afin d'obtenir des scores d'impacts environnementaux égaux au sac de plastique conventionnel. Ces chiffres varient grandement en fonction du scénario de fin de vie du sac de plastique (valorisation comme sac à ordures ou non) : de 3 utilisations pour le sac de papier à 393 utilisations pour le sac de coton (indicateur changement climatique).

Les autres conclusions de l'étude sont :

- Les impacts du cycle de vie des sacs émanent majoritairement de l'extraction des ressources et de la fabrication des sacs.
- Le recyclage et le compostage procurent de faibles bénéfices environnementaux (méthode d'extension des frontières).
- Plus un sac est réutilisé de façon primaire (comme sac d'emplettes) ou secondaire (ex. sac à ordures), moindres sont ses impacts sur l'environnement.
- La réutilisation des sacs de plastique conventionnel en sacs à ordures procure de plus grands bénéfices sur le cycle de vie que le recyclage en fin de vie.
- Les sacs de bioplastique (amidon-polyester) génèrent plus de gaz à effet de serre (GES) que le sac de plastique conventionnel sur son cycle de vie.

L'étude a fait l'objet d'une revue critique et ne considère pas l'abandon des sacs dans l'environnement.

2.3 Carrefour (ECOBILAN PwC, 2004) et Bagherra (Bio Intelligence Service, 2005)

En 2004, la chaîne française de supermarchés Carrefour a publié une étude portant sur cinq types de sacs d'emplettes : le sac de plastique conventionnel, le cabas réutilisable en plastique épais de 70 microns (sac de grande taille porté au bras), le sac en papier recyclé et le sac biodégradable (mélange amidon-polycaprolactone) de 27 microns. En annexe de l'étude, des résultats préliminaires sur le cabas de PP tissé sont également disponibles. Le nombre de sacs de chaque type correspondant à l'unité fonctionnelle, c.-à-d. emballer les achats d'un an, a été calculé à l'aide de la capacité volumique et le nombre d'utilisations. L'étude a fait l'objet d'une revue critique.

Afin d'obtenir de meilleurs scores d'indicateurs environnementaux que le sac de plastique conventionnel, 4 et 15 utilisations sont nécessaires pour le cabas souple de plastique épais et de PP tissé respectivement. Plusieurs analyses de sensibilité ont été effectuées : valorisation du sac de plastique conventionnel en le réutilisant comme sac à ordures, traitements en fin de vie, réutilisation du sac de papier, recyclage des cabas usagés et nombre de réutilisations. Lorsque le sac jetable est réutilisé comme sac à ordures (65 % des cas), le nombre d'utilisations requises pour que les cabas de LDPE et de PP tissé obtiennent de meilleurs scores d'indicateurs environnementaux que le sac jetable augmente et passe à 9 pour le cabas de LDPE et 24 fois pour celui de PP tissé.

Les auteurs citent un sondage français effectué en magasin en France auprès de 2 000 personnes selon lequel les consommateurs auraient utilisé leurs cabas 15 fois et estiment les réutiliser autant de fois au moment du sondage, pour un total de 30 utilisations.

L'enjeu de l'abandon des sacs et cabas dans l'environnement a été analysé qualitativement à l'aide d'un indicateur relatif de risque tenant compte des quatre paramètres suivants : volume des sacs usagés à traiter en fin de vie, probabilité d'abandon des sacs, probabilité d'évasion des sacs par envol lors des transports ou à partir de la décharge, persistance des sacs dans l'environnement (surtout en mer). Il s'agit d'une des très rares études s'étant livrées à l'exercice, avec les deux études australiennes décrites dans la section suivante. L'analyse qualitative conclue que les sacs jetables de HDPE ont le risque le plus élevé, ayant un score « fort » pour tous les paramètres d'abandon, tandis que les sacs de papier, un score « faible ». Cependant, l'évaluation de certains paramètres est discutable. Bien que le cabas ait la meilleure performance pour trois des quatre paramètres, comme le sac de papier, son risque relatif par abandon global est considéré « moyen-faible ». Enfin, pour les auteurs, la persistance dans l'environnement du sac biodégradable est évaluée comme « faible ». Néanmoins, une étude britannique plus récente affirme que les sacs biodégradables prennent un temps considérable à se dégrader dans l'environnement. Ainsi, il paraît inapproprié d'attribuer le même score de persistance aux sacs de plastique biodégradable et aux sacs de papier.

L'année suivant l'étude Carrefour, la société Bagherra, un fabricant de sacs d'emplettes à partir de bioplastique Mater-Bi (amidon-polycaprolactone), a commandé une étude AeCV portant sur un cabas et un sac jetable biodégradables, ce dernier fabriqué en France plutôt qu'en Italie tel que considéré dans l'étude Carrefour. Elle a été réalisée dans le but de compléter cette dernière en produisant des résultats pour ces deux sacs supplémentaires, et en se basant sur la même méthodologie. Selon les résultats, les deux sacs de bioplastique analysés performant mieux sur les indicateurs d'impacts environnementaux que les autres sacs du même type.

2.4 Environment Australia (Nolan-ITU *et al.*, 2002; ExcelPlas Australia *et al.*, 2003)

Deux AeCV simplifiées complémentaires ont été réalisées en Australie au sujet des sacs d'emplettes. En un premier temps, Nolan-ITU *et al.* (2002) ont étudié les sacs de plastique conventionnels (0 % et 50 % de contenu recyclé), sac de plastique épais (sac de boutique à poignées découpées), papier, mélange amidon-polyester et plastique oxodégradable, ainsi que les sacs réutilisables de LDPE (à ganses), coton, HDPE tissé et PP. Une caisse en PP était également évaluée. L'étude d'ExcelPlas Australia *et al.* (2003) ajoute à la comparaison une série de sacs de plastique dégradable : trois sacs en différents mélanges amidon-polyester, un en mélange amidon-PE, un en PE oxodégradable et un en acide polylactique (PLA).

Le nombre de sacs de chaque type est déterminé afin de correspondre à l'unité fonctionnelle, c'est-à-dire le transport d'environ 70 produits domestiques du supermarché chaque semaine pendant 52 semaines en Australie. Pour les sacs de plastique conventionnel, le nombre par semaine est de 10 sacs. Le nombre des autres types de sacs est calculé à l'aide de leur capacité relative et leur espérance de vie. La méthodologie utilisée pour calculer ou mesurer la capacité relative n'est pas détaillée. Les hypothèses suivantes ont été utilisées :

- 19 % des sacs de plastique conventionnels sont réutilisés en tant que sacs à ordures;
- 0,5 % des sacs, tous types confondus, sont perdus dans l'environnement, à l'exception des caisses de PP;
- 2 % des sacs de plastique conventionnels et 60 % des sacs de papier sont recyclés;

- Tout le reste est envoyé à l'enfouissement ou composté.

Les indicateurs environnementaux évalués sont les changements climatiques, l'épuisement des ressources, l'eutrophisation, l'utilisation de matériaux, la consommation d'énergie primaire et l'abandon dans l'environnement. Ce dernier est quantifié différemment entre les deux études. Tout d'abord, Nolan-ITU *et al.* (2002) ont déterminé trois valeurs afin de quantifier l'abandon : la masse de sacs abandonnés, la surface de sol maximale couverte par les détritiques, puis la surface couverte multipliée par le temps avant dégradation ($m^2 \text{an}$). Quant à ExcelPlas Australia *et al.* (2003), les auteurs ont évalué ce dernier indicateur, ainsi qu'un deuxième concernant la biodiversité marine, basé sur le temps passé par le détritiques à flotter à la surface de l'eau et sa masse.

Des analyses de sensibilité ont été effectuées sur le recyclage du sac réutilisable de LDPE, la capacité du sac réutilisable de HDPE tissé, les traitements de fin de vie des sacs dégradables et l'utilisation une seconde fois du sac de papier au supermarché.

Basées sur les indicateurs environnementaux calculés, les deux études australiennes concluent que les sacs réutilisables sont préférables, notamment les sacs de LDPE, par rapport aux sacs à usage unique. Cependant, en comparaison aux autres études, des espérances de vie élevées pour ces sacs ont été considérées, par exemple deux ans (104 fois) pour les sacs PP et HDPE tissés. De plus, il s'agit d'études AeCV simplifiées (*streamlined*) et les auteurs mettent en garde de considérer ces conclusions avec précautions, notamment dû à l'incertitude sur le nombre de réutilisations et les indicateurs d'abandon dans l'environnement. Enfin, l'utilisation de matériaux biosourcés engendre des transferts d'impacts sur le cycle de vie, puisque s'ils permettent de réduire l'épuisement des ressources non renouvelables, ils causent de l'eutrophisation aquatique.

2.5 Conclusion de la revue bibliographique

La revue des AeCV décrites dans les sections précédentes permet d'effectuer certains constats. D'abord, bien qu'il s'agisse d'un paramètre-clé, le comportement de l'utilisateur quant au nombre d'utilisations des sacs est très peu connu. Deux études citent des résultats de sondages à ce sujet dans l'interprétation leurs résultats. L'étude Carrefour conclut que les cabas de LDPE sont suffisamment réutilisés, à l'inverse de l'étude de la Clemson University. Dans les deux cas, le nombre d'utilisations est directement ou indirectement estimé par le répondant. Étant donné la nature imprécise de ces informations, les estimations qui en résultent sont très incertaines. Il n'est pas approprié de comparer différents types de sacs en supposant un nombre fixe d'utilisations. Une analyse de sensibilité sur ce paramètre-clé est donc requise. Par la suite, convertir les résultats en nombre d'utilisations nécessaires afin d'obtenir au moins des scores équivalents pour tous les indicateurs environnementaux est une façon appropriée de présenter les résultats comparatifs.

Un second paramètre-clé susceptible d'être très incertain est la capacité relative des différents sacs comparés. Des méthodologies différentes sont utilisées dans les références consultées afin de la déterminer : basée sur le volume (ECOBILAN PwC, 2004), le nombre d'items (Kimmel *et al.*, 2014; Nolan-ITU *et al.*, 2002) ou combinant les deux (Edwards et Fry, 2011). Aucune étude ne considère la capacité de charge des sacs, probablement parce que ce n'est pas un facteur limitant. Il ressort des études que la capacité relative basée sur le nombre d'items reflète le mieux le comportement de l'utilisateur, puisque plusieurs facteurs propres à l'utilisateur entrent en jeu lors du remplissage des sacs en plus du volume (ex. perception de la solidité du sac). Cependant, cette information est plus difficile à obtenir que la capacité relative basée sur le volume des sacs.

Par exemple, Kimmel *et al.* (2014) ont obtenu des valeurs empiriquement à l'aide d'un groupe d'emballeurs cobayes. De plus, ce genre d'expérience donne des valeurs représentatives d'un cas particulier, par exemple les emplettes au supermarché. Pour conclure à propos de la capacité relative, l'incertitude associée à ce paramètre doit être considérée avec attention dans le cadre d'une ACV, que ce soit par l'obtention d'une valeur précise et représentative, ou par des analyses de sensibilité en phase d'interprétation, afin de s'assurer que son incertitude n'affecte pas les conclusions de l'étude.

En troisième lieu, les méthodes d'évaluation d'impacts du cycle de vie (ÉICV) ne sont actuellement pas en mesure d'évaluer les impacts potentiels sur la santé humaine et les écosystèmes de la dispersion de plastique dans l'environnement. Malgré cela, certaines études ont tenté d'évaluer cet enjeu (Nolan-ITU *et al.*, 2002; ExcelPlas Australia *et al.*, 2003; ECOBILAN PwC, 2004; Bio Intelligence Service, 2005) à l'aide de différents indicateurs, qualitatifs et quantitatifs. L'on retrouve deux d'entre eux dans toutes ces études : la quantité de matière abandonnée, que ce soit un volume, une aire ou une masse, et le temps de persistance dans l'environnement. Ce dernier peut être très incertain, dépendant fortement des conditions dans lesquelles se retrouvent les sacs dans l'environnement.

En dernier lieu, l'usage secondaire des sacs de plastique conventionnels comme sacs à ordures est une pratique faisant l'unanimité dans les références décrites aux sections précédentes. Cependant, le taux de valorisation par la réutilisation oscille grandement selon le contexte géographique, de 19 % à 65 %, et influence beaucoup les résultats. Il est donc primordial d'inclure cette fonction secondaire à l'AeCV et de s'assurer que la valeur choisie soit représentative du contexte québécois et fasse également l'objet d'une analyse de sensibilité.

Ces apprentissages découlant de la revue bibliographique ont été pris en compte dans le modèle AeCV de la présente étude, tel que décrit à la section suivante.

3 Modèle d'étude AeCV

Cette section présente le modèle d'étude définissant le cadre méthodologique auquel doivent se conformer les phases subséquentes de l'AeCV.

3.1 Objectifs de l'étude et application envisagée

Le but de ce volet est d'identifier les solutions ayant le plus faible impact environnemental potentiel en réalisant une analyse du cycle de vie environnementale de l'utilisation de sacs d'emplettes, actuels et potentiels, au Québec. Par potentiels, l'on veut dire les sacs qui pourraient faire leur apparition sur le marché québécois suite à un bannissement des sacs de plastique dits jetables.

Plus spécifiquement, les objectifs de ce volet sont :

1. Établir le profil environnemental (c.-à-d. l'ensemble des résultats d'indicateurs des différentes catégories d'impacts) des systèmes définis par le cycle de vie complet des produits étudiés;
2. Identifier les points chauds (c.-à-d. les plus grands contributeurs à l'impact) et les paramètres clés (c.-à-d. les paramètres qui influencent le plus le bilan environnemental) propres aux différents systèmes à l'étude;
3. Comparer les systèmes avec le sac de plastique conventionnel, le système de référence.

La description des systèmes est présentée aux sections suivantes.

Ce volet est réalisé en accord avec les exigences des normes ISO 14 040 et 14 044 (ISO, 2006a, b) pour un rapport public incluant une affirmation comparative. Il est à noter que l'Annexe A présente la méthodologie AeCV en détail, comprenant une section définissant les termes spécifiques au domaine.

Définition d'« emplette »

Selon le dictionnaire Larousse, le mot « emplette » désigne deux choses :

1. « Achat d'objets ou de marchandises d'un usage courant »
2. « Objet acheté »

Étant donné que ces deux sens peuvent semer la confusion, les termes « achat » ou « marchandise » sont alors utilisés à la place d'« emplette » afin de signifier « objet acheté ». Ainsi, le terme « emplette » fait référence à l'action dans ce rapport.

3.2 Description générale des produits à l'étude

Les sacs d'emplettes sont ceux utilisés lors d'un achat en magasin. Le plus grand nombre d'entre eux, entre 75 % et 80 %, sont utilisés lors des achats à l'épicerie (RECYC-QUÉBEC, 2007; ÉEQ, 2016a). Selon le commerce, ils ont une taille, une composition et un potentiel de réutilisation différents. Les sacs d'emplettes sont souvent divisés en deux grandes catégories : les sacs dits

« jetables » ou « à usage unique », et ceux dits « réutilisables ». Pour les premiers, bien que l'on puisse leur trouver une multitude d'usages secondaires (sac à ordures, sac à lunch, etc.), ils ne sont pas conçus dans le but d'être utilisés plus d'une fois pour leur fonction principale, c'est-à-dire l'emballage et le transport de produits. Les sacs réutilisables, quant à eux, sont plus robustes et permettent de transporter de la marchandise à plusieurs reprises. Il va sans dire que certains sacs dits « réutilisables » peuvent s'apparenter à des sacs jetables et vice versa. Cependant, il n'existe pas de définition précise pour différencier les deux types de sacs. Leur description détaillée présentée dans les paragraphes suivants tente de refléter le mieux la typologie rencontrée dans la documentation et auprès des parties prenantes consultées.

3.2.1 Sacs dits « jetables »

Sacs de plastique

Les sacs de plastique minces à bretelles sont les plus cités dans la littérature des ACV de sacs d'emplètes ; ils sont considérés comme sacs de plastique conventionnel dans cette étude. Ils sont principalement utilisés en épicerie, dépanneurs et magasins à bas prix et fabriqués en polyéthylène haute densité (HDPE) avec une épaisseur de l'ordre de 17 microns. Ils peuvent également être fabriqués de polyéthylène basse densité (LDPE), un type de polyéthylène moins rigide que le HDPE. Des sacs de plastique à bretelles de calibres plus épais sont présents dans les commerces autres qu'alimentaires, notamment les pharmacies.

Dans les autres types de commerces de détail, la diversité des sacs de plastique est probablement aussi grande que la diversité de magasins. Comme ils constituent un outil de marketing, ils sont souvent faits sur mesure. En plus des sacs de plastique à bretelles, sont présents les sacs de plastique à poignées découpées et à ganses, notamment dans le secteur de la mode. Ils sont généralement plus épais que les sacs à bretelles pouvant atteindre une épaisseur de 50 microns et même plus. Ils sont également fabriqués à partir de LDPE et HDPE.

Selon l'Association canadienne de l'industrie du plastique (ACIP), les sacs de plastique sont généralement fabriqués à partir de 25 % de retailles générées sur site et réintroduites dans le procédé ou provenant d'autres usines (voir sections 3.5.2 et 3.7 pour plus de détails). De plus, selon le même organisme, les sacs de plastique à bretelles distribués au Québec sont typiquement fabriqués au Canada, et ce, surtout au Québec et en Ontario.

En fin de vie, les sacs de plastique trouvent un usage secondaire, principalement comme sacs à ordures. Selon RECYC-QUÉBEC, 77,7 % des sacs de plastique à bretelles non dégradables jetés aux ordures sont réutilisés comme sacs à ordures et finissent donc à l'enfouissement (voir section 3.5.1 pour plus de détails sur cette donnée issue de campagnes de mesures). Selon les résultats de la Caractérisation des matières résiduelles du secteur résidentiel au Québec 2012-2013 (ÉÉQ et RECYC-QUÉBEC, 2015), le taux de récupération¹ des sacs d'emplètes en plastique est de 13 %. S'ils sont mis au recyclage, les centres de tri québécois sont habituellement en mesure de les récupérer, 18 sur 24 centres de tri au Québec ont répondu à l'enquête des centres indiquant qu'ils acceptaient les sacs et les pellicules en 2015 selon RECYC-QUÉBEC.

Depuis plusieurs années, probablement avec les images des îlots de plastique flottants en plein milieu des océans (SRC, 2015 ; Cózar *et al.*, 2014) et d'animaux étouffés par ingestion de résidus

¹ Masse de matière se retrouvant dans la collecte sélective (« recyclage ») sur la masse totale de matière se retrouvant aux ordures et à la collecte sélective.

de films et matières plastiques (Bio Intelligence Service, 2011, p.35 ; SRC, 2016), les sacs de plastique jetables ont la réputation d'être les plus polluants par leur persistance dans l'environnement.

Que ce soit pour s'attaquer au problème de la persistance dans l'environnement ou de la consommation de ressources non renouvelables, d'autres types de matériaux sont utilisés pour leur fabrication. Par exemple, les sacs faits de bioplastique (provenant de matériaux biosourcés, fabriqués, en partie ou en totalité, à partir de matières végétales telles que le blé, le maïs ou la pomme de terre) sont généralement vendus comme biodégradables selon certaines conditions optimales (ex. composteur industriel). Il est toutefois à noter que bien qu'un sac soit fait de bioplastique ne signifie pas qu'il est nécessairement biodégradable ou compostable.

Le sac de plastique dit oxodégradable ou oxobiodégradable se dégrade par l'action de la lumière et de l'oxygène. Il est fait de plastique conventionnel auquel un catalyseur a été ajouté. Bien que ce type de sacs soit beaucoup moins persistant dans l'environnement, des doutes sur sa biodégradabilité complète existent. Une étude britannique de l'Université de Loughborough (Defra, 2010) a conclu que les plastiques oxodégradables ne sont pas compostables et que la dégradation du PE après fragmentation du sac est beaucoup plus lente que les plastiques compostables. Enfin, ces sacs sont indésirables au recyclage, car ils détériorent les caractéristiques du plastique recyclé, qui se dégrade prématurément s'il contient une trop grande proportion de matière oxodégradable.

Sacs de papier

Le sac de papier fait généralement partie des sacs jetables, bien que certains soient suffisamment robustes pour être utilisés plus d'une fois dans un contexte de supermarché. Dans le secteur alimentaire, il est fait de papier kraft non blanchi, sans poignées, avec un grand contenu recyclé et il est fabriqué au Canada ou aux États-Unis. Dans un contexte de boutique, il est muni typiquement de poignées torsadées. Il peut être blanchi et personnalisé selon le commerce (tailles, couleurs, texture, poignées en cordon, etc.). Son taux de récupération est de 34,4 % (ÉÉQ et RECYC-QUÉBEC, 2015 ; catégorie « Sacs d'emplettes de papier kraft »). Le sac de papier est compostable.

3.2.2 Sacs dits « réutilisables »

Cette catégorie de sacs est également très diverse. D'abord, parmi les plus répandus, l'on retrouve les sacs de plastique PP tissé et non tissé. Ils sont fabriqués généralement en Chine et sont vendus par les grandes chaînes d'alimentation au Québec. Ils sont laminés afin de permettre leur impression. Bien que décrit comme étant recyclables, ils sont mis aux rebus par les centres de tri au Québec. En effet, ces sacs sont généralement constitués de différentes matières (ex. ganses de nylon). Leur recyclage est alors plus compliqué, demande plus de temps et par conséquent est plus cher. Étant donné le petit volume de ces sacs dans la collecte sélective, leur recyclage n'est pas économiquement profitable.

D'autres matériaux peuvent être utilisés dans la fabrication des sacs réutilisables. Certains sont fabriqués de tissu plastique en PET recyclé postconsommation à 100 % à partir de bouteilles d'eau et de boissons non alcoolisées. D'autres, très compacts, sont faits de nylon. Enfin, le sac de coton est également utilisé pour les emplettes au Québec. En général, ces sacs sont robustes et pourraient probablement servir des dizaines, voire des centaines de fois. Bien qu'ils soient souvent fabriqués en Asie, le secteur canadien du textile en confectionne à partir de coton américain encore aujourd'hui. Ils ne sont pas recyclés au Québec. À beaucoup plus petite échelle,

d'autres fibres textiles sont utilisées dans la fabrication de sacs d'emplettes, comme le chanvre et le lin, dont la production pourrait générer moins d'impacts sur l'environnement par une moins grande consommation d'eau et de pesticides lors de la culture (Turunen et van der Werf, 2006).

Les villes ayant adopté un bannissement des sacs de plastique conventionnel, comme Portland et San Francisco, ont vu l'apparition de sacs de plastique épais (50 à 100 microns) à poignées découpées renforcées ou à ganses dits « réutilisables ». Leur capacité à être réutilisés reste faible en raison de leur usure rapide. Ils sont recyclables au Québec comme les sacs de plastique conventionnels. Présents notamment à Brossard, certains détaillants les ont clairement identifiés comme réutilisables, tandis que d'autres non. Étant donné l'ambiguïté possible sur le potentiel de réutilisation de ce type de sac en raison de sa ressemblance avec des sacs de plastique épais non réutilisés pour transporter des emplettes, le sac de plastique épais est considéré dans cette étude comme un sac de boutique jetable.

Les sections suivantes présentent plus en détail les différents systèmes de sac étudiés et le modèle AeCV élaboré pour leur analyse.

3.3 Fonctions et unité fonctionnelle

Les systèmes étudiés sont évalués sur la base de leur **fonction principale** : « emballer pour leur transport les produits achetés par le particulier lors d'emplettes ».

L'**unité fonctionnelle**, c'est-à-dire la référence à laquelle se rapportent les calculs d'inventaire et d'évaluation des impacts, a été définie pour deux situations d'emplettes différentes : la « petite emplette » et la « grosse emplette ».

La petite emplette consiste en une visite dans un commerce où un seul sac est nécessaire pour le transport des achats, peu importe sa grosseur. Il peut s'agir d'une emplette non planifiée, par exemple dans un dépanneur, bien que cette situation puisse arriver dans à peu près n'importe quel type de commerce. Cette situation avantage les petits sacs. L'UF se définit alors comme suit :

« emballer pour le transport 1 litre de produits achetés par le particulier lors d'une emplette au Québec en 2016 ».

La grosse emplette est, à l'opposé, souvent planifiée et fréquemment effectuée en voiture et nécessite plusieurs sacs pour emporter les achats, par exemple en supermarché. La particularité de ce scénario est que la capacité des sacs a une influence sur les résultats en comparaison avec la petite emplette : plus un sac est gros, moins il en faut pour transporter un même volume d'achats. L'UF pour ce scénario est alors :

« emballer pour le transport 100 l de produits achetés par le particulier lors d'une emplette au Québec en 2016 ».

La formulation de deux unités fonctionnelles a pour but de tenir compte de facteurs propres à certains types d'emplettes pouvant avoir une influence sur les résultats AeCV. Par exemple, dans un contexte urbain, de banlieue ou rural, les habitudes du consommateur peuvent être différentes. En ville, les courses à pied sont plus fréquentes, tandis qu'en banlieue ou en campagne, les achats se font plus souvent en voiture.

Ainsi, les sacs retenus permettant de répondre à cette fonction sont :

- Sacs dits « jetables »
 - Sac de plastique conventionnel (HDPE, 17 microns)

- Sac de plastique oxodégradable (HDPE, 17 microns)
- Sac de bioplastique compostable à bretelles (mélange amidon-polyester, 20 microns)
- Sac de plastique épais (LDPE, 50 microns, à poignées découpées)
- Sac de papier (papier kraft non blanchi)
- Sacs dits « réutilisables »
 - Sac de PP tissé
 - Sac de PP non tissé
 - Sac de coton

Il est bon de noter qu'en ACV, il est nécessaire que l'unité fonctionnelle puisse être fournie par les produits étudiés, mais que les performances démontrées par ceux-ci, soit les conditions et les circonstances dans lesquelles la fonction est réalisée, peuvent différer. En ce sens, afin de rendre les sacs les plus comparables possible, les hypothèses suivantes doivent être considérées :

- Seul le type de sac est modifié : la distance entre le lieu de résidence et le lieu de consommation est la même;
- Il est considéré que le même nombre d'items achetés peut être compris dans tous les sacs;
- Il est considéré que la somme de la masse des items achetés ne dépasse pas la résistance de tous les sacs;
- La défektivité des sacs (p. ex. un trou) n'est pas considérée.

Pour chaque scénario, les paragraphes suivants décrivent comment sont calculés les flux de référence des sacs à l'aide des paramètres clés pour un même volume d'achats.

3.4 Flux de référence et paramètres clés

Les flux de référence sont les quantités de produits nécessaires par unité fonctionnelle. Afin d'établir le nombre de sacs relatif, plusieurs indicateurs peuvent être utilisés pour considérer les contraintes physiques d'un sac d'emplètes : le volume, la masse ou le nombre d'items contenus dans le sac. Cette étude privilégie l'utilisation du volume afin de considérer les contraintes physiques d'un sac puisqu'il semble l'indicateur le plus approprié pour considérer la pluralité des achats potentiels. De plus, cet indicateur a été utilisé par la plupart des études ACV traitant de la comparaison des sacs. Privilégier le nombre d'items contenus par un sac serait mal avisé dans un contexte général d'emplètes non limité aux supermarchés ; par exemple peut-on vraiment comparer sur la base de l'achat d'un item, ce dernier pouvant varier grandement de volume? Pour ce qui est de la masse, elle ne s'avère importante que si la somme des items achetés s'approche de la résistance du sac considéré. Ce ne semble pas refléter la majorité des achats réalisés, considérant que la capacité massique du sac de plastique conventionnel à l'étude mesurée par les auteurs est d'environ 19 kg. Par conséquent, nous avons supposé que la masse totale des items achetés ne dépasse pas la résistance de tous les sacs. La perspective où un sac doit être doublé afin d'en augmenter sa résistance a été discutée qualitativement dans la section des résultats.

Ainsi, pour la présente étude, le nombre de sacs relatif (s), est le nombre de sacs d'un type donné nécessaire pour une emplette de volume V par rapport au nombre de sacs de référence nécessaire pour une même emplette. Ce nombre dépend de plusieurs paramètres, que l'on appelle en ACV les paramètres-clés :

- Capacité (C) : selon sa grosseur et sa solidité, le sac pourra contenir plus ou moins de marchandises, affectant ainsi le nombre de sacs pour une seule emplette. La capacité est basée dans cette étude sur le volume des sacs. Il est possible de considérer des capacités exprimées en nombre d'items ou de masse, mais ces options n'ont pas été retenues. Les capacités en nombre d'items sont obtenues généralement de façon empirique et aucune donnée québécoise publique n'est disponible. Quant à la capacité de charge d'un sac, elle est considérée comme étant rarement le facteur limitant du remplissage d'un sac considéré dans les ACV de sacs.
- Nombre d'utilisations (U) : détermine le nombre de sacs imputés à une emplette. Par exemple, une emplette avec un sac d'une durée de vie de 15 utilisations se verra attribuer 1/15 de sac. Sa valeur est 1 pour les sacs dits jetables.

Afin de définir une base commune pour tous les sacs à l'étude et permettre leur comparaison, les flux de références sont calculés pour un même volume d'achats dans un même scénario. Le flux de référence s peut ainsi être formalisé de façon générale comme suit pour un sac de type i :

$$s_i = \frac{S_i}{S_{ref}} \quad (1)$$

Où S_i est le nombre absolu de sacs de type i nécessaires lors d'une emplette, et S_{ref} , le nombre de sacs pour le type de référence. S est fonction du volume d'achats, de la capacité et du nombre d'utilisations du sac :

$$S_i = f(V, C_i, U_i) = \frac{V}{C_i U_i} \quad (2)$$

Dans le contexte des petites emplettes, une fonction simplifiée peut être déterminée. Pour un volume d'achats plus petit que le volume du plus petit sac étudié, mais dont le nombre d'items serait trop élevé pour être transporté avec les mains, ni le volume ni la capacité des sacs n'influencent le nombre de sacs imputé à une emplette, qui vaut donc un sac. Pour ces petits achats, la capacité n'est donc pas un paramètre-clé. Seul le nombre d'utilisations a une influence sur le nombre de sacs réutilisables attribué à une emplette. Ainsi, pour un scénario de petite emplette :

$$S_i = f(U_i) = \frac{1}{U_i}, V \leq C_i \forall i \quad (3)$$

Considérant l'équation 1 et le sac de plastique conventionnel à une seule utilisation, on obtient l'expression suivante du flux de référence pour le scénario de petite emplette :

$$s_i = \frac{S_i}{S_{ref}} = \frac{U_{ref}}{U_i} = \frac{1}{U_i} = S_i, V \leq C_i \forall i \quad (5)$$

Pour les grosses emplettes, c'est-à-dire lorsque le volume d'achats d'une emplette est plus grand que la capacité individuelle des sacs utilisés, le S_i peut être calculé avec l'équation 2. On obtient alors :

$$s_i = \frac{S_i}{S_{ref}} = \frac{C_{ref}U_{ref}}{C_iU_i} = \frac{C_{ref}}{C_iU_i}, V > C_i\forall i \quad (3)$$

Le

Tableau 3-1 présente le résumé des expressions mathématiques nécessaires au calcul des nombres relatifs de sacs.

Tableau 3-1 : Nombre relatif de sacs

Scénario	Volume d'achats V	Nombre relatif de sacs s_i
Petite emplette	$V \leq C_i\forall i$	$s_i = \frac{1}{U_i}$
Grosse emplette	$V > C_i\forall i$	$s_i = \frac{C_{ref}}{C_iU_i}$

Considérant la performance de chaque système, le tableau suivant présente les flux de référence pour chaque scénario. Les capacités correspondent au volume d'eau maximal que peuvent contenir les sacs avec les poignées maintenues ensemble, à l'exception du sac de bioplastique fait d'amidon et de polyester pour lequel la valeur du fabricant a été utilisée (7 gallons). Un sac de plastique à ordures a été inséré dans les sacs non imperméables afin d'effectuer les mesures.

Tableau 3-2 : Caractéristiques de performance et flux de référence

Produit	Capacité C (l)	Nombre d'utilisations U (fonction principale)	Flux de référence (nb de sacs s_i)	
			Petite emplette	Grosse emplette
Sac de plastique conventionnel	21	1	1	1
Sac de plastique oxodégradable	21	1	1	1
Sac de bioplastique (amidon-polyester)	26,5	1	1	0,79
Sac de plastique épais	20,5	1	1	1,02
Sac de papier	29,5	1	1	0,71
Sac de PP tissé	28	Variable	$1/U_i$	$0,75/U_i$
Sac de PP non tissé	35,5	Variable	$1/U_i$	$0,59/U_i$
Sac de coton	26	Variable	$1/U_i$	$0,81/U_i$

Tel que présenté au tableau précédent, le nombre d'utilisations des sacs réutilisables n'est pas défini. Comme révélé lors de la revue bibliographique, c'est un paramètre clé incertain et variable,

qui influence significativement les résultats, et il n'existe aucune statistique d'utilisation de sacs dans un contexte québécois. Les résultats AeCV sont exprimés en fonction du nombre d'utilisations nécessaire U_i^* pour qu'un sac obtienne un score d'impact égal ou plus petit pour tous les indicateurs (voir section 3.8) qu'un sac de référence, le sac de plastique conventionnel en l'occurrence. Les expressions mathématiques d' U_i^* sont présentées en annexe.

3.5 Traitement des fonctions secondaires et règles d'imputation

3.5.1 Fonctions secondaires

L'ACV établit la comparaison de produits ou services sur la base quantifiée de la fonction, ou des différentes fonctions qu'ils remplissent. En conséquence, les fonctions secondaires doivent être considérées avec précaution. Les sacs d'emplètes remplissent des fonctions diverses en plus de leur fonction principale. Outre permettre au particulier le transport de marchandises achetées lors d'emplètes, ils servent également à transporter ou entreposer des objets à la maison. Concernant les sacs de plastique conventionnel, ils sont réutilisés en fin de vie de multiples façons selon un sondage web réalisé entre les 8 et 13 mai 2015 auprès de 400 résidents de la Ville de Montréal âgés de 18 ans et plus, et commandé par l'industrie du plastique (ACIP) et effectué à Montréal par l'agence CROP (2015) :

- Sac à ordures ménagères (78 % des répondants) ;
- Sac à lunch (32 % des répondants) ;
- Sac à rejets de chiens (15 % des répondants) ;
- Autres usages (5 % des répondants).

Dans la présente étude, les bénéfices de réutilisation du sac de plastique en sacs à ordures sont évalués. Pour ce faire, la méthode dite d'« extension des frontières » a été utilisée : le profil environnemental des sacs à ordures évités est soustrait de celui des sacs d'emplètes en plastique (voir Tableau 3-6 pour plus de détails). Sachant que 87,0 % des sacs d'emplètes de plastique se retrouvent dans la collecte de déchets au Québec (ÉEQ et RECYC-QUÉBEC, 2015, p. 42) et que 77,7 % (RECYC-QUÉBEC, 2016) des sacs de plastique conventionnels jetés aux ordures sont utilisés comme sacs à ordures, l'extension des frontières est alors appliquée à 67,6 %² des sacs de plastique conventionnel. Cette procédure a également été appliquée sur les sacs de plastique oxodégradables, en bioplastique de type amidon-polyester et en plastique épais à l'aide de pourcentages différents. Le détail des valeurs utilisées se trouve au Tableau 3-6. Leur précision se situe entre 5 % et 13 %. Le sac à ordures évité considéré dans cette étude est un sac blanc de plastique épais (LDPE) mesurant 51 cm de large et 56 cm de hauteur (20 po x 22 po), d'une épaisseur de 20 microns (0,8 mil) et pèse 12 g (voir Tableau 3-9 pour plus de détails). Son volume effectif, c'est-à-dire lorsque noué avec une attache, a été mesuré et est d'environ 24 l. Le crédit appliqué est proportionnel au rapport des volumes effectifs des sacs, présentés au Tableau 3-3. Pour les sacs de plastique conventionnel et oxodégradable, le volume effectif est lorsque les bretelles sont nouées ensemble. Enfin, pour le sac bioplastique, son volume effectif a été extrapolé à l'aide de celui du sac conventionnel et le rapport des volumes du Tableau 3-2.

² 87,0 % x 77,7 % = 67,6 %

Tableau 3-3 : Volumes effectifs pour le crédit de réutilisation comme sac à ordures

Sac	Volume effectif (l)
Sac de plastique conventionnel	15
Sac de plastique oxodégradable	15
Sac de bioplastique (amidon-polyester)	19
Sac de plastique épais	15
Sac à ordures	24

Les valeurs de taux de sacs réutilisés en sacs à ordures (c.-à-d. nombre de sacs jetés aux ordures réutilisés comme sacs à ordures sur le nombre de sacs jetés aux ordures) constituent les meilleures données disponibles. Il s'agit de données primaires correspondant au contexte géographique et temporel de l'étude, en plus d'être propres à chaque type de sacs. Ils proviennent de la caractérisation des matières résiduelles du secteur résidentiel 2015-2017. Dans le cadre de cette dernière, RECYC-QUÉBEC et ÉEQ déterminent la composition des trois collectes résidentielles en bordure de rue (déchets, matières recyclables et matière organique) de milliers de ménages partout au Québec. Le protocole de caractérisation classe les déchets en catégories de matières, dont les sacs d'emplettes en plastique dégradables et non dégradables. Pour la première fois, ces sacs ont été également distingués selon le type de sac (à bretelles ou autres) et leur utilisation (ceux étant utilisés comme sacs à ordures et ceux qui ne le sont pas). Cette nouvelle démarche a permis de mesurer la proportion du nombre de sacs jetés aux ordures réutilisés comme sac à ordures. Les proportions pour les différents types de sacs (dégradables ou non dégradables, à bretelles ou autres) utilisées dans cette étude se trouvent au Tableau 3-6 et au Tableau 3-7. Il s'agit de moyennes calculées à partir de 126 échantillons³.

Afin de valider ces taux, qui se trouvent parmi les valeurs les plus élevées des ACV antérieures, les auteurs ont estimé la proportion d'ordures résidentielles québécoises contenues annuellement dans des sacs d'emplettes réutilisés comme sacs à ordures en considérant les valeurs suivantes :

- Un milliard de sacs d'emplettes distribués par année (RECYC-QUÉBEC *et al.*, 2012);
- 4,1 % de sacs abandonnés dans l'environnement (Bio Intelligence Service, 2011);
- 67,6 % de sacs de plastique conventionnels en fin de vie réutilisés comme sacs à ordures (voir ci-dessus);
- Une masse de 1 kg contenue dans chaque sac réutilisé comme sac à ordures (hypothèse);
- 2 272 187 tonnes d'ordures résidentielles collectées au Québec par année (ÉEQ et RECYC-QUÉBEC, 2015).

³ L'étude ACV ayant été réalisée pendant la caractérisation 2016-2017 de RECYC-QUÉBEC et ÉEQ, de nouvelles valeurs basées sur plus d'échantillons (171) ont été reçues à la fin de la rédaction de ce rapport et étaient presque identiques à celles utilisées dans l'étude (p. ex. 78,8 % pour les sacs de plastique conventionnels).

Ainsi, les sacs d'emplètes réutilisés comme sacs à ordures contiendraient 29 % des ordures résidentielles québécoises annuellement, une quantité qui semble raisonnable aux yeux des auteurs et qui appuie les taux issus de la caractérisation des ordures.

Les autres usages secondaires en fin de vie n'ont pas été considérés, car ils sont moins courants et ne remplacent pas nécessairement un autre produit. Pour les autres types de sacs, aucune fonction secondaire n'a été considérée. Les autres usages des sacs réutilisables comme le transport ou l'entreposage d'items n'ont pas d'influence importante sur les résultats de l'ACV puisqu'il serait surprenant que les consommateurs se procurent des sacs exclusivement pour remplir ce genre de fonction. Il n'y aurait donc pas de substitution.

3.5.2 Recyclage

La prise en compte du recyclage en amont (contenu en matière recyclée des sacs) et en aval (recyclage en fin de vie) d'un système de produit peut s'effectuer de plusieurs façons. Deux principales méthodes sont utilisées : l'extension des frontières et la règle de coupure.

La première concerne le recyclage en aval et consiste à soustraire du système de produit la fonction de production de matière recyclée en allouant un crédit d'impacts correspondant à la matière vierge évitée. Selon cette approche, le contenu recyclé est ignoré lorsque le produit est recyclé en fin de vie afin d'éviter le double-comptage. Elle favorise donc les produits recyclés en fin de vie.

La deuxième suppose simplement que la matière recyclée utilisée dans la fabrication du produit ou récupérée en fin de vie est extérieure au système de produit. Aucun impact ni crédit environnementaux ne lui sont donc attribués. Ainsi, les opérations de tri et de recyclage sont incluses en amont (production), mais exclues en aval (fin de vie). Cette approche favorise les produits ayant un grand pourcentage de contenu recyclé, mais peu le recyclage en fin de vie.

Étant donné que les sacs à l'étude possèdent une grande variété de contenus recyclés et de taux de recyclages différents, une méthode combinant les deux approches ci-dessus a été adoptée. Il s'agit de la méthode dite d'imputation « 50/50 ». Elle consiste à allouer la moitié des bénéfices et impacts liés au recyclage en fin de vie et la moitié de ceux de l'utilisation de matière recyclée lors de la fabrication. Une analyse de sensibilité confrontera les résultats avec ceux de l'approche extension des frontières (« 0/100 ») et de l'approche règle de coupure (« 100/0 »).

3.5.3 Autres règles d'imputation

Lorsqu'un processus est multifonctionnel (c.-à-d. qu'il génère plus d'un produit ou qu'il participe au recyclage de produits intermédiaires), 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. Bien que certains cas aient été abordés dans les paragraphes précédents, ils ne couvrent pas tous les cas rencontrés en ACV. La norme ISO 14 044 (ISO, 2006b) prescrit la méthode d'imputation générale suivante :

1. Éviter l'imputation en :
 - a. Divisant le processus élémentaire en sous-processus en recueillant les données d'intrant et d'extrait rattachées à ceux-ci; ou
 - b. Effectuant une extension des frontières.
2. Lorsque l'imputation est inévitable, elle doit refléter les relations physiques sous-jacentes existant entre les différents produits ou fonctions.

3. Lorsqu'une relation physique ne peut être établie, une imputation reflétant d'autres relations mutuelles peut être utilisée, notamment l'imputation économique.

3.6 Frontières des systèmes

Les frontières des systèmes servent à identifier les étapes, processus et flux 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 sous-sections qui suivent présentent une description générale des frontières des systèmes, ainsi que les considérations géographiques et temporelles associées.

3.6.1 Description générale des systèmes

La Figure 3-1 schématise les frontières générales des systèmes étudiés. Elles incluent la production des matériaux, la fabrication des sacs, leur distribution, leur usage et leur fin de vie. Le détail des systèmes (quantification des flux et processus) est également fourni à l'Annexe C.

Mentionnons également que les diverses étapes du cycle de vie des produits à l'étude 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**.

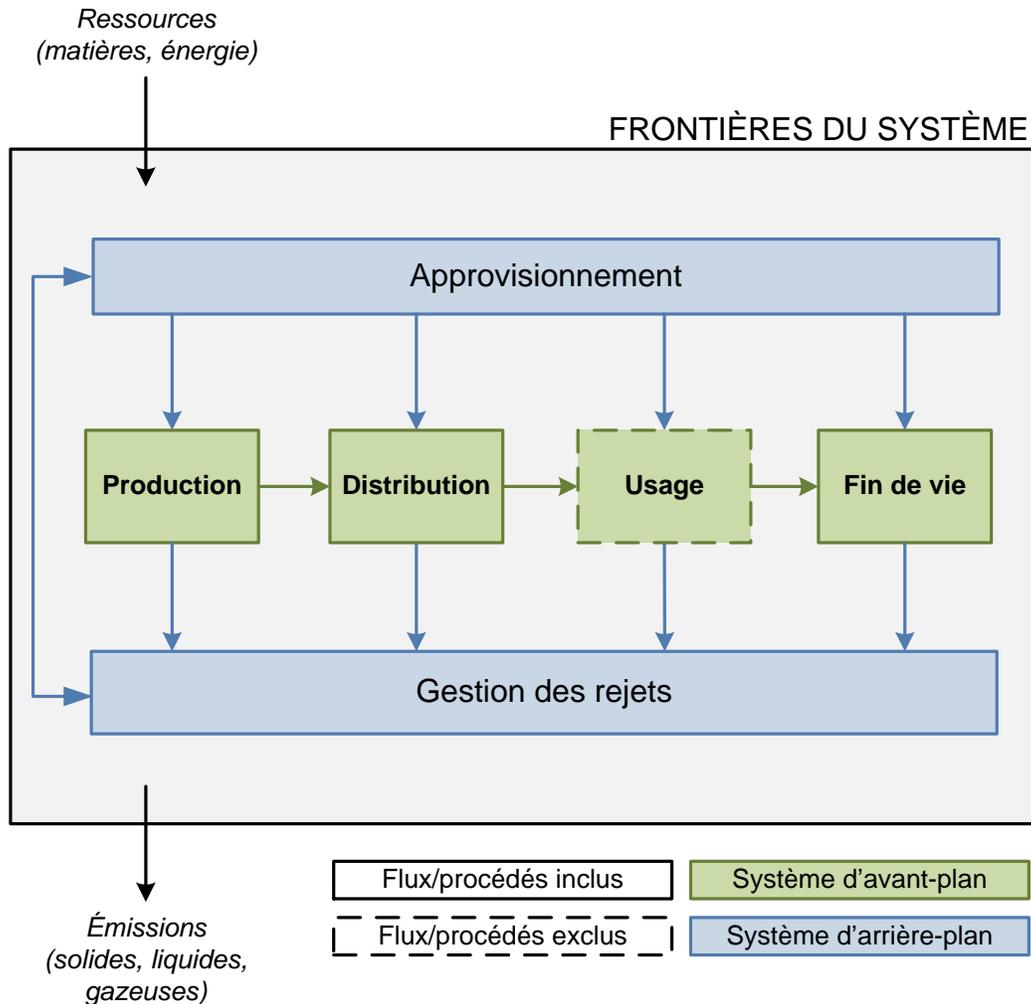


Figure 3-1 : Frontières générales des systèmes à l'étude.

Le sous-système « **production** » inclut la production de tous les matériaux et emballages nécessaires à l'étape de fabrication des sacs, de même que leur livraison au site de fabrication et la fabrication du produit en tant que tel. Il inclut l'assemblage du matériel, l'emballage, etc.

Le sous-système « **distribution** » vise les transports des produits finis, de leur lieu de production jusqu'au détaillant. Il inclut également la manutention et l'entreposage des produits par les détaillants, grossistes et autres intermédiaires.

Quant à lui, le sous-système « **usage** » concerne l'emballage et le transport d'achats lors d'emplettes, ainsi que le lavage des sacs. Cependant, les émissions de transport (p. ex. en voiture) dues aux sacs lors d'emplettes sont considérées comme négligeables étant donné qu'ils représentent une masse très faible en comparaison aux achats qu'ils contiennent et à celui d'une personne. De plus, les consommateurs lavent peu leurs sacs réutilisables (CROP, 2015). Par conséquent, cette étape du cycle de vie a été exclue de l'étude.

La « **fin de vie** » concerne l'élimination du produit à la fin de sa vie utile, incluant le transport jusqu'au lieu d'élimination ou de gestion finale.

Enfin, les sous-systèmes d'arrière-plan « **approvisionnement** » et « **gestion des rejets** » concernent, respectivement, pour chacun des quatre sous-systèmes d'avant-plan précédents, 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. les sites de production des matériaux, fabrication, et fin de vie).
- 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, valorisation énergétique ou autres).

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 3-4. L'approvisionnement et la gestion des rejets ont été répartis entre les étapes du cycle de vie afin de simplifier la lecture du tableau.

Il est à noter qu'aucun critère d'inclusion ou de coupure n'a été appliqué pour la présente étude : toutes les données disponibles ont été intégrées au modèle.

Comme présenté au Tableau 3-4, certains processus ont été exclus à cause d'un manque de données ou d'une impossibilité de modéliser un cas générique représentatif. Il n'est par ailleurs pas possible de connaître l'effet de l'exclusion de ces éléments sur les résultats.

Tableau 3-4 : Processus inclus et exclus des frontières de l'AeCV

Étapes du cycle de vie	Processus/Sous-processus	Commentaires
Production	Production des matériaux constituant les sacs	Fournitures utilisées en production (matériaux constituant les sacs et encres) incluses
	Production d'énergie consommée durant la fabrication des sacs	Génération d'électricité et production de combustibles fossiles
	Production des emballages pour la distribution des sacs	Production des matériaux utilisés dans les emballages primaires (boîtes de carton) incluse
	Utilisation de matière recyclée	Inclusion des processus de recyclage selon la méthode 50/50
	Transport au site de fabrication des sacs	Transport des matériaux, de l'énergie et de l'emballage vers le site de fabrication des sacs inclus. <i>Emballages secondaire et tertiaire (ex. palettes) exclus, car considérés comme n'ayant peu/pas de conséquences sur les résultats d'indicateurs d'impact.</i>
	Fabrication des sacs	Consommation d'eau et émissions directes à l'environnement incluses
	<i>Infrastructure</i>	<i>Exclue (données non disponibles, processus d'infrastructure considéré à la fois comme similaire d'un système à l'autre et comme n'ayant peu/pas de conséquences sur les résultats d'indicateurs d'impact)</i>
Distribution	Transport du lieu de production au centre de distribution	Inclus
	Transport vers les détaillants	Inclus
	<i>Manutention et entreposage</i>	<i>Exclus (données non disponibles et considérés comme n'ayant peu/pas de conséquences sur les résultats d'indicateurs d'impact)</i>
Usage	<i>Lavage des sacs réutilisables</i>	<i>Exclu des scénarios de base (considéré négligeable)</i>
	<i>Transport des sacs du détaillant au foyer</i>	<i>Exclu (considéré négligeable)</i>
Fin de vie	Transport de fin de vie	Transport de l'utilisateur au lieu de traitement
	Enfouissement	Inclus
	Tri et recyclage	Inclus selon la méthode 50/50
	Abandon dans l'environnement	Proportion de sacs abandonnés dans l'environnement considérée par l'indicateur correspondant (voir section 3.7.1). Aucun processus industriel ou activité économique impliqués.
	Production évitée	Matériaux issus du recyclage selon la méthode 50/50 et fonction secondaire (sacs à ordures) inclus
Toutes les étapes	<i>Services auxiliaires (publicité et autres services)</i>	<i>Exclus (données non disponibles, processus considérés à la fois comme similaires d'un système à l'autre et comme n'ayant peu/pas de conséquences sur les résultats d'indicateurs d'impact)</i>

3.6.2 Frontières géographiques et temporelles

Conformément à l'unité fonctionnelle sélectionnée, la présente étude constitue une AeCV représentative du contexte québécois en 2016. Ainsi, les activités de production, distribution et de fin de vie sont modélisées de manière à répondre à ce critère.

Par ailleurs, il est à noter 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 dont la durée (de quelques décennies à plus d'un siècle, voire 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.

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

Les données requises à l'AeCV 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 est réalisée de manière itérative entre le CIRAIG et les parties prenantes de l'étude. La qualité des résultats d'une AeCV 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 est 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 processus ou paramètres clés spécifiques. Ces données sont fournies par RECYC-QUÉBEC et les parties prenantes désignées pour la collecte de données. Elles incluent les données spécifiques aux produits et aux pratiques de fabricants de sacs. Ces données primaires sont collectées grâce à un questionnaire électronique transmis aux parties prenantes et par des entrevues téléphoniques. Les parties prenantes incluent les organisations suivantes :

- Association canadienne de l'industrie du plastique (ACIP)
- Communauté métropolitaine de Montréal (CMM)
- Conseil canadien du commerce de détail (CCCD)
- Conseil de l'environnement des emballages de papier et de carton (CEEPC)
- Conseil québécois du commerce de détail (CQCD)
- Éco Entreprises Québec (ÉEQ)
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC)
- Ville de Montréal

Les données manquantes, incomplètes ou non facilement accessibles sont quant à elles complétées par des données secondaires, c.-à-d. issues de la base de données d'inventaire *ecoinvent*, de la base de données interne du CIRAIG, de bases de données publiques disponibles, d'une revue de littérature et de jugements d'experts.

La plupart de ces données secondaires proviennent des modules de données d'inventaire du cycle de vie (ICV) disponibles dans la base de données *ecoinvent* version 3.2 (modèle dit *cut-off*). 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.). De plus, cette base de données inclut les jeux de données québécois issus de la BD-ICV québécoise (CIRAIG, 2016). La base de données US-LCI a également été utilisée pour des données de production dans un contexte nord-américain (NREL, 2013).

Dans la mesure du possible, les modules de données génériques employés dans le cadre de cette étude sont adaptés de manière à augmenter leur représentativité des produits et du contexte analysés. Plus particulièrement, les modules génériques sont adaptés utilisant les mélanges d'approvisionnement énergétique (*grid mix*) de la base de données *ecoinvent* correspondant à leur situation géographique, lorsque connue. Dans le cas contraire, le *grid mix* global est utilisé. Le Tableau 3-5 présente le détail des principaux *grid mix* utilisés. Les autres *grid mix* utilisés sont accessibles à partir du portail ecoquery.ecoinvent.org. À noter que les processus de la base de données US-LCI utilisés dans cette étude ont leur propre *grid mix*, accessible à partir de uslci.lcacommons.gov.

Tableau 3-5 : Principaux mélanges d'approvisionnement énergétiques utilisés

Mode de génération électrique	Québec	Ontario	Chine	Global
Charbon	0,1 %	2,6 %	74,5 %	38,2 %
Pétrole	0,3 %	0,2 %	0,2 %	5,0 %
Gaz naturel	0,4 %	13,3 %	2,0 %	22,0 %
Nucléaire	0,8 %	50,8 %	2,2 %	11,1 %
Hydroélectrique	97,4 %	29,3 %	18,6 %	18,8 %
Éolien	0,6 %	3,0 %	2,3 %	2,4 %
Biomasse	0,5 %	0,8 %	0 %	1,8 %
Autre	0 %	0 %	0,2 %	0,7 %

Note : le total peut différer de 100% à cause de l'arrondissement.

Source : *ecoinvent* v3.2.

Enfin, rappelons que la collecte est limitée aux données disponibles les plus faciles d'accès dans un premier temps. L'analyse des résultats obtenus suite à cette collecte préliminaire permet, dans un second temps, d'orienter la collecte des données requises à l'atteinte des objectifs de l'étude.

Les principales hypothèses relatives aux systèmes sont :

- **Lavage des sacs** : le lavage des sacs réutilisables n'est pas considéré dans les scénarios de base étant donné que 86 % des Montréalais et Montréalaises nettoient leurs sacs réutilisables à l'occasion, rarement ou jamais selon un sondage CROP (2015). Il est cependant évalué en analyse de sensibilité.
- **Abandon dans l'environnement** : 4,1 % des sacs jetables sont considérés comme abandonnés dans l'environnement contre 0,5 % pour les sacs réutilisables (Bio Intelligence Service, 2011).
- **Recyclage des sacs de plastique oxodégradable et de bioplastique fait d'amidon et de polyester** : Ces types de sacs sont retrouvés dans la collecte sélective. N'étant pas distinguables, ils sont envoyés au recyclage, comme les sacs conventionnels. Les

opérations de tri et de recyclage sont donc incluses à l'intérieur du système de ces sacs. Cependant, étant donné qu'ils peuvent dégrader la qualité du plastique recyclé s'ils sont présents en trop grande quantité (Grenier et Côté, 2007), aucun crédit pour avoir évité la production de matière vierge ne leur est alloué, contrairement au sac de plastique conventionnel.

- Contenu recyclé des sacs de plastique : Dans le scénario de base, les sacs de plastique (conventionnel, épais et oxodégradable) n'auront aucun contenu recyclé. Toutefois, selon l'ACIP, ces sacs de plastique peuvent contenir jusqu'à 25 % de rejets générés sur site et réintroduits dans le procédé ou provenant d'autres usines selon l'ACIP. Par conséquent, le contenu recyclé est considéré en analyse de sensibilité.
- Emballage : l'emballage considéré pour tous les sacs d'ampoules est la boîte de carton.
- Aucune émission de CO₂ ou de CH₄ n'a été considérée pour la décomposition des sacs biosourcés (bioplastique amidon-polyester, papier et coton) abandonnés dans l'environnement.

Mentionnons aussi que toutes les données utilisées sont :

- 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.

Le Tableau 3-6 résume les principales sources de données et hypothèses employées dans cette ACV, alors que le détail des données utilisées est présenté à l'Annexe C de ce rapport. De plus, aux figures suivantes sont illustrés les arbres de processus pour chaque sac à l'étude. Ils montrent les principaux processus inclus dans la modélisation des systèmes selon les informations contenues dans le Tableau 3-6. Les processus en gris sont ceux affectés par l'approche de recyclage telle que décrite à la section 3.5.2. Ceux marqués d'un signe « - » constituent des crédits, c'est-à-dire que leurs impacts potentiels sont soustraits du cycle de vie du sac.

Le logiciel SimaPro 8.2, développé par PRé Consultants, est utilisé afin d'effectuer la modélisation des systèmes et réaliser le calcul de l'inventaire.

Tableau 3-6 : Principales données, sources et hypothèses utilisées dans l'établissement de l'ICV d'avant-plan pour les sacs d'empilettes

Paramètres	Systèmes comparés			Commentaires
	Sac de plast. conventionnel	Sac de plast. oxodégradable	Sac de bioplastique	
Production				
Masse (g)	8,6 Source : manufacturiers		15,7 (estimation)	
Lieu de fabrication	Toronto, ON		Californie	Source : manufacturier
Données de fabrication des sacs	ecoinvent			
Contenu recyclé	0%		0 %	
Emballage	Boîte de carton ondulé de 1 000 unités		Boîte de carton de 500 unités	Source : détaillant
Matériau	HDPE		Mélange amidon-polyester	
Provenance	Texas		Terni, Italie	Source : manufacturiers
Données de production des matériaux	US LCI (2016)		ecoinvent	
Distance et moyen de transport	2 500 km en train de Houston, TX		150 km en camion de Terni (IT) 15 200 km en bateau d'Italie	Distances en camion et train évaluées avec Google Maps. Distances par bateau évaluées avec www.searates.com .
Distribution				
Transport jusqu'au détaillant (Ville de Québec)	800 km en camion		4 850 km en camion de Los Angeles (hypothèse)	Distances en camion évaluées avec Google Maps.

Paramètres	Systèmes comparés			Commentaires
	Sac de plast. conventionnel	Sac de plast. oxodégradable	Sac de bioplastique	
Fin de vie				
Distance et mode de transport	50 km en camion			Hypothèse
Sacs gérés en fin de vie	87 % à l'enfouissement dont 77,7 % réutilisés comme sacs à ordures 13 % au recyclage	86,2 % à l'enfouissement dont 72,2 % réutilisés comme sacs à ordures 13,8 % au recyclage		Sources : RECYC-QUÉBEC (2016) ÉÉQ & RECYC-QUÉBEC (2015)
Sacs abandonnés dans l'environnement	4,1 % des sacs distribués			Source : Bio Intelligence Service (2011)
Crédits	Usage secondaire : Production de sacs à ordures évitée Recyclage : Production de HDPE évitée	Usage secondaire : Production de sacs à ordures évitée Recyclage : aucun crédit car contaminant	Usage secondaire : Production de sacs à ordures évitée Recyclage : aucun crédit car contaminant	

Tableau 3-7 : Principales données, sources et hypothèses utilisées dans l'établissement de l'ICV d'avant-plan pour les sacs d'empettes (suite)

Paramètres	Systèmes comparés		Commentaires
	Sac de plastique épais	Sac de papier	
Production			
Masse (g)	23	66	Sources : mesures directes
Lieu de fabrication	Saint-Hubert, QC (source : détaillant)	Montréal, QC (hypothèse)	
Données de fabrication des sacs	ecoinvent		
Contenu recyclé	0 %	26 % postconsommation (moyenne Amérique du Nord) Source : US-LCI (2016)	
Emballage	Boîte de carton ondulé de 500 unités (hypothèse)	Boîte de carton ondulé de 1 000 unités Source : détaillant	
Matériau	LDPE	Papier kraft non blanchi	
Provenance	Texas	États-Unis	Source : manufacturiers
Données de production des matériaux	US LCI (2016)		
Distance et moyen de transport	2 500 km en train de Houston, TX	2 200 km en train de Roanoke Rapids, NC (site le plus plausible selon données d'importations)	Distances en camion et train évaluées avec Google Maps.
Distribution			
Transport jusqu'au détaillant (Ville de Québec)	250 km en camion		Distances en camion évaluées avec Google Maps.

Paramètres	Systèmes comparés		Commentaires
	Sac de plastique épais	Sac de papier	
Fin de vie			
Distance et mode de transport	50 km en camion		Hypothèse
Sacs gérés en fin de vie	87 % à l'enfouissement dont 47,3 % réutilisés comme sacs à ordures 13 % au recyclage	65,6 % à l'enfouissement 34,4 % au recyclage	Sources : RECYC-QUÉBEC (2016) ÉEQ & RECYC-QUÉBEC (2015)
Sacs abandonnés dans l'environnement	4,1 % des sacs distribués		Source : Bio Intelligence Service (2011)
Crédits	Usage secondaire : Production de sacs à ordures évitée Recyclage : Production de LDPE évitée	Recyclage : Production de papier évitée	

Tableau 3-8 : Principales données, sources et hypothèses utilisées dans l'établissement de l'ICV d'avant-plan pour les sacs d'empettes (suite)

Paramètres	Systèmes comparés			Commentaires
	Sac de PP tissé	Sac de PP non tissé	Sac de coton	
Production				
Masse (g)	96,5	62	189	Sources : mesures directes
Lieu de fabrication	Chine	Chine	Chine	Source : manufacturier
Données de fabrication des sacs	ecoinvent			
Contenu recyclé	100 % postconsommation Données de collecte et tri : Franklin Associates (2011)	0 %	0 %	Source : manufacturier
Emballage	Boîte de carton ondulé de 100 unités			Hypothèse
Matériau	Polypropylène		Fibre de coton	
Provenance	Chine			Hypothèse
Données de production des matériaux	ecoinvent			
Distance et moyen de transport	500 km en camion en Chine (hypothèse)			
Distribution				
Transport jusqu'au détaillant (Ville de Québec)	22 000 km en bateau de Tianjin 250 km en camion			Distances en camion évaluées avec Google Maps. Distances par bateau évaluées avec www.searates.com .
Fin de vie				
Distance et mode de transport	50 km en camion			Hypothèse
Sacs gérés en fin de vie	100 % à l'enfouissement			Les sacs mis à la collecte sélective sont jetés au centre de tri
Sacs abandonnés dans l'environnement	0,5 % des sacs distribués			Source : Bio Intelligence Service (2011)

Tableau 3-9 : Principales données, sources et hypothèses utilisées dans l'établissement de l'ICV d'avant-plan pour les sacs d'empettes (suite)

Paramètres	Système crédité	Commentaires
	Sac à ordures en PE	
Production		
Masse (g)	12	Source : manufacturier
Lieu de fabrication	États-Unis	Selon ce qui est observé en supermarché et les statistiques d'importation.
Données de fabrication des sacs	ecoinvent	
Contenu recyclé	0 %	Selon ce qui est observé en supermarché
Emballage	Boîte de carton plat de 50 unités	Selon ce qui est observé en supermarché et les statistiques d'importation.
Matériau	LDPE	
Provenance	Texas	Hypothèse
Données de production des matériaux	US-LCI (216)	
Distance et moyen de transport	2 500 km en train de Houston, TX	Hypothèse : distance égale à celle du sac de plastique conventionnel
Distribution		
Transport jusqu'au détaillant (Ville de Québec)	800 km en camion	Hypothèse : distance égale à celle du sac de plastique conventionnel

3.7.1 Sacs de plastique conventionnels et de plastique oxodégradable

Les systèmes de produit des sacs de plastique jetables ont été définis principalement à l'aide d'informations provenant de l'industrie. Selon ces dernières, les sacs d'emplètes de plastiques distribués au Québec sont principalement fabriqués au Québec et en Ontario. La région de Toronto a été choisie comme lieu de production typique des sacs puisqu'on y trouve un important fabricant de ce type de sacs qui fournit de grands détaillants alimentaires québécois. Considérant que 75 % à 80 % de ce type de sac sont consommés par le secteur de l'alimentation. Le choix de ce lieu a été considéré comme représentatif.

Le plastique servant à leur fabrication provient principalement du Texas en train selon l'industrie. Cette information est supportée par les chiffres d'importations de polyéthylène du Gouvernement du Canada pour l'Ontario (76 % des importations de HDPE des É.-U. en 2015). Ces informations sont également valides pour les sacs de plastique oxodégradables puisque leur fabrication est très semblable à celle des sacs conventionnels.

Concernant le devenir en fin de vie de l'additif ajouté au sac oxodégradable, les métaux que contient ce dernier, c'est-à-dire cobalt, zinc, nickel et manganèse selon Edwards et Fry (2011), ont été pris en compte. Cela a été fait en émettant l'hypothèse que ces métaux seraient émis à l'eau à long terme.

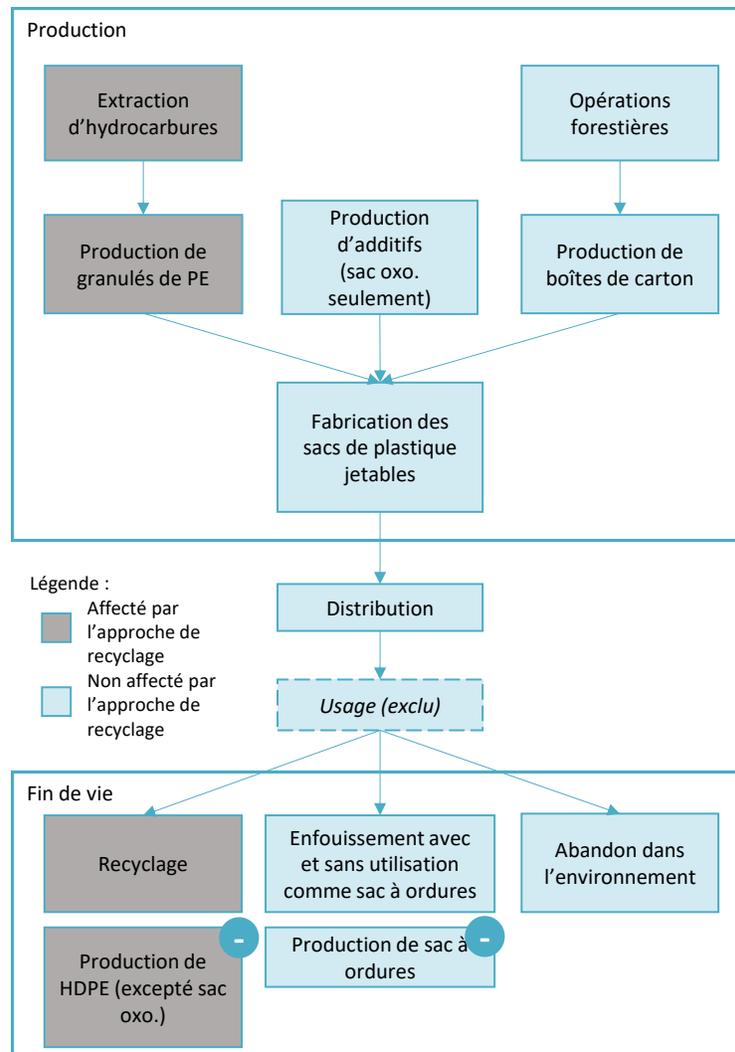


Figure 3-2 : Arbre de processus des systèmes « sac de plastique conventionnel », « sac de plastique oxodégradable » et « sac de plastique épais ».

3.7.2 Sac de bioplastique amidon-polyester

Peu de sacs d'emplettes de bioplastique sont présents sur le marché. Le sac choisi est fabriqué en Californie (hypothèse : Los Angeles) et est transporté en camion vers le Québec selon le distributeur canadien (BioBag®). Il est constitué de polymère de type « Mater-Bi » produit par une firme italienne à partir d'amidon de maïs et d'un polyester biodégradable d'origine fossile dont le site de production se situe à Terni. Ce matériau a fait l'objet dans le passé d'une déclaration environnementale de produit avec laquelle des données de production ont été calculées afin d'estimer les impacts de la production de ce genre de biopolymère dans un contexte européen dans la base de données ecoinvent. Ces données ont été reprises dans le cadre de cette étude, mais adaptées afin de correspondre le mieux possible au matériau à l'étude. Pour ce faire, la production d'électricité et de gaz naturel a été régionalisée. De plus, la base de données Agri-footprint (Blonk Agri-footprint BV, 2015), spécialisée dans le secteur agroalimentaire, a été utilisée afin de modéliser la production d'amidon italienne à partir de maïs (incluant l'utilisation des terres).

Basé sur le site searates.com, on suppose que cette matière plastique transite ensuite jusqu'à la Californie par bateau en passant par le canal de Panama. Aucune information ne permet de favoriser le cas où la marchandise serait déchargée sur la côte est américaine, puis acheminée par camion ou train sur le reste de la distance. La fabrication des sacs a été modélisée à l'aide d'un processus générique ecoinvent d'extrusion de film plastique dont la production de l'électricité consommée a été adaptée à la côte ouest-américaine (zone WECC). Les sacs sont finalement acheminés au Québec en camion selon le distributeur.

En fin de vie, comme les autres sacs de plastique, l'enfouissement, le recyclage, l'abandon dans l'environnement et la réutilisation comme sac à ordures ont été évalués à l'aide des paramètres présentés au Tableau 3-6. À l'instar du sac oxodégradable, aucun crédit pour le recyclage du sac de bioplastique amidon-polyester n'a été inclus, étant considéré comme un contaminant.

En raison du contenu en carbone biogénique et de la biodégradabilité de ce type de sac, la séquestration de carbone biogénique en site d'enfouissement, ainsi que les émissions de décomposition de la partie non biogénique ont été considérées. Pour ce faire, une composition de 35 % d'amidon et 65 % de polyester d'origine fossile (Gironi et Piemonte, 2011) et des teneurs respectives en carbone (base sèche) de 47 % (PubChem, 2017a) et 64 % (PubChem, 2017b). Le taux de séquestration de carbone et d'émission de méthane ont été tirés de données américaines utilisées par l'US EPA (Staley et Barlaz, 2009). Pour le sac de bioplastique fait d'amidon-polyester, les valeurs pour les résidus alimentaires ont été utilisées (0,08 kg de carbone par kg sec de déchet, 300,7 m³ de méthane par tonne sèche de déchet), l'amidon faisant partie de cette catégorie, à l'exception de la teneur en eau (nulle pour le bioplastique amidon-polyester). Aucune séquestration ou émission dans l'air pour les sacs abandonnés dans l'environnement n'ont été considérées.

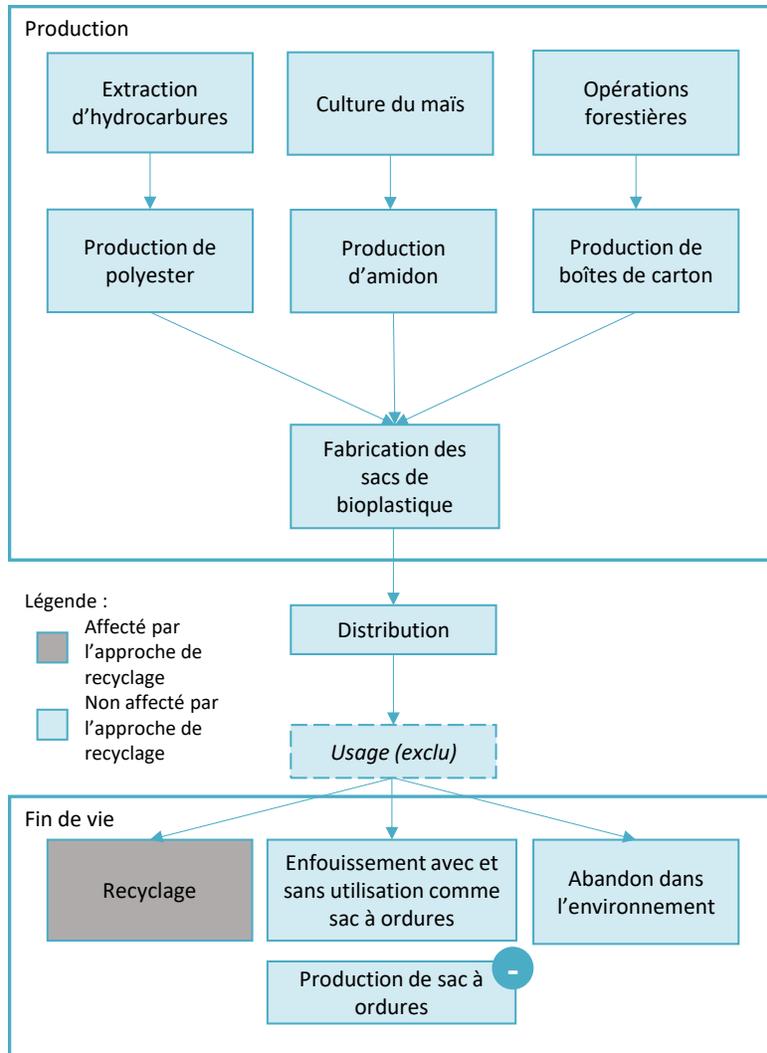


Figure 3-3 : Arbre de processus du système « sac de bioplastique amidon-polyester ».

3.7.3 Sac de plastique épais

Le sac de plastique épais type est difficile à définir par la diversité des dimensions et des utilisateurs. Pour ce faire, les auteurs de l'étude se sont basés sur un sac offert dans une grande chaîne de vêtements présente au Québec. Fabriqué dans la région de Montréal, il est supposé fait à partir de LDPE provenant du Texas, pour les mêmes raisons que les sacs de plastique minces, 64 % des importations québécoises de LDPE en provenance des É.-U. étant produites dans cet état.

3.7.4 Sac de papier

À l'instar des sacs de plastique, les établissements canadiens de fabrication de sacs de papier (toute catégorie) se situent principalement en Ontario et au Québec (Gouvernement du Canada, 2017b). Il n'a pas été possible d'identifier un lieu de fabrication plus représentatif qu'un autre. L'assemblage des sacs à partir de papier kraft ne nécessite pas d'installations imposantes, ils peuvent donc être fabriqués un peu partout. Par conséquent, l'hypothèse de la fabrication locale a été retenue. Pour ce qui est de l'approvisionnement en papier, suite à la fermeture d'une usine québécoise dans les dernières années, il n'y a plus que deux papetières à papier kraft au Canada : une en Colombie-Britannique, produisant du papier kraft blanchi, et une au Manitoba, dont le papier non blanchi sert principalement à la fabrication de sacs de ciment. Les sacs d'emplètes de papier non blanchi distribués au Québec ne sont donc pas faits de papier canadien. Selon les données canadiennes d'importation, presque tout le papier kraft importé au Canada provient des É.-U., principalement de Caroline du Nord (Gouvernement du Canada, 2017a). Ce lieu a donc servi à évaluer les impacts en lien au transport de papier kraft jusqu'à Montréal pour sa transformation.

À l'instar du sac de bioplastique fait d'amidon-polyester, la séquestration de carbone biogénique en site d'enfouissement a été considérée à l'aide de Staley et Barlaz (2009). Les taux de séquestration de carbone et d'émission de méthane sont pour les sacs de papier kraft 0,26 kg de carbone par kg sec de déchet et 152,3 m³ de méthane par tonne sèche de déchet, respectivement, et la teneur en eau, 5 %. Aucune séquestration pour les sacs abandonnés dans l'environnement n'a été considérée.

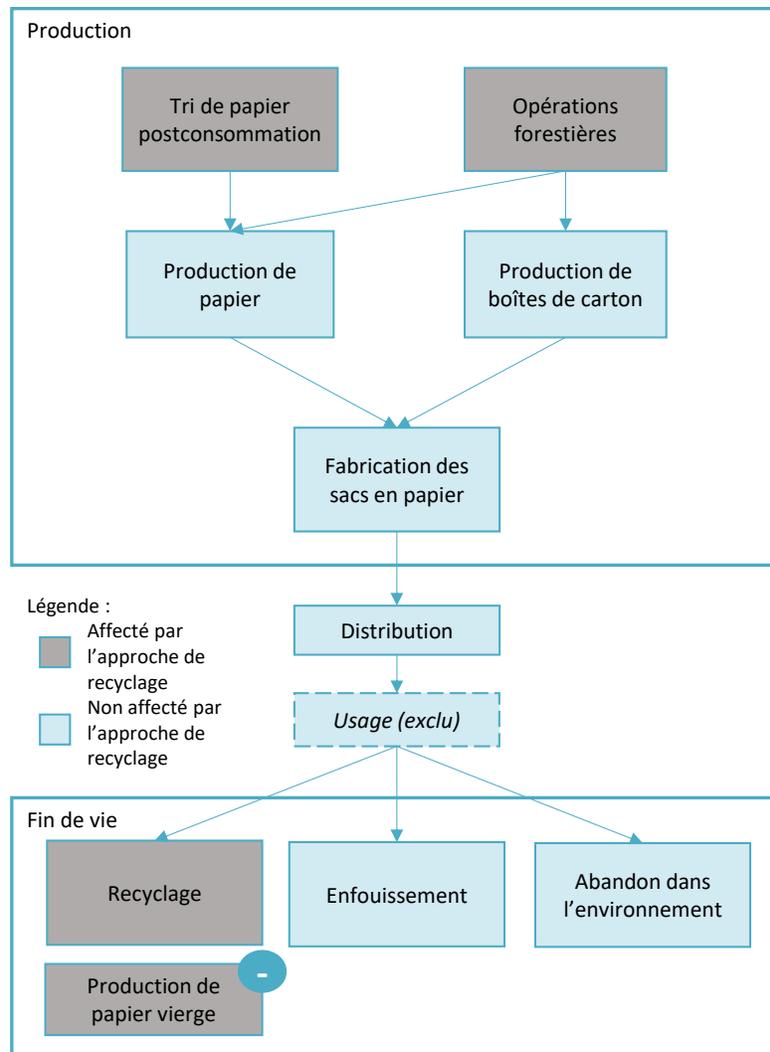


Figure 3-4 : Arbre de processus du système « sac de papier ».

3.7.5 Sacs de PP tissé

Ce type de sac est le premier de deux constitué de PP. Celui-ci est fabriqué de fines lanières de plastique tissées entre elles. Des granules de PP sont d'abord formées en films. Ces derniers sont ensuite découpés en lanières, puis tissés pour former un textile plastique, servant à confectionner les sacs. Le sac sur lequel les auteurs de l'étude se sont basés est celui d'une grande chaîne d'épicerie. Il est confectionné en Chine et est constitué de PP postconsommation à 100 %. Malgré cela, la production de PP vierge est tout de même incluse dans ce système de produit puisque l'approche de recyclage ne considère que la moitié des bénéfices de l'utilisation de matière recyclée, l'autre moitié étant considérée comme vierge (voir section 3.5.2). Étant donné que la Chine importe environ un tiers du plastique qu'elle recycle (Velis, 2014), une source locale de plastique postconsommation a été considérée.

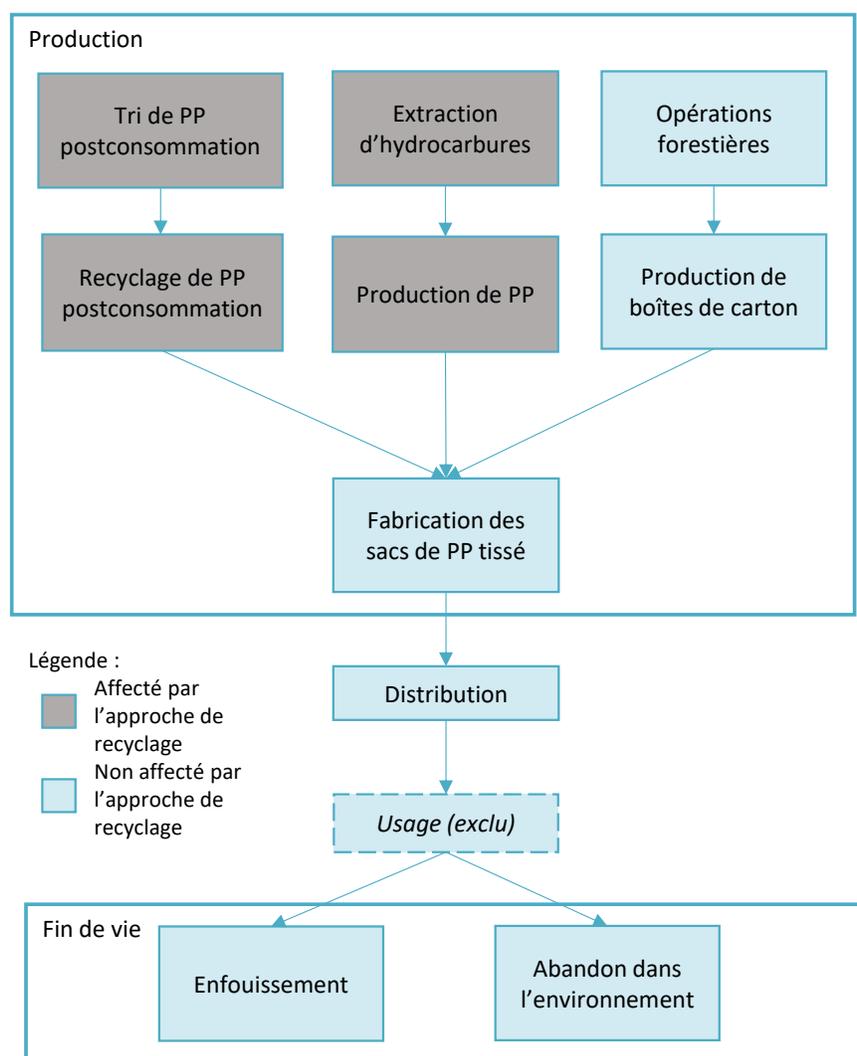


Figure 3-5 : Arbre de processus du système « sac de PP tissé ».

3.7.6 Sacs de PP non tissé

Les sacs de PP non tissé sont fabriqués à partir de granules de PP fondus, transformés en fibres qui, à leur tour, sont pressées à chaud pour former le textile. Ce dernier est ensuite mécaniquement assemblé en sacs. Tous les sacs de ce type observés par les auteurs proviennent d'Asie, principalement de Chine. Ce pays a donc été choisi comme lieu de production, sans toutefois considérer une province précise. De plus, ce pays étant un très grand producteur mondial, la source de PP considérée est également la Chine. Le sac retenu pour effectuer la modélisation de l'inventaire est considéré comme typique par les auteurs.

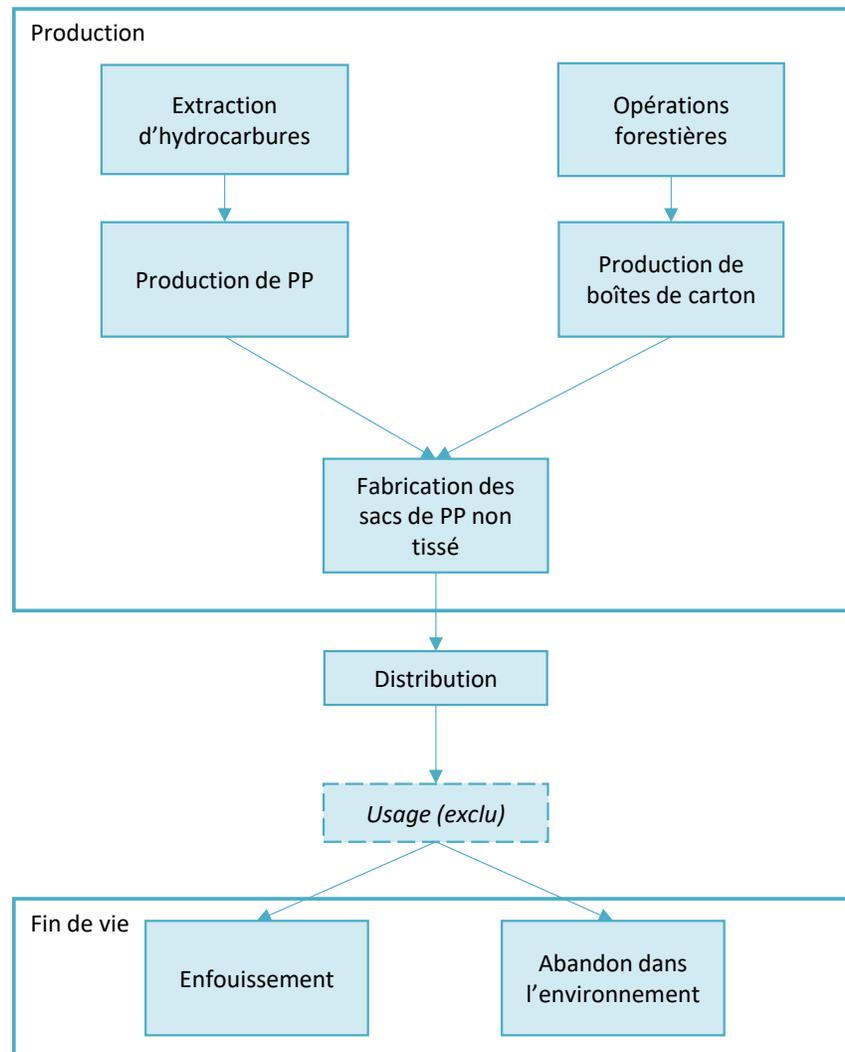


Figure 3-6 : Arbre de processus du système « sac de PP non tissé ».

3.7.7 Sacs de coton

Bien qu'on puisse observer en circulation des sacs d'emplètes de coton fabriqués en Inde ou même au Canada, selon les statistiques d'importation du Québec, les sacs de coton (toute catégorie) proviennent presque entièrement de Chine (Gouvernement du Canada, 2017). Il n'a pas été possible de déterminer si une province chinoise fournit plus de sacs de coton qu'une autre. Par conséquent, des facteurs d'émissions nationaux ont été utilisés notamment pour l'approvisionnement en électricité. La consommation électrique lors de la fabrication du sac (couture) n'a pas été considérée, faute de données. Une fibre de coton chinoise a été considérée comme matériau, la Chine en étant le plus grand producteur mondial (Cotton inc., 2012). Les données de production pour la culture du coton et la confection du textile ont été tirées d'ecoinvent.

Les taux de séquestration de carbone et d'émission de méthane utilisés pour le sac de coton sont 0,26 kg de carbone par kg sec de déchet et 152,3 m³ de méthane par tonne sèche de déchet, respectivement, et la teneur en eau, 10 % (Staley et Barlaz, 2009). Aucune séquestration pour les sacs abandonnés dans l'environnement n'a été considérée.

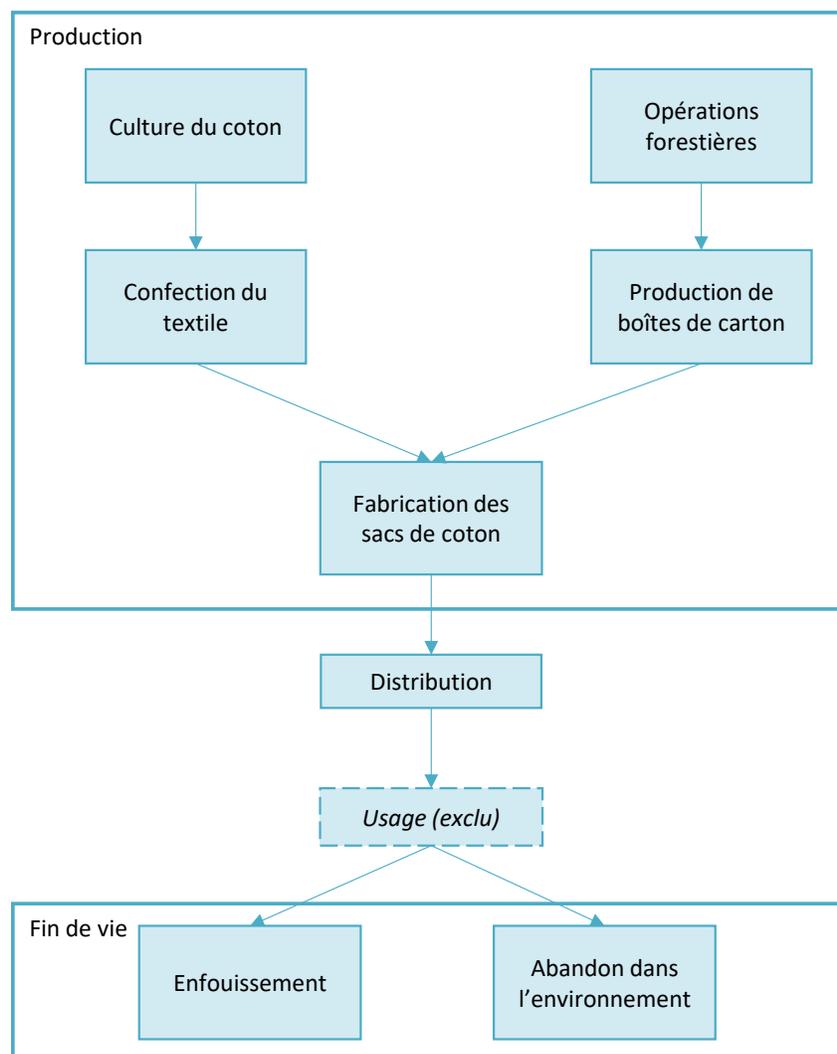


Figure 3-7 : Arbre de processus du système « sac de coton ».

3.8 Évaluation des impacts environnementaux (ÉICV)

Les impacts environnementaux potentiels du cycle de vie ont été évalués à l'aide de la méthode d'évaluation IMPACT World+ (Bulle *et al.*, 2016). Celle-ci permet, contrairement aux autres méthodes ÉICV existantes, d'évaluer les impacts potentiels dans leurs contextes géographiques respectifs.

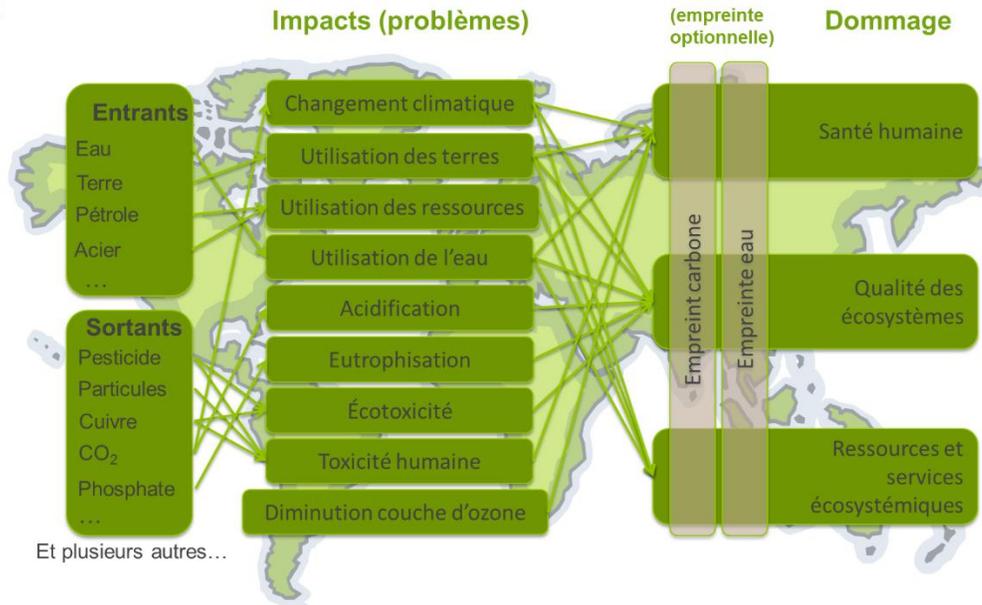


Figure 3-8 : Catégories de dommage et catégories d'impacts de la méthode IMPACT World+.

(Source : <http://www.impactworldplus.org/en/methodology.php>).

L'évaluation des impacts environnementaux a été effectuée au niveau « problème » et au niveau « dommage ».

L'évaluation au niveau « problème » ne modélise pas tous les mécanismes environnementaux liant une émission à une aire de protection telle que la santé humaine ou la qualité des écosystèmes. Un indicateur « problème » a donc une pertinence environnementale moindre que l'indicateur de dommage, tout en affichant une plus petite incertitude inhérente à la modélisation environnementale. Un inconvénient des indicateurs « problèmes » est cependant que leur plus grand nombre complexifie l'interprétation des résultats.

L'évaluation au niveau « dommage » modélise tous les mécanismes environnementaux liant une émission à une aire de protection telle que la santé humaine ou la qualité des écosystèmes. Bien qu'une telle évaluation réside au sommet de la pertinence environnementale, l'incertitude inhérente à la modélisation est toutefois plus grande. Les indicateurs « dommages » étant moins nombreux, ils facilitent cependant l'interprétation des résultats, identifiant les indicateurs « problèmes » ayant une plus grande pertinence environnementale.

Les multiples catégories problèmes d'IMPACT World+ peuvent se résumer ainsi :

- **Substances cancérigènes (Rosenbaum *et al.*, 2008) :** Le modèle USEtox est utilisé pour déterminer l'impact toxique des substances cancérigènes. Le modèle considère toutes les

- voies d'exposition de contaminants à l'humain : l'ingestion, la respiration, le contact, l'ingestion d'eau et de poissons.
- **Substances cancérigènes, résidus de pesticides (Fantke *et al.*, 2011)** : Cette catégorie d'impact évalue l'impact potentiel des pesticides par diverses voies d'exposition de contamination à l'humain. Le modèle USEtox a été utilisé pour évaluer ces effets.
 - **Substances non cancérigènes (Rosenbaum *et al.*, 2008)** : Le modèle USEtox est utilisé pour déterminer l'impact toxique des substances non cancérigènes. Le modèle considère toutes les voies d'exposition de contaminants à l'humain : l'ingestion, la respiration, le contact, l'ingestion d'eau et de poissons.
 - **Effets respiratoires (Humbert, 2011)** : les effets respiratoires sont causés par les particules fines (ayant un diamètre de moins de 10 µm) et liés aux impacts à la santé humaine lorsque celles-ci sont inhalées.
 - **Radiations ionisantes (Rosenbaum *et al.*, 2008)** : évalue les conséquences des émissions routinières de substances radioactives.
 - **Destruction de la couche d'ozone (Goedkoop, 2009)** : les émissions anthropogéniques de substances destructrices de la couche d'ozone interagissent avec la couche d'ozone. Elles brisent les molécules d'ozone en molécule d'oxygène. Il en résulte une augmentation des rayons ultra-violet qui atteignent la surface de la Terre, ce qui augmente le risque de cancer de la peau et des cataractes. Il peut également causer un vieillissement prématuré et un affaiblissement du système immunitaire.
 - **Changements climatiques court terme (GWP) et long terme (GTP) (IPCC, 2013)** : les émissions de gaz à effet de serre engendrées par les activités humaines absorbent les radiations infrarouges émises par la surface terrestre, maintenant l'énergie thermique dans la basse atmosphère. L'augmentation des gaz à effet de serre lors du siècle dernier a eu pour effet d'augmenter la température moyenne de l'atmosphère et des océans.
 - **Consommation de l'eau (Boulay *et al.*, 2011)** : cette catégorie d'impact évalue le manque (s'il y a lieu) de ressources en eau pour répondre aux exigences de consommation d'eau dans une région.
 - **Acidification terrestre (Roy *et al.*, 2014)** : Les émissions de substances acidifiantes anthropogéniques sont transportées dans l'atmosphère avant de se déposer sur les milieux terrestres, ce qui a pour effet de diminuer le pH des sols et cause des impacts sur la faune et la flore.
 - **Acidification aquatique (Roy *et al.*, 2013)** : Les émissions de substances acidifiantes anthropogéniques sont transportées dans l'atmosphère avant de se déposer sur les milieux terrestres et les milieux aquatiques. Les substances déposées sur les milieux terrestres migrent vers les milieux aquatiques. Les substances acidifiantes dans les milieux aquatiques ont pour effet d'en diminuer le pH, ce qui cause des impacts sur les poissons.
 - **Écotoxicité aquatique à long et court terme (Rosenbaum *et al.*, 2008)** : Les polluants émis dans l'environnement et se retrouvant dans l'eau peuvent être toxiques pour la faune et la flore aquatiques.

- **Eutrophisation aquatique (Helmes *et al.*, 2012) et marine (Roy *et al.*, 2012)** : Les rejets de nutriments dans l'eau favorisent la prolifération d'algues pouvant asphyxier un cours d'eau si elles sont en trop grand nombre. Les milieux aquatiques (c.-à-d. l'eau douce) sont particulièrement affectés par des émissions de phosphore, tandis que les estuaires et les milieux marins sont affectés par des émissions d'azote.
- **Occupation des terres (Saad *et al.*, 2011)** : cette catégorie d'impact considère l'effet sur la biodiversité d'une transformation et de l'occupation d'une certaine surface.
- **Utilisation des ressources fossiles** : présente la consommation de ressources fossiles empêchant leur utilisation par les générations futures.
- **Utilisation des ressources minérales** : présente la consommation de minéraux empêchant leur utilisation par les générations futures.

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, ayant un impact sur le changement climatique, produisant des radiations ionisantes, qui consomment de l'eau et qui contribuent à la destruction de la couche d'ozone. Afin d'évaluer le facteur de dommage, la gravité de la maladie potentiellement causée par ces substances est exprimée en DALY (*Disability-Adjusted Life Years*), unité reflétant le dommage à la santé humaine.
- **Qualité des écosystèmes** : cette catégorie regroupe les impacts liés à l'écotoxicité aquatique, à l'acidification terrestre et aquatique, à l'eutrophisation aquatique et marine, aux effets d'émissions de radiations ionisantes sur les milieux aquatiques, au changement climatique, à l'acidification des océans, à la consommation de l'eau, à la pollution thermique de l'eau, à l'abaissement des nappes phréatiques et à l'occupation des terres. Elle est quantifiée en fraction d'espèces potentiellement disparues, sur une surface donnée et durant une certaine période de temps, par kilogramme de substance émise ($\text{PDF} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{an} / \text{kg}$).

Mentionnons que :

- La version actuelle d'IMPACT World+ ne possède pas d'indicateur de niveau « dommage » pour l'utilisation de ressources non renouvelables.
- 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.
- 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 et les effets de l'abandon de plastique non biodégradable dans l'environnement ne font pas partie de la présente analyse.
- Aucune normalisation des résultats par rapport à une base de référence n'a été effectuée. De même, aucune pondération des catégories de dommage pour ramener les résultats à un score unique n'a été réalisée (voir Annexe A pour plus de détail sur les notions de pondération et de normalisation).

En résumé, le nombre d'utilisations pour chaque type de sacs afin d'obtenir un score égal a été évalué pour les indicateurs suivants :

- Santé humaine (catégorie de dommages IMPACT World+)
- Qualité des écosystèmes (catégorie de dommages IMPACT World+)
- Utilisation des ressources fossiles (catégorie de problèmes IMPACT World+)

Tout comme pour l'inventaire du cycle de vie, le logiciel SimaPro 8.2 a été utilisé pour calculer les impacts potentiels associés aux émissions inventoriées.

Les impacts potentiels sont également évalués en utilisant la méthode ReCiPe (perspective « hierarchist »; Goedkoop *et al.*, 2009) en analyse de sensibilité afin de vérifier si la variabilité des modèles de caractérisation a une influence significative sur les conclusions. Ceci vise à tester la robustesse des résultats obtenus à partir d'IMPACT World+.

3.8.1 Indicateur complémentaire : Abandon dans l'environnement (kg*an)

Les impacts sur la santé et les écosystèmes de la dispersion de plastique dans l'environnement (enchevêtrement ou ingestion) ainsi que la pollution visuelle ne sont pas caractérisés par les indicateurs ÉICV présentés préalablement. Considérant que ces impacts jouent un rôle prépondérant dans la logique de bannissement des sacs, ce rapport propose un indicateur agissant comme un estimateur des impacts potentiels des sacs abandonnés. L'indicateur proposé est de type problème et concilie la donnée d'inventaire (p.ex. la quantité de plastique abandonnée dans l'environnement) et la persistance présumée du sac dans l'environnement. Les unités de cet indicateur sont donc des kg × années. Les temps de persistance dans l'environnement utilisés sont les suivants :

- Plastiques : 500 ans avec une valeur minimale de 100 ans et une valeur maximale de 1 000 ans pour le calcul de l'incertitude.
- Bioplastique fait d'amidon et de polyester : 235 jours. Il s'agit de la moyenne des valeurs d'O'Brine et Thompson (2010), Novamont (2015) et Mohee *et al.* (2007), extrapolées à 100% de décomposition. Les valeurs minimum et maximum ont été utilisées pour le calcul d'incertitude.
- Papier : 86 jours. Il s'agit de la moyenne entre Gómez et Michel (2013) et Mohee *et al.* (2007), extrapolée à 100% de décomposition. Les valeurs individuelles ont été utilisées comme minimum et maximum dans le calcul d'incertitude.
- Coton : 111 jours. Il s'agit de la moyenne entre Warnock *et al.* (2009) et Li *et al.* (2010), extrapolée à 100% de décomposition. Les valeurs individuelles ont été utilisées comme minimum et maximum dans le calcul d'incertitude.

Par conséquent, l'objectif de cet indicateur n'est pas de déterminer les conséquences de l'abandon des sacs dans l'environnement, mais uniquement de spécifier la quantité de matière non dégradée pouvant engendrer une pléiade d'impacts potentiels au cours de sa dégradation. En effet, cet indicateur traduit la possibilité qu'un sac abandonné dans l'environnement puisse potentiellement causer une nuisance à la *Santé humaine*, à la *Qualité des écosystèmes* ou de pollution visuelle au cours de sa période de dégradation. Cet indicateur ne tente en aucun cas d'évaluer les effets de l'abandon des sacs et par conséquent ne peut être considéré au même titre que les indicateurs *Santé humaine* ou *Qualité des écosystèmes* qui sont tous deux des indicateurs de dommages.

Il est important de noter que cet indicateur n'est pas reconnu par une méthode ÉICV officielle.

3.9 Interprétation

Cette dernière phase de l'ACV permet de discuter les résultats obtenus suite à l'ÉICV et de les mettre en perspective. Elle inclut une comparaison des systèmes décrits dans les sections précédentes. Les résultats présentés au chapitre suivant sont appuyés par une analyse complète et approfondie des données d'inventaire et de l'ÉICV. Cela comprend notamment :

- Une évaluation de la qualité des données;
- Une analyse de cohérence et de complétude;
- Des analyses de sensibilité et de scénarios;
- Des analyses d'incertitudes.

La méthodologie employée pour l'analyse et l'interprétation des données est résumée dans les sous-sections qui suivent. Mais d'abord, une précision est donnée quant à l'analyse de l'inventaire.

3.9.1 Analyse de l'inventaire du cycle de vie (AICV)

Les résultats d'inventaire en termes de quantités de matières et d'énergie associées à chacun des systèmes à l'étude ne sont pas présentés dans le corps de ce rapport. L'analyse exhaustive des entrants et sortants n'améliore généralement pas la compréhension des enjeux. En effet, les résultats d'inventaire contiennent trop d'informations et ne permettent pas en soi de conclure. Pour que l'AICV soit pertinente, elle doit être faite en parallèle avec l'évaluation des impacts. Ainsi, en accord avec la norme ISO 14 044, les résultats de l'ÉICV présentés et discutés au chapitre suivant constituent l'interprétation des résultats d'ICV, en ayant pour but de mieux en comprendre la portée environnementale. Une analyse de contribution permet également d'identifier les flux d'inventaire qui sont à la source des impacts prédominants.

3.9.2 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 utilisées. Il est donc important de s'assurer que ces données respectent certaines exigences spécifiées en accord avec l'objectif de l'étude.

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

- De la période définie par l'unité fonctionnelle, soit 2016;
- Du contexte géographique dans lequel s'inscrivent les systèmes à l'étude : des lieux de production des matières premières, du lieu de fabrication, des pratiques des consommateurs québécois et du lieu de fin de vie (le Québec);
- Des caractéristiques technologiques des processus de fabrication des sacs et des traitements en fin de vie.

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 D.

En parallèle à l'évaluation de la qualité des données utilisées, une estimation de la contribution des processus (c.-à-d. dans quelle mesure les processus modélisés avec ces données contribuent à l'impact global du système à l'étude) a été effectuée. En effet, une donnée de qualité inférieure peut très bien convenir dans le cas d'un processus dont la contribution est minime. Par contre, des données de bonne qualité devront être recherchées pour les processus qui influencent grandement les conclusions de l'étude.

Dans le cadre de cette étude, l'analyse de contribution s'est résumée à observer l'importance relative des différents processus modélisés à l'impact potentiel global évalué pour chacune des catégories de dommage mentionnées à la section 3.7.1, ainsi que pour les deux catégories d'impact non caractérisées en dommage (ressources non renouvelables).

3.9.3 Analyse de cohérence et de complétude

Tout au long de l'étude, une attention est portée afin que les systèmes soient représentés de manière conforme à la définition des objectifs et du champ de l'étude. De plus, lors de la collecte de données et de la modélisation, la définition des frontières, les hypothèses, les méthodes et les données sont appliquées de manière similaire à tous les systèmes. Il y a donc cohérence entre les systèmes étudiés au regard des sources de données, de leur précision, de leur représentativité technologique, temporelle et géographique. La méthode d'extension des frontières est également identique pour toutes les options évaluées.

La complétude est assurée grâce à une définition attentive des frontières du système analysé et par une utilisation systématique des règles d'extension. Lorsque des données sont manquantes, une analyse de sensibilité est effectuée pour vérifier l'effet des hypothèses et des approximations employées. Les résultats de l'évaluation des impacts sont également validés par une seconde méthode ÉICV.

3.9.4 Analyses de sensibilité

Plusieurs paramètres utilisés lors de la modélisation des systèmes présentent une certaine incertitude, plus particulièrement liée aux hypothèses et aux modules de données génériques employés. Les résultats obtenus sont liés à ces paramètres et leur incertitude est transférée aux conclusions tirées.

Des analyses de sensibilité ont été effectuées sur les principaux processus ou paramètres contributeurs identifiés par l'analyse de qualité des données :

- Méthode ÉICV : Une analyse de sensibilité est effectuée à l'aide de la méthode ÉICV ReCiPe (perspective « hierarchist »; Goedkoop *et al.*, 2009).

- Approche de recyclage : L'approche adoptée dans les résultats de base est celle dite « 50/50 » combinant les approches d'extension des frontières et de règle de coupe. En analyse de sensibilité, un scénario utilisant uniquement l'extension des frontières et un autre scénario utilisant uniquement la règle de coupe ont été considérés.
- Lavage des sacs : Cette pratique n'a pas été considérée dans les scénarios de base. Une analyse de sensibilité est effectuée avec une fréquence de lavage à la machine à l'eau d'une fois toutes les 12 utilisations, soit environ quatre fois par année pour une utilisation hebdomadaire.
- Taux de réutilisation comme sacs à ordures : Les résultats ont été calculés en l'absence du crédit de réutilisation comme sacs à ordures des sacs de plastique.
- Contenu en matière recyclée : Les résultats du scénario de base ne considéraient pas de contenu recyclé pour les sacs de plastique conventionnel, oxodégradable et épais. Selon l'ACIP, ces sacs de plastique peuvent contenir jusqu'à 25 % de rejets générés sur site et réintroduits dans le procédé ou provenant d'autres usines selon l'ACIP. Étant donné que les rejets générés sur site ne sont pas inclus dans la définition de contenu recyclé selon l'Association canadienne de normalisation (Bureau de la concurrence du Canada, 2008) et que la proportion de rejets provenant d'autres usines n'est pas connue, cette analyse de sensibilité considère la moitié du contenu recyclé déclaré, c'est-à-dire 12,5 %.

3.9.5 Analyses de scénarios

La présente étude a pour objectif d'étudier la question des sacs d'emplettes dans un contexte général. Cependant, le comportement de l'utilisateur lors de ses emplettes peut influencer le cycle de vie des sacs. Pour cette raison, deux scénarios de bases (petite et grosse emplettes) ont été créés afin de tenir compte des circonstances d'emplettes dans les résultats de l'ACV. Ces scénarios sont décrits à la section 3.3. Chacun peut être associé, mais non limité, à certaines circonstances :

- Scénario « petite emplette » : emplettes spontanées, fréquentes (« au jour le jour »), à pieds;
- Scénario « grosse emplette » : emplettes planifiées, en voiture, à des magasins à grande surface.

Un autre aspect potentiellement important n'est cependant pas couvert par ces deux scénarios : l'oubli des sacs réutilisables. Lorsqu'un consommateur oublie ses sacs, une option est de retourner les chercher à la maison. Les impacts potentiels de ce choix sont comparés avec ceux du cycle de vie des sacs d'emplettes.

3.9.6 Analyse d'incertitude

Une analyse d'incertitude de type Monte-Carlo a été réalisée à l'aide du logiciel SimaPro 8.2 afin de tester la robustesse des résultats. Elle constitue une étude de propagation de l'incertitude des données d'inventaire lors des calculs, avec un nombre d'itérations fixé à 1 000. Les écart-types obtenus ont servi à l'interprétation des résultats.

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 incertitude 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 incertitudes 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).

Pour les données provenant d'autres sources qu'*ecoinvent*, l'incertitude a été traitée au cas par cas.

Il est à noter que les indicateurs « problèmes » reliés à l'utilisation de l'eau et à la transformation de terres ont été exclus du calcul d'incertitude, puisque ces derniers introduisaient des erreurs dans ce dernier. En effet, les paramètres d'inventaire *ecoinvent* utilisés pour calculer ces indicateurs d'impacts sont liés entre eux. Par exemple, dans un processus, l'eau prélevée doit être égale à l'eau évaporée et l'eau rejetée. Ce lien n'est cependant pas explicite dans le logiciel Simapro. Par conséquent, lors d'une simulation Monte Carlo, les valeurs tirées selon leur fonction de densité de probabilité à chaque itération ne sont pas contraintes à respecter ses liens. Des résultats aberrants en découlent pour les deux catégories mentionnées.

À la suite de la présentation du modèle d'étude AeCV, les résultats sont présentés à la section suivante.

4 Résultats AeCV et discussion

Ce chapitre couvre les deux dernières phases de l'AeCV, c'est-à-dire l'évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV) des sacs d'emplettes étudiés et l'interprétation des résultats, conformément au cadre méthodologique présenté au chapitre précédent. Il présente le profil environnemental des sacs à l'étude, une comparaison du nombre d'utilisations nécessaire pour qu'un sac obtienne un score d'impact égal ou plus petit que le sac de plastique conventionnel (voir section 3.8). De même, l'analyse de la qualité des données et les différentes études de sensibilité sont abordées.

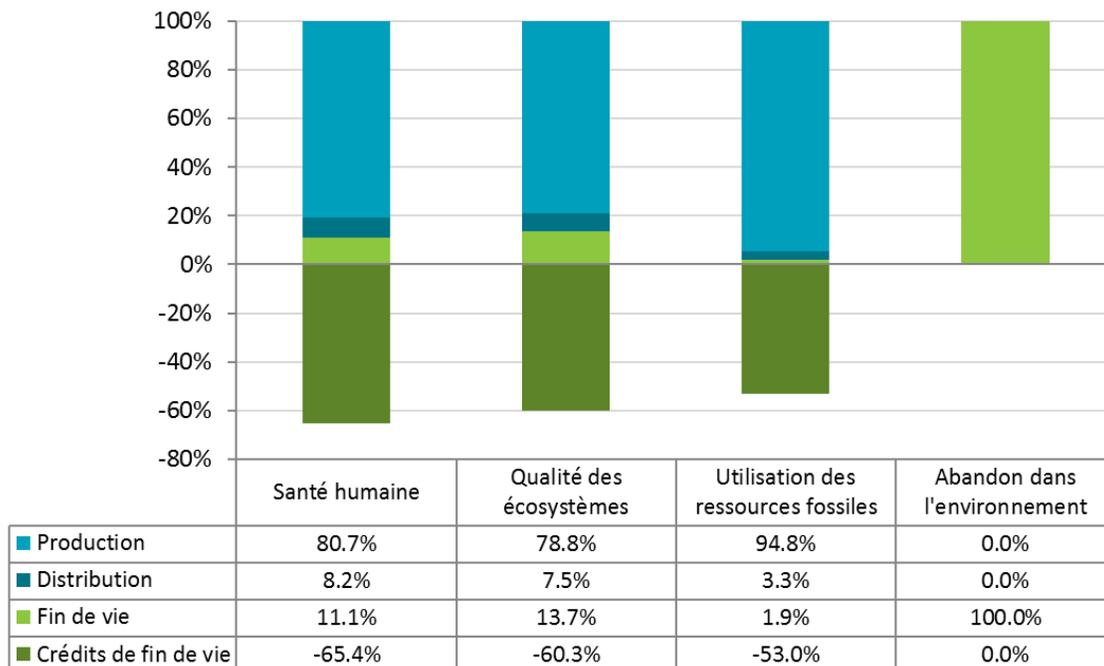
Les résultats bruts de l'ÉICV sont disponibles à l'Annexe E. Ils comprennent notamment les résultats caractérisés, les analyses de sensibilité et les analyses Monte Carlo.

4.1 Profil environnemental du cycle de vie des sacs d'emplettes

Les sous-sections suivantes présentent le profil environnemental de chaque sac d'emplettes, c'est-à-dire l'ensemble des résultats d'indicateurs des différentes catégories d'impact, sous forme de pourcentages de contribution aux étapes du cycle de vie (production, distribution et fin de vie) à l'exception de l'usage. Aucun impact n'est associé à cette étape du cycle de vie, le lavage des sacs ayant été exclu dû à son impopularité selon un sondage commandé par l'industrie du plastique (CROP, 2015). Son influence est par contre étudiée en analyse de sensibilité. Les crédits en fin de vie représentent les bénéfices potentiels reliés à cette étape du cycle de vie, c'est-à-dire la production évitée de matière vierge par la réutilisation des sacs de plastique en sacs à ordures, ainsi que par le recyclage des sacs mis dans la collecte sélective. Les résultats présentés de la Figure 4-1 jusqu'à la Figure 4-8 sont valides pour les deux scénarios d'emplettes. Les figures de contributions des indicateurs « problèmes » (*midpoint*) sont présentes à l'Annexe E.

De façon générale, l'étape la plus contributrice est la production. Elle comprend la production des matières premières, leur transport, la fabrication du sac et de son emballage pour la distribution. L'analyse de contribution des prochaines sous-sections a également été effectuée à l'aide des contributions relatives des différents processus mobilisés à l'intérieur de chaque étape du cycle de vie se trouvant à l'annexe D.

4.1.1 Sac de plastique conventionnel

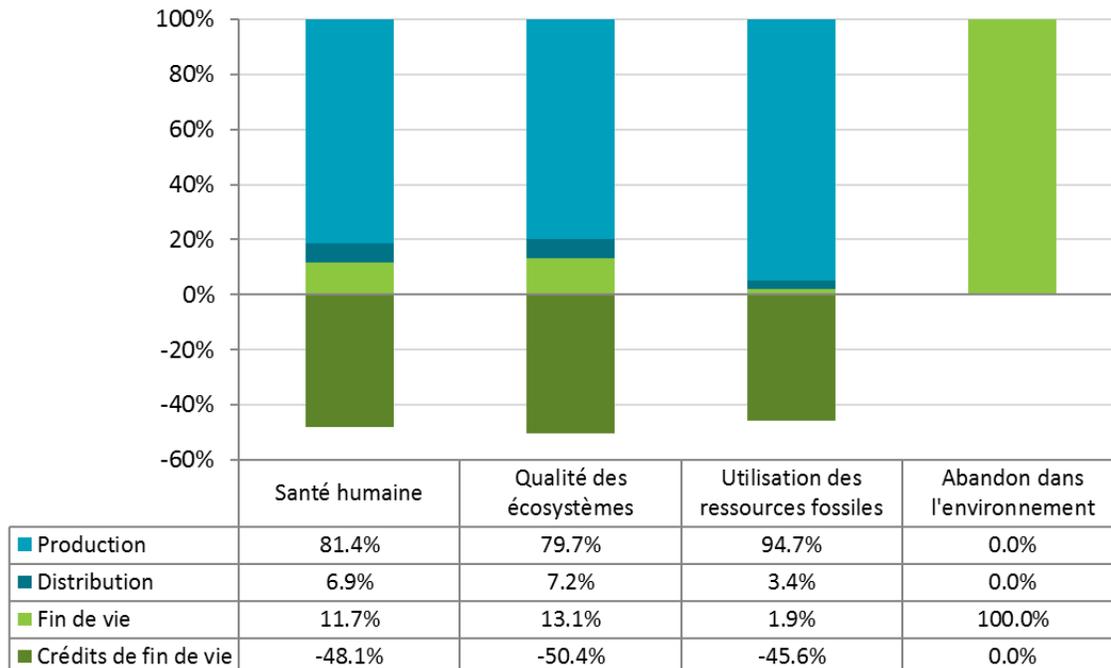


*La somme des pourcentages par indicateur peut ne pas évaluer 100 % en raison de l'arrondissement.

Figure 4-1 : Sac de plastique conventionnel – Contribution des étapes du cycle de vie aux indicateurs environnementaux.

La fabrication de HDPE constituant ce sac compte pour environ 80 % de l'étape « Production » sur tous les indicateurs (excluant l'abandon), suivi de la fabrication des sacs (9-13 %) et le transport du HDPE du Texas en train (2-8 %). Les polluants en cause pour les catégories *Santé humaine* et *Qualité des écosystèmes* sont les émissions de gaz à effet de serre, principalement le CO₂ de l'industrie pétrochimique. Pour la *Santé humaine*, les émissions de dioxyde de soufre (SO₂) et de particules fines lors de la fabrication de PE (combustion lors du raffinage de gaz naturel et de pétrole) contribuent également aux impacts potentiels (effets respiratoires). La distribution par camion des sacs contribue peu au profil environnemental du sac de plastique par la proximité de la production (Toronto). Les émissions reliées à l'enfouissement des sacs (métaux émis dans l'eau à long terme) sont les principales contributrices en fin de vie, bien que peu importantes sur le cycle de vie complet du sac. Enfin, les crédits de fin de vie sont importants dans le cas du sac de plastique conventionnel, puisque 1) il évite la production de PE par sa réutilisation comme sac à ordures (90 % du crédit) et 2) il est recyclé (10 % du crédit). Les crédits combinés s'élèvent à 68 % des scores d'impacts du cycle de vie du sac. Comme il s'agit essentiellement de PE évité, les contributions au crédit de réutilisation comme sac à ordures sont similaires à celles de l'étape de production.

4.1.2 Sac de plastique oxodégradable

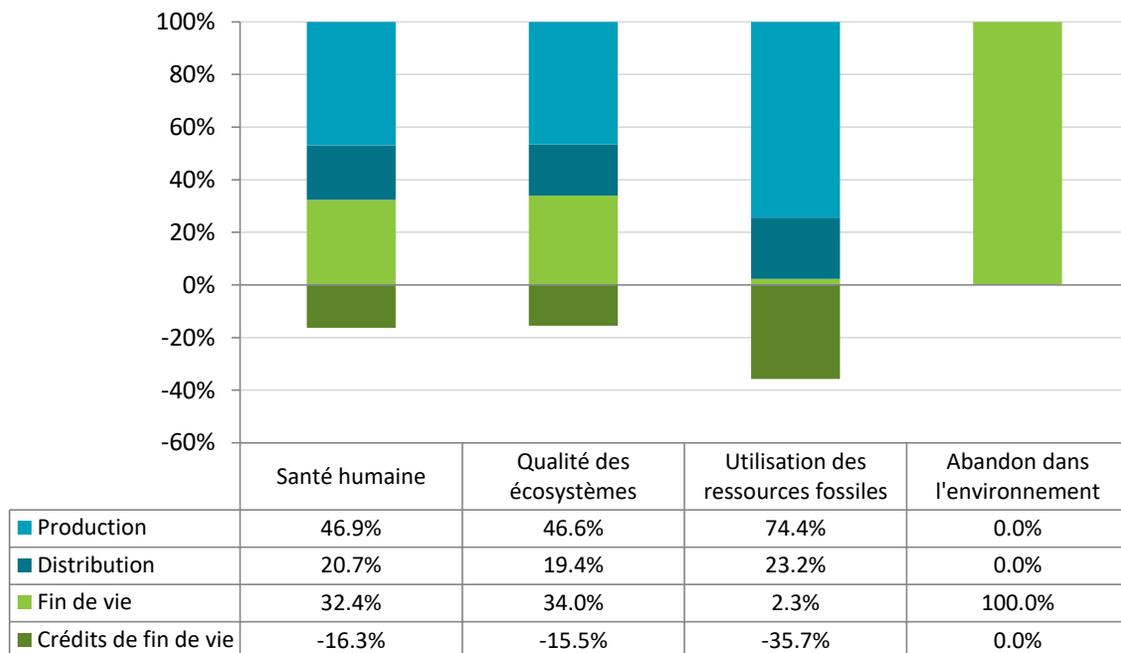


*La somme des pourcentages par indicateur peut ne pas évaluer 100 % en raison de l'arrondissement.

Figure 4-2 : Sac de plastique oxodégradable – Contribution des étapes du cycle de vie aux indicateurs environnementaux.

Le cycle de vie du sac de plastique oxodégradable est très similaire à celui de sa version non dégradé. Les différences entre ces deux sacs sont uniquement liées à l'additif ainsi qu'à un crédit plus faible en fin de vie. Tout d'abord, les impacts potentiels liés à l'additif (3 % de la masse du sac) augmentent légèrement la contribution de la production et de la fin de vie pour l'indicateur *Santé humaine*. La consommation d'eau des cultures végétales à l'origine de l'acide stéarique, principal composant de l'additif, en est la cause durant la production, tandis que les émissions à long terme des composants métalliques le sont pour la fin de vie. Toutefois, la principale différence par rapport au sac conventionnel réside dans les crédits de fin de vie. Dans le cas du sac oxodégradable, il évite la production de PE par sa réutilisation comme sac à ordures, mais aucun crédit de PE évité n'est octroyé à ce sac pour son recyclage. En effet, étant donné qu'il n'est pas distingué des sacs sans additif lors du tri, il est recyclé avec le reste du plastique, ce qui affecte négativement les propriétés de la matière recyclée (Grenier et Côté, 2007).

4.1.3 Sac de bioplastique fait d'amidon et de polyester



*La somme des pourcentages par indicateur peut ne pas égaier 100 % en raison de l'arrondissement.

Figure 4-3 : Sac de bioplastique amidon-polyester – Contribution des étapes du cycle de vie aux indicateurs environnementaux.

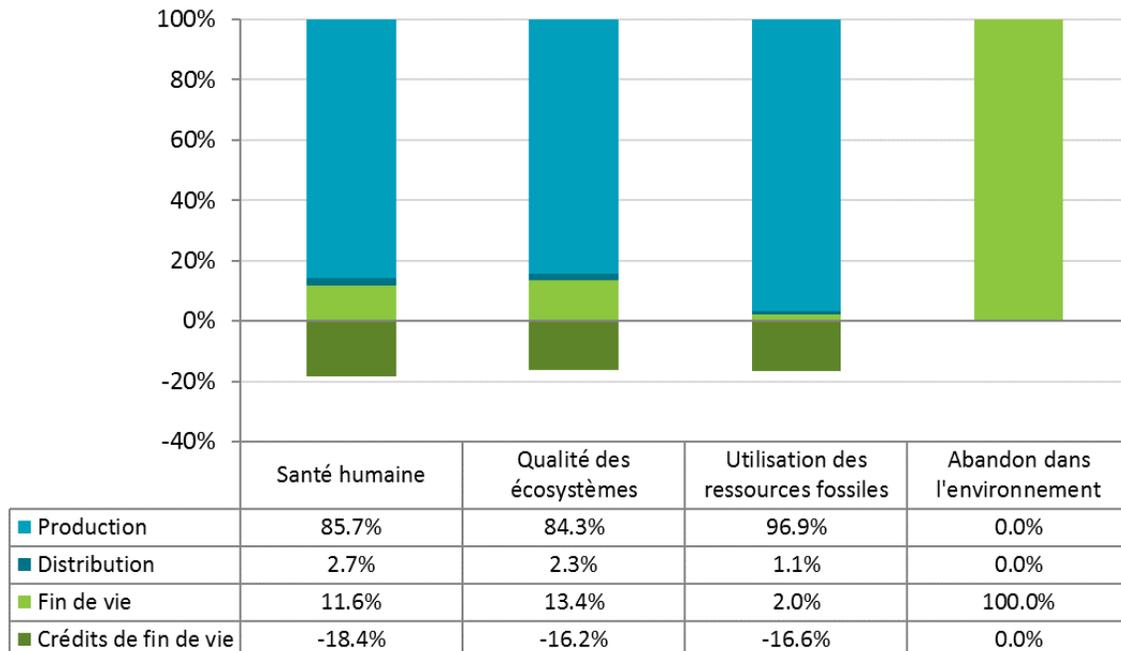
Le profil environnemental du sac bioplastique fait d'amidon et de polyester se distingue de ceux faits de PE. En effet, la contribution des impacts potentiels de l'étape de distribution s'avère plus importante que les autres étapes du cycle de vie en raison des émissions de GES du transport des sacs de la Californie jusqu'au Québec en camion, un moyen de transport de marchandises d'une grande intensité carbone.

En ce qui concerne la production, la fabrication du bioplastique d'amidon et de polyester domine cette étape du cycle de vie, suivie de la fabrication des sacs, et ce, pour les trois premiers indicateurs. Les émissions de GES sont principalement à la source des impacts potentiels de ces deux activités et proviennent de la production de chaleur pour la fabrication du bioplastique, ainsi que de la production d'électricité pour la fabrication des sacs. Étant constitué de matière végétale, leur production est moins importante concernant l'utilisation des ressources fossiles.

Bien que le bioplastique fait d'amidon et de polyester soit transporté sur une grande distance, de l'Italie à la Californie, il ne s'agit pas d'une source d'impacts potentiels importante étant donné les faibles émissions par kilomètre parcouru du transport maritime.

Quant aux crédits en fin de vie, ils sont relativement moindres pour la *Santé humaine* et la *Qualité des écosystèmes* (15,5-16,3 %) comparativement aux sacs en PE pour deux raisons. D'abord, aucun crédit de matière évitée n'est donné pour la portion allant au recyclage, affectant négativement les propriétés de la matière recyclée. Ensuite, les impacts potentiels sur le cycle de vie pour ces deux indicateurs sont plus élevés que les autres sacs de plastique étudiés (voir section 4.2), réduisant l'importance relative du crédit. Cependant, étant constitué en partie de matière végétale, le crédit pour l'utilisation des ressources fossiles est un peu plus élevé que les autres indicateurs avec 35,7 %.

4.1.4 Sac de plastique épais

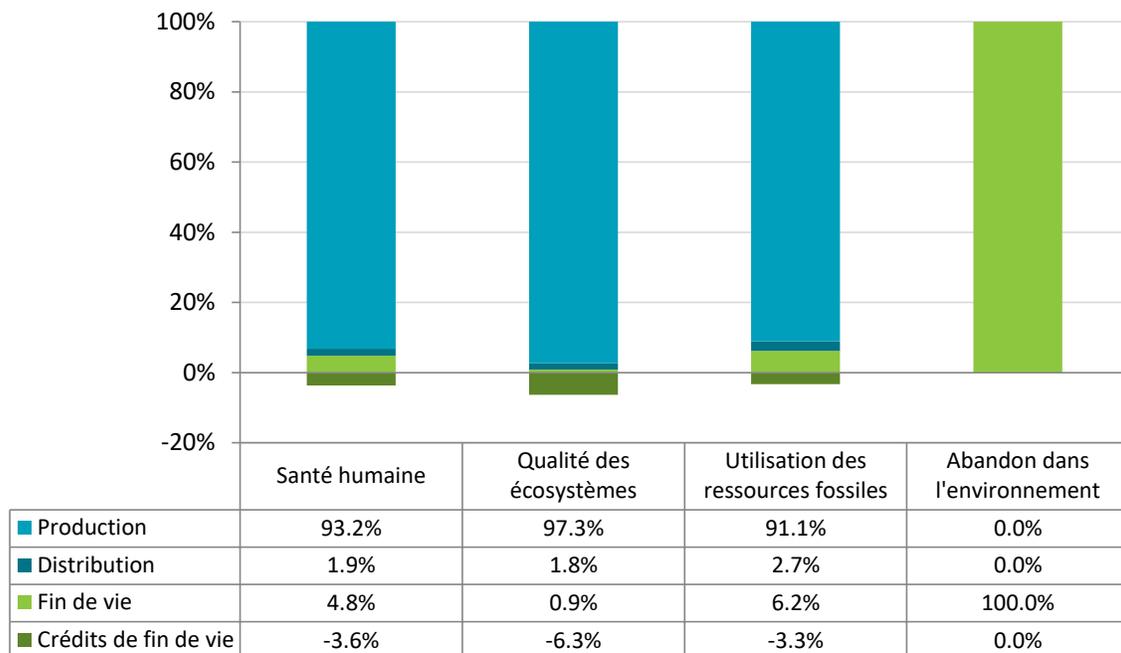


*La somme des pourcentages par indicateur peut ne pas évaluer 100 % en raison de l'arrondissement.

Figure 4-4 : Sac de plastique épais– Contribution des étapes du cycle de vie aux indicateurs environnementaux.

La production de ce sac est dominée par la fabrication de PE pour tous les indicateurs, principalement dû aux émissions de GES. Pour la santé humaine, les émissions de SO₂ et de particules fines lors de la fabrication de PE (combustion lors du raffinage de gaz naturel et de pétrole) contribuent également aux impacts potentiels (effets respiratoires). La distribution des sacs contribue très peu aux indicateurs étant donné la proximité de leur lieu de fabrication situé au Québec. Les crédits en fin de vie sont moindres que, par exemple, le sac de plastique conventionnel puisque le sac de plastique épais a plus d'impacts potentiels sur son cycle de vie et est moins réutilisé comme sac à ordures en fin de vie, s'y prêtant moins bien que les sacs à bretelles.

4.1.5 Sac de papier



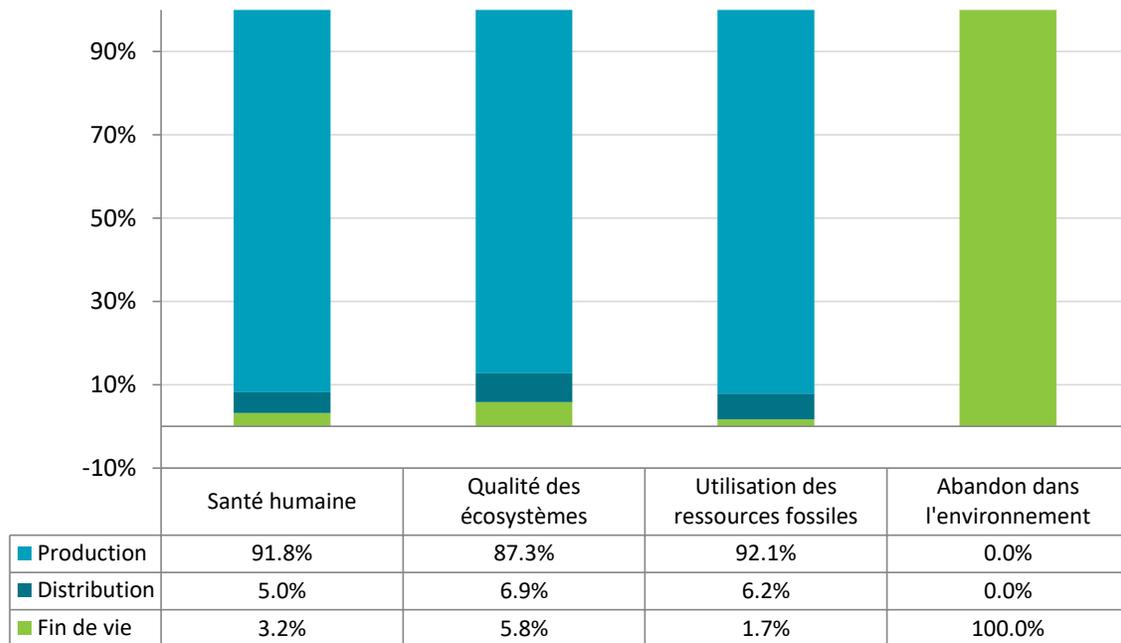
*La somme des pourcentages par indicateur peut ne pas égaier 100 % en raison de l'arrondissement.

Figure 4-5 : Sac de papier – Contribution des étapes du cycle de vie aux indicateurs environnementaux.

La production de papier pour ce type de sac est l'étape du cycle de vie contribuant le plus aux indicateurs environnementaux (excluant l'abandon dans l'environnement). L'utilisation de carburants fossiles (gaz naturel, fuel résiduel et charbon) comme source de chaleur en est la cause principale par l'émission de GES, mais également les émissions de SO₂ et de particules fines pour l'indicateur *Santé humaine*. Les particules fines émises lors des activités de sciages (source de copeaux de bois), ainsi que les dioxines de la combustion de biomasse lors de la fabrication de papier (ex. cogénération) contribuent à cet indicateur. Pour la *Qualité des écosystèmes*, l'occupation des terres lors des activités forestières est source d'impacts potentiels importants (28 %).

Ensuite, la distribution des sacs est négligeable. Les impacts potentiels de la fin de vie, quant à eux, sont dominés par les changements climatiques à court terme (émissions de méthane), bien qu'ils soient faibles par rapport au cycle de vie du sac de papier. Enfin, malgré un taux de récupération relativement élevé (34,4 %), le crédit pour le recyclage du sac n'est que de 3 % à 6 % en raison de l'importance des impacts potentiels liés aux opérations de recyclage.

4.1.6 Sac de PP tissé

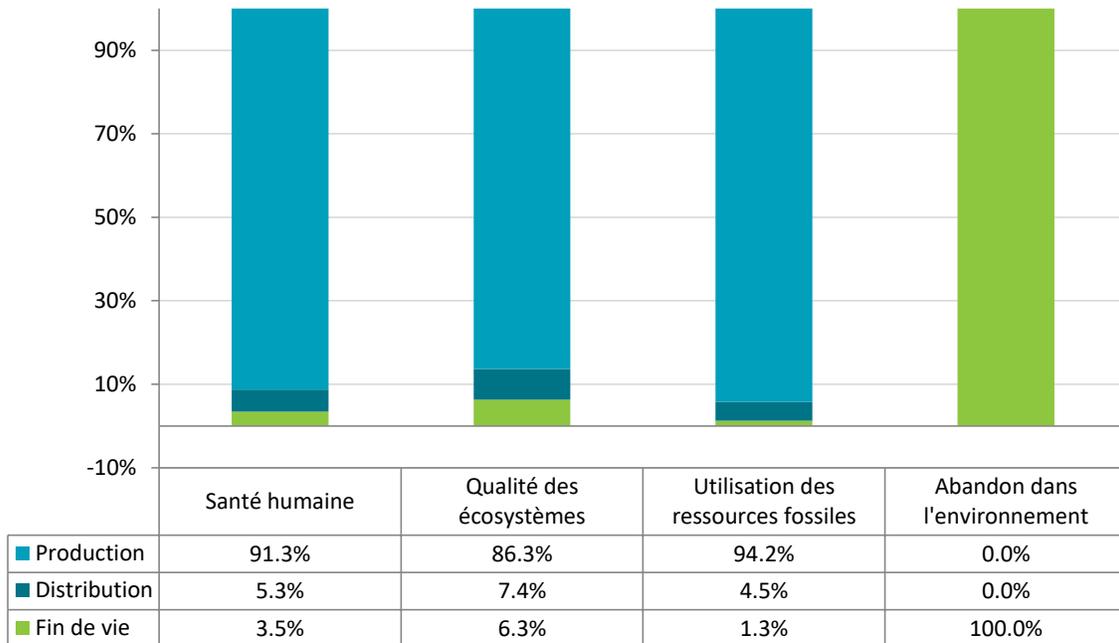


*La somme des pourcentages par indicateur peut ne pas égaier 100 % en raison de l'arrondissement.

Figure 4-6 : Sac de PP tissé – Contribution des étapes du cycle de vie aux indicateurs environnementaux.

Bien que venant de loin, la distribution des sacs faits de PP tissé contribue peu aux indicateurs environnementaux en comparaison avec la production. Cette dernière est dominée par la génération d'électricité chinoise à partir de charbon et la production de PP recyclé et vierge, tous indicateurs confondus, en raison des émissions de GES. Les émissions de particules fines, de SO₂, ainsi que la consommation d'eau de refroidissement pour l'extrusion de film de PP contribuent également à l'indicateur *Santé humaine*. La fin de vie est relativement peu importante dans le cycle de vie de ce type de sac, étant simplement envoyé à l'enfouissement. En revanche, aucun crédit en fin de vie n'est octroyé.

4.1.7 Sac de PP non tissé

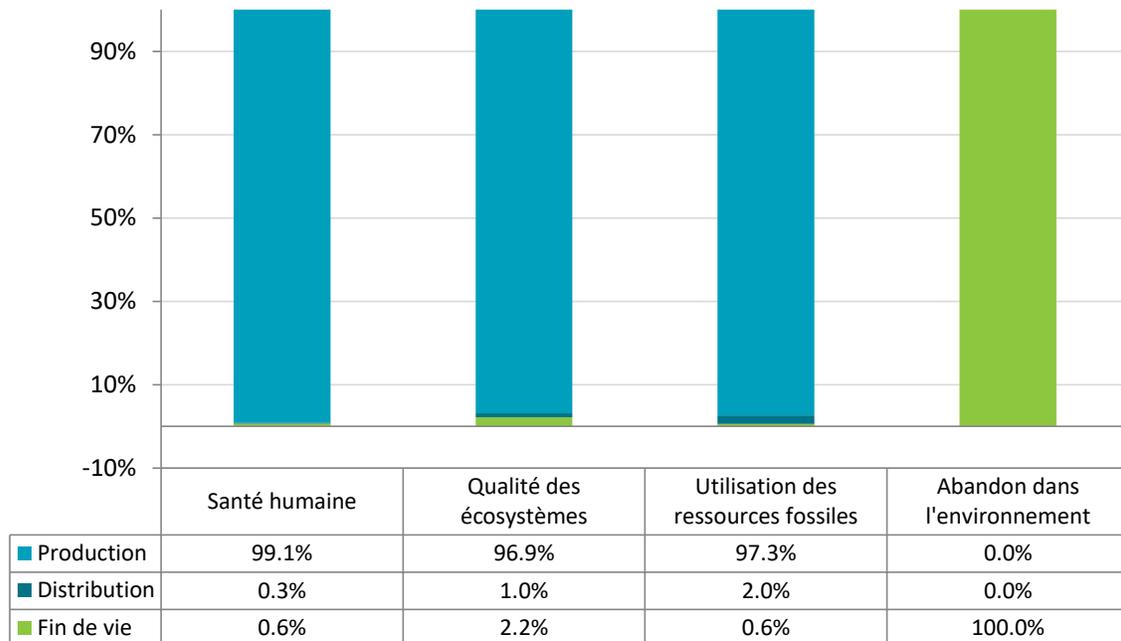


*La somme des pourcentages par indicateur peut ne pas égaier 100 % en raison de l'arrondissement.

Figure 4-7 : Sac de PP non tissé – Contribution des étapes du cycle de vie aux indicateurs environnementaux.

Semblable au sac de PP tissé, les impacts potentiels, tous indicateurs confondus (excl. *Abandon dans l'environnement*), proviennent de la génération d'électricité chinoise et la production de PP lors de l'étape de production du cycle de vie. De plus, pour l'indicateur *Santé humaine*, la consommation d'eau de refroidissement lors de la fabrication du sac est importante. Comme pour le sac de PP tissé, la distribution par bateau et la fin de vie sont relativement peu contributrices sur le cycle de vie de ce type de sac et aucun crédit en fin de vie n'est octroyé.

4.1.8 Sac de coton



*La somme des pourcentages par indicateur peut ne pas évaluer 100 % en raison de l'arrondissement.

Figure 4-8 : Sac de coton – Contribution des étapes du cycle de vie aux indicateurs environnementaux.

Pour le sac de coton, à l'instar des autres types de sacs, la production est l'étape du cycle de vie la plus importante. Cependant, les sources d'impacts potentiels sont très différentes d'un indicateur à l'autre pour ce matériau. Tout d'abord, pour l'indicateur *Santé humaine*, la consommation d'eau pour l'irrigation des cultures chinoises de coton est le plus grand contributeur (près de 75 %). Deux facteurs sont en cause : la grande quantité d'eau impliquée et le lieu où ces cultures sont situées. La méthode ImpactWorld+ considère l'eau plus rare en Chine qu'au Canada ou aux États-Unis, d'où l'importance de l'eau dans les impacts potentiels du cycle de vie de ce sac.

Pour ce qui est des indicateurs *Qualité des écosystèmes* et *Utilisation des ressources fossiles*, l'utilisation d'électricité chinoise à partir de charbon lors des différentes étapes de fabrication du textile, dont la préparation de la fibre de coton et son tissage, est la principale source des impacts potentiels.

Globalement, on retient que...

- Les émissions de GES lors de l'étape de production sont les principales contributrices aux indicateurs *Santé humaine* et *Qualité des écosystèmes* à l'exception du sac de coton pour lequel la consommation d'eau en Chine domine l'indicateur *Santé humaine*.
- Le sac de bioplastique fait d'amidon et de polyester est celui pour lequel l'étape de distribution a le plus d'importance par rapport à son cycle de vie pour les

indicateurs *Santé humaine*, *Qualité des écosystèmes* et *Utilisation des ressources fossiles* puisqu'il a été considéré que le transport se fait en camion à partir de la Californie.

- Les émissions dans l'air de polluants inorganiques (SO₂ et particules fines) sont d'importantes contributrices à l'indicateur *Santé humaine* après les émissions de GES pour tous les sacs à l'exception des sacs de PP non tissé et de coton.
- La consommation d'eau compte parmi les principaux contributeurs de l'indicateur *Santé humaine* autres que les émissions de GES pour le sac de plastique oxodégradable (production de l'additif) et les sacs produits en Chine (PP tissé, PP non tissé et coton). La contribution pour le sac de coton est de loin la plus forte avec près des trois quarts des impacts potentiels de cet indicateur, dû à l'irrigation lors de la culture chinoise de coton.
- Les activités forestières comptent pour près du tiers des impacts potentiels du sac papier pour la *Qualité des écosystèmes*.
- L'importance relative des crédits en fin de vie est la plus élevée pour le sac de plastique conventionnel et la plus faible pour le sac de papier.
- La réutilisation comme sacs à ordures génère des crédits en fin de vie plus importants que le recyclage, en raison du faible taux de récupération des sacs de plastique jetables et de leur haut taux de réutilisation comme sac à ordures.

4.2 Nombre équivalent d'utilisations

Après avoir identifié les points chauds du cycle de vie de chaque type de sacs, la présente section compare ces derniers à l'aide du nombre d'utilisations nécessaire U_{ij} pour qu'un sac i obtienne un score d'impact égal à celui du sac référence, c'est-à-dire le sac de plastique conventionnel, pour un indicateur j , tel que défini à la section 3.4 et à l'annexe B.

Ici, une utilisation signifie l'usage d'un sac dans sa fonction principale, c'est-à-dire le transport d'achats lors d'une emplette. Les résultats sont présentés pour les deux scénarios d'emplètes : la petite emplette, nécessitant un sac, et la grosse emplette, nécessitant plusieurs sacs. Ces scénarios sont définis à la section 3.4 également. Lors de la petite emplette, seul le nombre d'utilisations d'un sac détermine le nombre relatif de sacs nécessaires pour effectuer une emplette (flux de référence), tandis que lors de la grosse emplette, la capacité volumique relative des sacs intervient également.

Les figures suivantes présentent les valeurs d' U_{ij} pour les deux scénarios de la Figure 4-9 à la Figure 4-12. Les colonnes représentent le nombre d'utilisations d'un sac pour avoir les mêmes impacts potentiels que le sac de plastique conventionnel; elles peuvent également être interprétées comme le nombre de sacs de plastique conventionnel nécessaires pour présenter les mêmes impacts potentiels que les divers sacs à l'étude. Ces valeurs tiennent compte des crédits en fin de vie, c'est-à-dire que les impacts potentiels de la production évitée de matières par le recyclage en fin de vie et la réutilisation comme sac à ordures ont été soustraits des scores du cycle de vie en tenant compte des taux de récupération et de réutilisation comme sac à ordures propres aux types de sacs.

Afin d'améliorer la lecture des graphiques, une échelle logarithmique a été utilisée (base 10). Par conséquent, l'axe vertical des graphiques est d'abord divisé par ordre de grandeur (ex. 1, 10, 100, etc.). Ensuite, les ordres de grandeur sont subdivisés en dix intervalles de valeur égale, mais de

plus en plus rapprochés sur la figure. Par exemple, entre 100 et 1 000, les subdivisions représentent les centaines de 200 jusqu'à 900.

Tel que décrit à la section 3.9.6, des simulations Monte Carlo ont été effectuées afin de quantifier l'incertitude sur les résultats provenant de l'incertitude des paramètres entrants du modèle. Sur les figures suivantes, l'incertitude des résultats est illustrée à l'aide de barres d'incertitudes correspondant à l'étendue des résultats sur deux écarts-types. Ainsi, 95 % des valeurs issues de la simulation Monte Carlo se trouvent à l'intérieur de l'intervalle délimité par le bas et le haut de la barre d'incertitude.

Il est à noter que:

Les résultats montrés dans ce rapport sont associés à un usage typique, c'est-à-dire que les sacs jetables sont utilisés une seule fois avant d'être jetés, réutilisés comme sacs à ordures, recyclés ou abandonnés dans l'environnement. Dans l'éventualité où dans un supermarché un emballleur ou un consommateur doublerait les sacs à usage unique pour les solidifier, le nombre d'utilisations équivalent présenté aux figures suivantes s'en trouverait affecté. Dans une telle situation, le nombre d'utilisations équivalent serait diminué de 50 %. Dans la situation inverse où un consommateur rapporterait ses sacs jetables à l'épicerie, le nombre d'utilisations équivalent des autres sacs doublerait. Il est donc considéré que l'usage étudié correspond à un entre deux de ces situations.

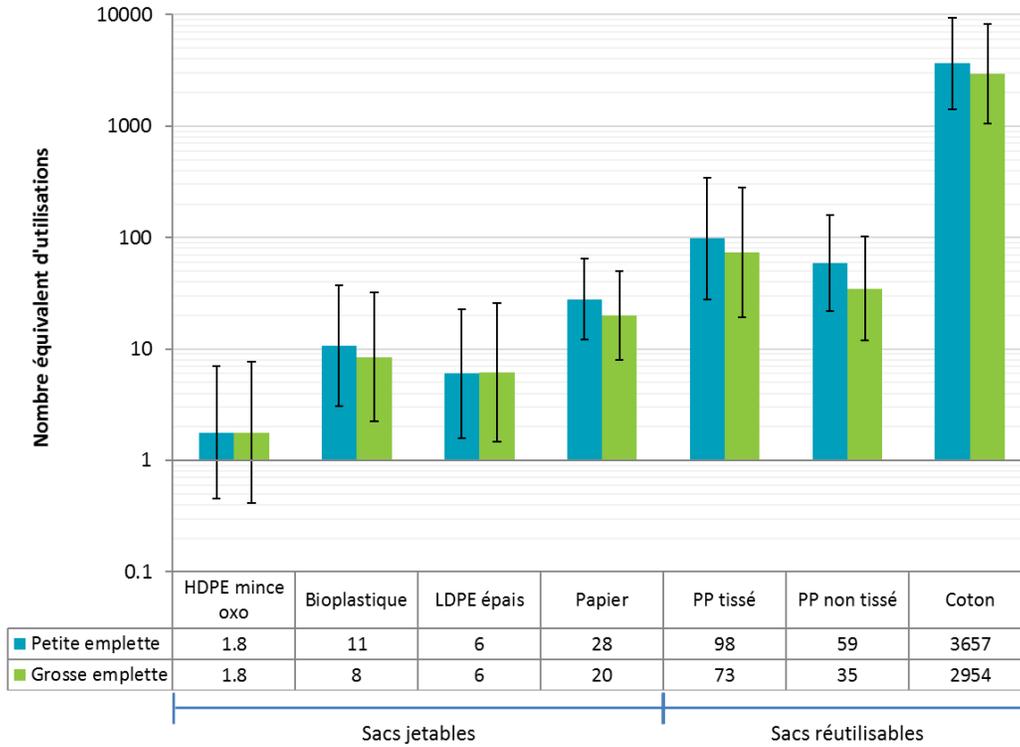


Figure 4-9 : Nombres d'utilisations équivalents pour l'indicateur *Santé humaine*.

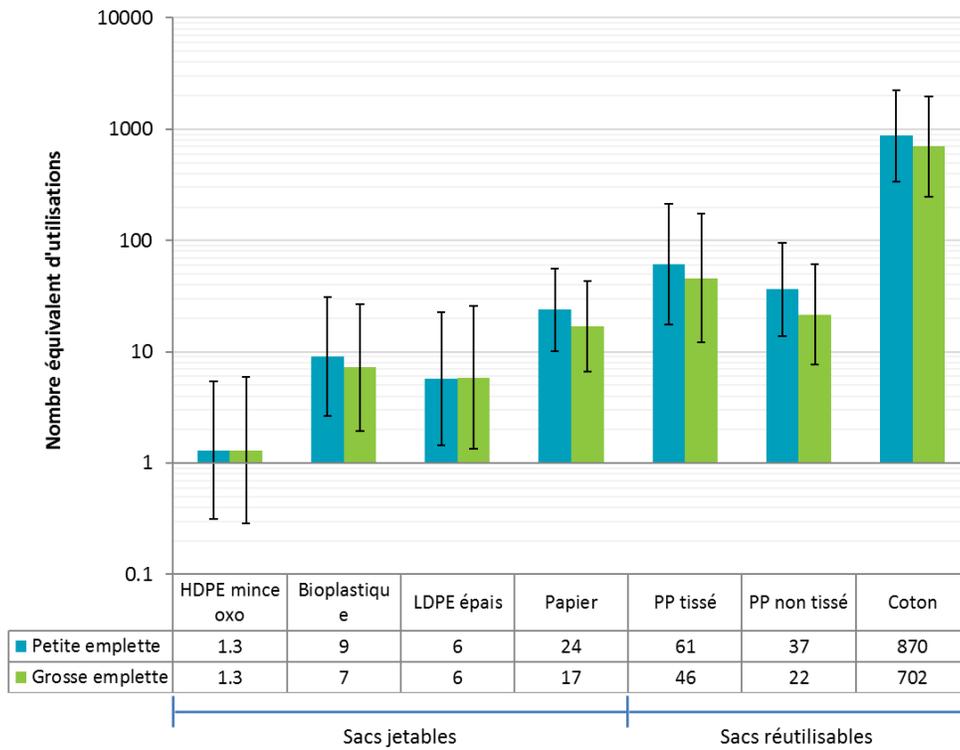


Figure 4-10 : Nombres d'utilisations équivalents pour l'indicateur *Qualité des écosystèmes*.

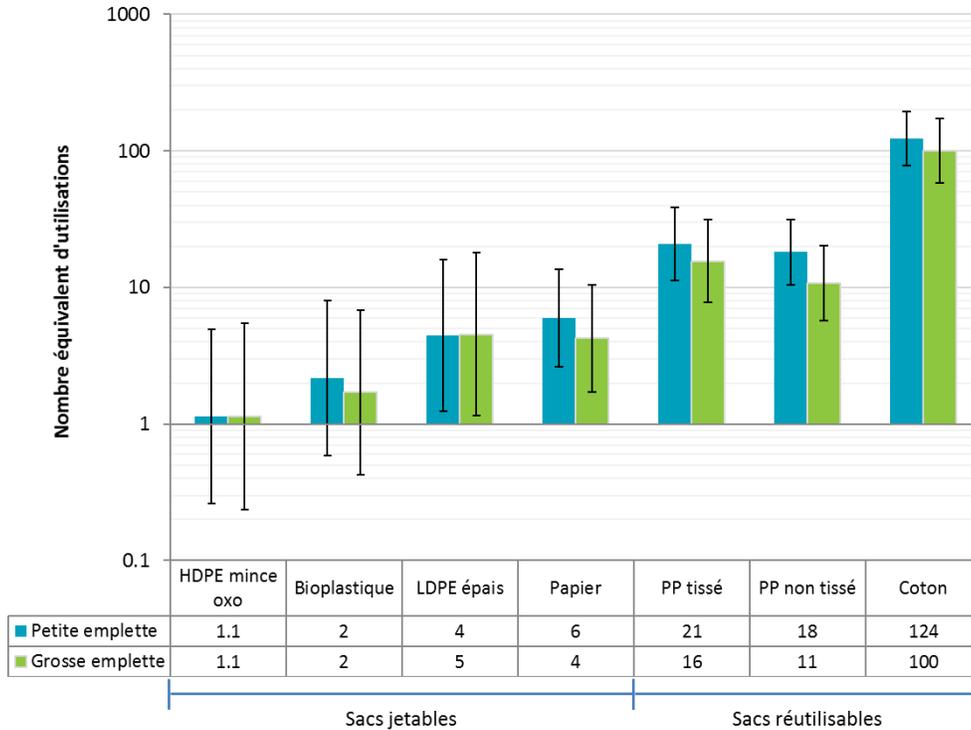


Figure 4-11 : Nombres d'utilisations équivalents pour l'indicateur *Utilisation des ressources fossiles*.

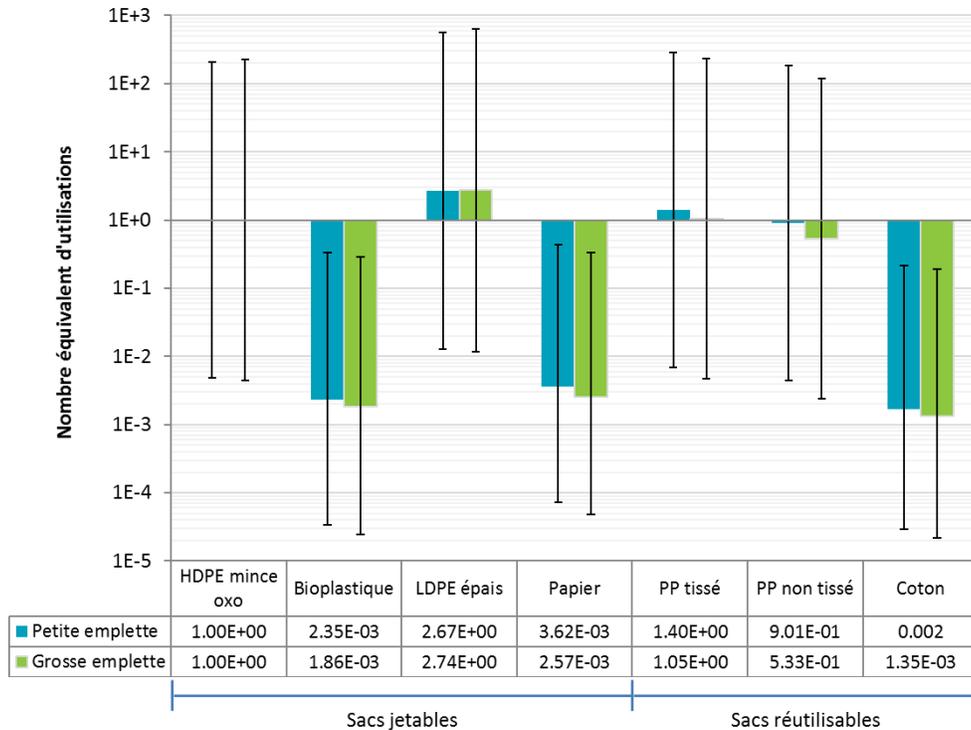


Figure 4-12 : Nombres d'utilisations équivalents pour l'indicateur *Abandon dans l'environnement*.

Les valeurs des figures précédentes permettent d'effectuer plusieurs constats. Tout d'abord, le scénario « grosse emplette » bénéficie aux sacs de bioplastique fait d'amidon et de polyester, papier, PP tissé, PP non tissé et coton, de par leur plus grande capacité par rapport aux sacs de plastique conventionnel, oxodégradable et épais. Cependant, le rang des sacs selon leur nombre d'utilisations équivalent ne change pas entre les deux scénarios en tenant compte de l'incertitude.

Ensuite, dans les paragraphes suivants, les résultats sont discutés en premier pour les indicateurs de dommages de la méthode IMPACT World+ et en second lieu pour l'indicateur *Abandon dans l'environnement*.

Indicateurs Santé humaine, Qualité des écosystèmes et Utilisation des ressources fossiles

Pour les indicateurs *Santé humaine*, *Qualité des écosystèmes* et *Utilisation des ressources fossiles*, tous les sacs, à l'exception du sac de plastique oxodégradable, ont des valeurs significativement plus grandes que 1, c'est-à-dire qu'ils performent environnementalement moins bien sur ces indicateurs, lorsque comparés un par un au sac de référence. Ils doivent donc être réutilisés par le consommateur si ce dernier désire adopter un comportement plus écologique que l'utilisation de sacs de plastique conventionnel lors d'une emplette.

Pour le sac oxodégradable, ses impacts potentiels ne sont pas significativement différents que le sac de plastique conventionnel. Les deux sont alors considérés comme étant équivalents pour ces trois indicateurs; une observation qui n'est guère surprenante considérant que les deux sacs sont principalement différenciables par la valeur du crédit environnemental en fin de vie.

Concernant les sacs de bioplastique fait d'amidon et de polyester, LDPE épais et papier, considérant une seule utilisation pour transporter des achats, leur usage signifie de plus grands impacts environnementaux potentiels que le sac de plastique conventionnel. Par conséquent, ces sacs à usage unique ne devraient pas être privilégiés face au sac de référence selon les indicateurs de la méthode IMPACT World+. Les sacs de bioplastique fait d'amidon et de polyester et de LDPE épais ont des résultats équivalents (différences non significatives), à l'exception de l'indicateur *Utilisation des ressources fossiles*. Pour ce dernier, le sac de bioplastique étudié a un score moindre en raison de sa composition en partie végétale. Le sac de papier a des impacts potentiels plus importants que ceux de bioplastique fait d'amidon et de polyester et de LDPE épais, sauf pour l'indicateur *Utilisation des ressources fossiles* du scénario de grosse emplette où le sac de bioplastique fait d'amidon et de polyester a un résultat semblable.

Pour ce qui est des sacs conçus pour être réutilisés, c'est-à-dire de PP tissé, de PP non tissé et de coton, tout d'abord, leurs impacts potentiels sont plus grands que les sacs non conçus pour être réutilisés. Toutefois, dans le cas du sac de PP tissé pour les indicateurs *Santé humaine* et *Qualité des écosystèmes*, le résultat est suffisamment près de celui du sac de papier pour laisser croire que la possibilité que le nombre d'utilisations équivalent du sac PP non tissé soit plus bas que celui du sac de papier est non négligeable. Il faudrait utiliser les sacs de PP entre 11 et 343 fois afin d'être environnementalement plus performants que le sac de référence selon le degré de certitude, l'indicateur et le scénario d'emplètes. Enfin, le sac de coton est celui dont le nombre d'utilisations équivalent est le plus élevé pour ces indicateurs avec des milliers de fois. Ces valeurs sont présentées en détail au Tableau 4-1.

Indicateur Abandon dans l'environnement

Pour l'indicateur *Abandon dans l'environnement*, les sacs de bioplastique fait d'amidon et de polyester, de papier et de coton ont un nombre d'utilisations équivalent et significativement plus petit que 1. Cela signifie que dès la première utilisation, ces sacs performant mieux sur cet

indicateur que les autres sacs (plastique conventionnel, plastique oxodégradable, plastique épais, PP tissé et PP non tissé), car leurs scores sont entre 425 et 537 fois (bioplastique amidon-polyester), 277 et 388 fois (papier), ainsi que 599 et 741 fois (coton) moins élevés que le sac de plastique conventionnel, selon le scénario d'emplètes et considérant une seule utilisation. Les sacs de plastique pétrosourcés ont une performance équivalente sur cet indicateur. Il n'est pas possible, à l'aide des méthodes ÉICV actuelles, de déterminer si l'avantage que procurent les sacs de bioplastique fait d'amidon et de polyester, de papier et de coton sur *l'Abandon dans l'environnement* compense les impacts potentiels supplémentaires pour les autres indicateurs.

Le tableau suivant présente en détail les nombres d'utilisations équivalents par sac, indicateur, pourcentage de certitude et scénario d'emplètes. La certitude est la probabilité estimée que le sac de plastique conventionnel soit également ou moins performant qu'un sac donné. La certitude de 50 % correspond à la valeur de base représentée par les colonnes aux figures précédentes, avec l'hypothèse qu'il s'agisse d'une bonne approximation de la valeur médiane. La certitude de 97,5 % correspond, quant à elle, à la borne supérieure des barres d'incertitude illustrées aux figures précédentes.

Tableau 4-1 : Sommaire du nombre équivalent d'utilisations

Sac	Certitude de 50 %				Certitude de 97,5 %			
	Santé humaine	Qualité des écosystèmes	Utilisation des ress. fossiles	Abandon dans l'env.	Santé humaine	Qualité des écosystèmes	Utilisation des ress. fossiles	Abandon dans l'env.
Scénario « petite emplette »								
HDPE mince oxo	1,8	1,3	1,1	1,00	7	5	5	205
Bioplastique	11	9	2	0,002	37	31	8	0,3
LDPE épais	6	6	4	2,67	23	23	16	565
Papier	28	24	6	0,004	65	56	14	0,4
PP tissé	98	61	21	1,40	343	214	39	287
PP non tissé	59	37	18	0,90	159	96	32	185
Coton	3 657	870	124	0,002	9 400	2 248	195	0,2
Scénario « grosse emplette »								
HDPE mince oxo	1,8	1,3	1,1	1,00	8	6	5	225
Bioplastique	8	7	2	0,002	32	27	7	0,3
LDPE épais	6	6	5	2,74	26	26	18	637
Papier	20	17	4	0,003	50	43	10	0,3
PP tissé	73	46	16	1,05	279	174	31	234
PP non tissé	35	22	11	0,53	102	61	20	118
Coton	2 954	702	100	0,001	8 272	1 979	172	0,2

Globalement, on retient que...

- Pour les indicateurs *Santé humaine, Qualité des écosystèmes et Utilisation des ressources fossiles* :
 - Les sacs de plastique conventionnel et oxodégradable performant mieux que les autres sacs considérant une seule utilisation;
 - Le sac de bioplastique fait d'amidon et de polyester et celui de plastique épais ont des scores d'impacts respectivement 2 à 11 fois et 4 à 6 fois plus élevés que le sac de plastique conventionnel selon l'indicateur et le scénario d'emplètes;
 - Selon l'indicateur et le scénario, le sac de papier est soit le moins ou parmi les moins performants des sacs jetables avec 4 à 28 fois les impacts potentiels du sac de plastique conventionnel;
 - Pour les sacs de PP tissé et PP non tissé, ils ont un nombre équivalent d'utilisations allant de 16 à 98 et de 11 à 59, respectivement, selon le scénario et l'indicateur;
 - Le sac de coton est de loin le moins performant avec un nombre équivalent d'utilisations allant de 100 à 3 657 fois selon le scénario et l'indicateur;
- Les sacs de bioplastique fait d'amidon et de polyester, de papier et de coton sont les plus performants sur l'indicateur *Abandon dans l'environnement* avec des scores entre, respectivement, 425 et 537 fois, 277 et 388 fois, ainsi que 599 et 741 fois moins élevés que le sac de plastique conventionnel, selon le scénario d'emplètes et considérant une seule utilisation.

4.3 Évaluation de la qualité des données d'inventaire

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

À partir de ces analyses, il a été possible d'identifier les processus présentant une forte contribution potentielle aux systèmes et ont été modélisés à l'aide de données dont la qualité pourrait ou devrait être améliorée. Les principales données à améliorer pour augmenter la robustesse des résultats sont liées aux processus/paramètres suivants :

- **Fabrication des sacs de plastique conventionnel, oxodégradable, bioplastique fait d'amidon et de polyester et LDPE** : l'étape de fabrication de ces sacs a été modélisée à l'aide d'un procédé générique européen d'extrusion de film de plastique de la base de données *ecoinvent* en y adaptant au contexte géographique la production de l'électricité consommée. Les données de ce processus ont été collectées dans les années 90 et incluent la consommation de plastique, d'eau, d'énergie, d'emballages et les rejets.
- **Masse du sac de bioplastique fait d'amidon et de polyester** : la précision plus faible de la masse du sac de bioplastique étudié ajoute de l'incertitude aux résultats pour ce type de sacs.
- **Production de PP chinois** : la production de PP chinois est modélisée à l'aide de données génériques agrégées de l'association *Plastics Europe* tirées de la base de données

ecoinvent et couvrant la production de PP de 28 sites européens entre 1999 et 2001 (*Polypropylene, granulate*). Il n'a pas été possible d'adapter le processus au contexte chinois (ex. moyens de production d'électricité) en raison de l'agrégation des données. Cependant, ce processus a été comparé avec un processus nord-américain de production de PP de la US LCI dont la production de l'électricité consommée a été adaptée au contexte chinois. Il s'est avéré une variation des résultats de moins de 5 % pour le sac de PP non tissé avec cette donnée modifiée.

- **Fabrication des sacs PP tissé** : la fabrication de ce type de sac, comme les sacs de plastique jetable, a été modélisée à l'aide d'un procédé générique d'extrusion de film de plastique de la base de données *ecoinvent* en y adaptant au contexte géographique la production de l'électricité consommée. De plus, des étapes de tissage et d'impression ont été ajoutées, basées sur le tissage de coton et l'impression de papier (*offset*).
- **Fabrication du sac de papier** : ce procédé a été estimé à partir de la production d'une boîte de carton dans un contexte québécois de la base de données *ecoinvent*, incluant la consommation de papier, d'énergie, de produits chimiques, d'eau, ainsi que les émissions à l'air et l'eau et les rejets.
- **Coton** : l'étape de confection du sac en tant que tel (couture) n'a pas été incluse.
- **Abandon dans l'environnement** : Aucune donnée de production n'est nécessaire pour cette débouchée en fin de vie. Seul un taux d'abandon a été utilisé pour ensuite être caractérisé par une persistance dans l'environnement déterminée par le matériau composant le sac. Les taux, un pour les sacs jetables et un pour les réutilisables, ont été tirés d'une vaste étude de la firme BIO Intelligence Service (2011) pour la Commission européenne. Il s'agit d'une estimation pour les 27 états membres de l'Union européenne de l'époque. Les auteurs ne détaillent pas la méthode employée, mais précisent s'être basés sur des estimations de parties prenantes et la littérature scientifique. Ils précisent également un intervalle de variation des valeurs, qui a été utilisé dans l'analyse d'incertitude de la présente étude. Il est à noter que la variation sur l'indicateur est cependant principalement due à la persistance dans l'environnement et non le taux d'abandon.

Ces processus représentent par le fait même une limite et diminuent la certitude des résultats. Cependant, l'incertitude reliée à la plupart des éléments de la liste précédente a été évaluée à l'aide de simulations Monte Carlo et a été prise en compte lors de la présentation des résultats à la section précédente. D'autres sources d'incertitude, reliées aux hypothèses de modélisation, ont été vérifiées en analyse de sensibilité à la section suivante.

Dans la liste suivant, les processus les plus contributeurs de chaque sac dont la qualité a été jugée adéquate telle quelle ou suite à des améliorations décrites ci-dessous. Leur représentativité technologique, géographique et temporelle des données, ainsi que leur complétude et leur fiabilité sont présentées.

- **Production de HDPE et de LDPE** : la base de données US-LCI a été utilisée pour modéliser la fabrication de ces plastiques (*Polyethylene, high density, resin, at plant* et *Polyethylene, low density, resin, at plant*). Ces données représentent une production nord-américaine en 2002 et 2003 par la polymérisation d'éthylène à l'aide de procédés courants (*slurry* et phase gazeuse UNIPOL pour le HDPE, solutions et phase gazeuse pour le LDPE). La portion de la production nord-américaine couverte n'est pas précisée. Elles fournissent les quantités d'électricité, de combustibles, d'éthylène, de transport par pipeline, ainsi que

les émissions à l'air et l'eau. Elles ont été révisées par le cabinet Franklin Associates et l'American Chemistry Council.

- **Production de bioplastique amidon-polyester** : pour la modélisation de ce bioplastique, les auteurs sont partis d'un processus européen *ecoinvent* nommé *Polyester-complexed starch biopolymer* basé sur une déclaration environnementale de la compagnie Novamont produisant le polymère en partie biosourcé. Les données fournies comprennent les quantités estimées d'amidon, de naphta, de gaz naturel, de chaleur, d'électricité et d'émissions à l'air. Jugeant la qualité du processus insuffisante pour les besoins de l'étude, les auteurs y ont apporté plusieurs modifications. Tout d'abord, la donnée a été régionalisée pour correspondre au contexte italien, pays où se situe l'usine Novamont, en utilisant des processus italiens de production d'électricité, d'amidon de maïs et de distribution de gaz naturel. De plus, un processus de culture de maïs italien de la base de données ICV spécialisée Agri-footprint a été utilisé.
- **Production de papier** : ces données proviennent de la base de données US-LCI. Elles décrivent la fabrication de papier pour sacs (*Paper, bag and sack, unbleached kraft, average production, at mill*), le produit à l'étude, et couvrent neuf usines comptant pour 89 % du volume de production nord-américain de 2006-2007 (papier vierge et recyclé). Elles incluent les besoins en billes et copeaux de bois, en papier récupéré, en autres ingrédients du papier, en produits chimiques (chaux vive, amidon, talc, sulfate de sodium, etc.), en emballages (boîtes de carton, films, etc.), en électricité, en gaz naturel, en transport d'approvisionnement, en traitement des boues, ainsi que les émissions à l'air, l'eau et le sol. Les entrants fournis non modélisés dans la US-LCI ont été complétés avec des processus de la base de données *ecoinvent*. L'occupation des terres des activités forestières sous-jacentes ont été complétées à l'aide des surfaces de coupe fournies par le Consortium for Research on Renewable Industrial Materials (CORRIM). Les données de production de papier pour sacs ont été développées pour une ACV ayant fait l'objet d'une revue critique.
- **Production de coton** : les données de production de fibre de coton et de tissu sont basées sur des processus *ecoinvent*. Tout d'abord, les données de culture chinoise de coton proviennent d'une vaste étude ACV de l'organisation Cotton inc. (Cotton inc., 2012) ayant fait l'objet d'une revue critique. L'étude a puisé ses informations de multiples sources dont la littérature et directement de producteurs chinois datant de différents moments entre 2000 et 2010. Elles couvrent les coproduits, l'occupation des terres, la consommation d'eau d'irrigation, de multiples pesticides et fertilisants, d'essence, de diesel, d'électricité, de chaleur, ainsi que les émissions à l'air, l'eau et le sol. De cette étude est également issue une donnée internationale de production de tissu regroupant 17 manufactures situées en Chine, Inde, Turquie et Amérique latine de 2005 à 2009 et incluant toutes les étapes de confection, de l'ouverture des paquets de coton au sanforisage des étoffes. Les données fournies comprennent coproduits, consommation d'eau, de fibre de coton, de produits chimiques, d'électricité, de chaleur, les rejets, ainsi que les émissions à l'air et l'eau.

4.4 Analyses de sensibilité

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

4.4.1 Méthode ÉICV

Comme mentionné précédemment, l'ÉICV a été réalisée avec une seconde méthode, ReCiPe (Goedkoop *et al.*, 2009), afin de vérifier si la variabilité des modèles de caractérisation avait une influence significative sur les conclusions et donc, de tester la robustesse des résultats obtenus à partir d'IMPACT World+. Ces deux méthodes incorporent les plus récentes avancées réalisées en ÉICV. Toutefois, la méthode IMPACT World+ est applicable partout à travers le monde, tandis que la méthode ReCiPe considère que toutes les émissions à l'échelle de la planète se comportent de la même façon qu'en Europe ; une hypothèse qui n'est pas nécessairement réaliste. C'est pourquoi la méthode IMPACT World+ a été sélectionnée d'emblée. Il a tout de même été jugé pertinent de tester ReCiPe en analyse de sensibilité.

Les indicateurs *Santé humaine*, *Qualité des écosystèmes* et *Utilisation des ressources non renouvelables* sont concernés par cette analyse de sensibilité, l'abandon dans l'environnement ne faisant partie d'aucune méthode ÉICV actuellement.

En ce qui concerne les principaux contributeurs, les résultats obtenus par la méthode ReCiPe (perspective « hierarchist ») confirment généralement ceux obtenus avec la méthode IMPACT World+, les tendances étant semblables pour les différents indicateurs évalués :

- **Émissions de GES** : elles sont à l'origine de la plus grande partie des impacts potentiels pour les indicateurs *Santé humaine* et *Qualité des écosystèmes*, et ce, pour tous les sacs, à l'exception du sac de papier pour lequel l'activité forestière est plus importante que les GES pour la *Qualité des écosystèmes*.
- **Émissions de particules fines** : il s'agit des émissions en deuxième importance pour l'indicateur *Santé humaine* pour tous les sacs.

Pour ce qui est de la comparaison du nombre d'utilisations équivalent des sacs, les nuances sont les suivantes :

- **Santé humaine** : le rang des sacs est inchangé pour cet indicateur. La mauvaise performance du sac de coton est cependant moins prononcée à cause de l'absence de caractérisation de la consommation d'eau dans la méthode ReCiPe.
- **Qualité des écosystèmes** : l'*Occupation des terres* (ex. pour les activités forestières et l'agriculture) possède une plus grande importance dans la méthode ReCiPe, ce qui fait en sorte que les sacs biosourcés (amidon-polyester), particulièrement les sacs de papier et de coton, ont des nombres d'utilisations plus élevés. Par conséquent, pour le sac de papier, ce nombre dépasse celui des sacs de PP. Pour le sac de coton, l'indicateur *Qualité des écosystèmes* devient celui avec le nombre d'utilisations équivalent le plus élevé de tous les indicateurs.
- **Utilisation des ressources non renouvelables** : les résultats ReCiPe sont en phase avec ceux d'IMPACT World+.

Il est à noter que ces observations ont été effectuées sans tenir compte de l'incertitude de l'inventaire du cycle de vie afin d'isoler l'influence du choix de la méthode ÉICV.

Globalement, l'analyse de sensibilité avec la méthode ÉICV ReCiPe confirme donc les résultats de l'étude et atteste de leur robustesse. Les différences observées ne remettent pas en question les analyses effectuées aux sections 4.1 et 4.2.

4.4.2 Approche de recyclage

L'approche de prise en compte du recyclage en amont et en aval des systèmes à l'étude ayant été adoptée dans les résultats de base est celle dite « 50/50 » combinant les approches d'extension des frontières et de règle de coupure. La première favorise les produits à hauts taux de recyclage en fin de vie, tandis que la deuxième, ceux composés d'un contenu élevé en matières recyclées. En analyse de sensibilité, des scénarios utilisant soit uniquement l'extension des frontières ou la règle de coupure ont été considérés.

Le tableau suivant présente la variation du nombre d'utilisations équivalent pour chaque sac et indicateur (excepté l'abandon pour l'environnement non affecté pour l'approche de recyclage). Les résultats pour les scénarios de petite et de grosse emplette sont affectés de façon identique.

Tableau 4-2 : Variation du nombre d'utilisations équivalent due à l'approche de recyclage par rapport à l'approche de référence (50/50)

Sac	Approche extension des frontières (0/100)			Approche règle de coupure (100/0)		
	Santé humaine	Qualité des écosystèmes	Utilisation des ressources fossiles	Santé humaine	Qualité des écosystèmes	Utilisation des ressources fossiles
Sac de plastique oxodégradable	36%	23%	23%	-17%	-12%	-11%
Bioplastique	52%	45%	34%	-25%	-23%	-16%
LDPE épais	48%	41%	42%	-22%	-21%	-20%
Papier	58%	50%	56%	-27%	-25%	-26%
PP tissé	68%	62%	126%	-32%	-31%	-59%
PP non tissé	57%	49%	56%	-27%	-25%	-27%
Coton	57%	49%	56%	-27%	-25%	-27%

Ces résultats montrent que les nombres d'utilisations équivalents de tous les sacs sont affectés par l'approche de recyclage étant donné que les scores du sac de plastique conventionnel le sont. Dans l'approche 0/100, les scores du sac de référence sont plus faibles, entraînant une augmentation du nombre équivalent d'utilisations pour tous les sacs. À l'inverse, avec l'approche 100/0, les scores du sac de référence sont plus élevés, diminuant le nombre équivalent d'utilisations des autres sacs.

Le sac de PP tissé est le plus affecté par l'approche de recyclage. Avec l'approche 0/100, les avantages de son fort contenu en matière recyclée sont éliminés, en plus de l'effet à la hausse dû au sac de plastique conventionnel. Son nombre minimal d'utilisations atteint 165 fois (petite emplette) et 123 fois (grosse emplette), mais garde la même position par rapport aux autres sacs. Avec l'approche 100/0, l'effet inverse se produit : son nombre minimal d'utilisations descend à 67 fois (petite emplette) et 50 fois (grosse emplette). Ces valeurs demeurent supérieures au sac de PP non tissé.

Bien que cette analyse de sensibilité apporte des nuances concernant le nombre minimal d'utilisations du sac de PP tissé, les tendances principales sont inchangées.

4.4.3 Lavage des sacs

La pratique du lavage des sacs réutilisables n'a pas été considérée dans les scénarios de base. Une analyse de sensibilité a été effectuée avec une fréquence de lavage à la machine à l'eau d'une fois

toutes les 12 utilisations, soit environ quatre fois par année pour une utilisation hebdomadaire. Les consommations d'eau, d'électricité et de détergent ont été prises de Boulay *et al.* (2015). Les impacts de la lessive ont été alloués aux sacs sur une base massique en supposant une capacité de 5 kg par lessive.

Le tableau suivant présente la variation maximale du nombre d'utilisations équivalent pour chaque sac réutilisable et indicateur (excepté l'abandon pour l'environnement non affecté par le lavage).

Tableau 4-3 : Variation maximale du nombre d'utilisations équivalent due au lavage des sacs réutilisables

Sac	Santé humaine	Qualité des écosystèmes	Utilisation des ressources fossiles
PP tissé	19%	20%	1%
PP non tissé	11%	12%	1%
Coton	45%	49%	2%

Il en ressort que ces variations ne représentent que quelques utilisations de plus pour les sacs de PP tissé et de PP non tissé. Pour le sac de coton, cependant, la variation est plus forte étant donné sa masse plus élevée. En nombre absolu, il s'agit de 1 643 (5 299 comparativement à 3 657) utilisations de plus pour ce sac dans le pire des cas (indicateur *Santé humaine*, scénario petite emplette). Bien que ce soit un nombre considérable, ce sac est déjà celui avec le nombre équivalent d'utilisations le plus élevé sur les trois indicateurs présentés au tableau précédent. De plus, les variations observées sont en deçà de l'incertitude sur les résultats.

Dans tous les cas, les résultats de cette analyse de sensibilité ne modifient pas les tendances présentées précédemment.

4.4.4 Taux de réutilisation comme sac à ordures

La fonction secondaire des sacs de plastique jetables en tant que sacs à ordures a été considérée dans cette étude, tel qu'expliqué à la section 3.5.1. Étant donné l'importance de cette réutilisation en fin de vie sur les résultats, une analyse de sensibilité a été effectuée sur cet aspect du cycle de vie des sacs de plastique jetables. Pour ce faire, les impacts potentiels de ces sacs ont été calculés sans crédit de réutilisation comme sacs à ordures. Les résultats sont présentés au tableau suivant.

Ces résultats montrent que même quand la réutilisation des sacs de plastique comme sacs à ordures n'est pas considérée, le sac de plastique conventionnel minimise les indicateurs *Santé humaine*, *Qualité des écosystèmes* et *Utilisation des ressources fossiles*, l'abandon à l'environnement n'étant pas affecté. Quant aux sacs réutilisables à l'étude, les nombres équivalents d'utilisations sont divisés par 2 ou 3 selon l'indicateur. Cette analyse de sensibilité ne remet pas en question les conclusions tirées des résultats principaux de l'étude, aucun nombre d'utilisations moyen n'ayant été défini.

Tableau 4-4 : Nombre équivalent d'utilisations sans crédit de réutilisation comme sac à ordures

Sac	Santé humaine	Qualité des écosystèmes	Utilisation des ress. fossiles	Abandon dans l'env.
Scénario « petite emplette »				
Sac de plastique oxo	1,2	1,1	1,0	1,00
Bioplastique	5	4	1,7	0,002
Sac de plastique épais	3	3	2	2,7
Papier	10	10	3	0,004
PP tissé	35	25	10	1,40
PP non tissé	21	15	9	0,90
Coton	1 309	358	61	0,002
Scénario « grosse emplette »				
Sac de plastique oxo	1,2	1,1	1,0	1,00
Bioplastique	4	3	1,3	0,002
Sac de plastique épais	3	3	3	2,7
Papier	7	7	2	0,003
PP tissé	26	19	8	1,1
PP non tissé	12	9	5	0,5
Coton	1 058	289	49	0,001

4.4.5 Contenu recyclé pour les sacs de plastique conventionnels, oxodégradable et épais

Selon l'ACIP, les sacs de plastique sont généralement fabriqués à partir de 25 % de rejets générés sur site et réintroduits dans le procédé ou provenant d'autres usines. Étant donné que les rejets générés sur site ne sont pas inclus dans la définition de contenu recyclé selon l'Association canadienne de normalisation (Bureau de la concurrence du Canada, 2008) et que la proportion de rejets provenant d'autres usines n'est pas connue, seulement la moitié, c'est-à-dire 12,5 % de contenu recyclé préconsommation, est considéré dans cette analyse de sensibilité.

Tableau 4-5 : Nombre équivalent d'utilisations avec et sans contenu recyclé dans les sacs de plastique conventionnels, oxodégradable et épais

	Aucun contenu recyclé								Contenu recyclé							
	Petite emplette				Grosse emplette				Petite emplette				Grosse emplette			
	SH	QE	R	A	SH	QE	R	A	SH	QE	R	A	SH	QE	R	A
Plastique oxodégradable	2	1	1	1	2	1	1	1	2	1	1	1	2	1	1	1
Bioplastique	11	9	2	0.002	8	7	2	0.002	12	10	2	0.002	9	8	2	0.002
Plastique épais	6	6	4	3	6	6	5	3	6	6	5	3	7	6	5	3
Papier	28	24	6	0.004	20	17	4	0.003	31	26	7	0.004	22	19	5	0.003
PP tissé	98	61	21	1	73	46	16	1	110	68	23	1	83	51	17	1.0
PP non tissé	59	37	18	1	35	22	11	0.5	66	40	20	1	39	24	12	0.5
Coton	3657	870	124	0.002	2954	702	100	0.001	4111	963	139	0.002	3321	777	112	0.001

4.5 Analyses de scénarios

Une analyse de scénario supplémentaire a été effectuée afin de mettre en contexte le déplacement en voiture dans le contexte d'un oubli des sacs réutilisables. Lorsqu'un consommateur oublie ses sacs, par exemple lors d'une emplette à l'épicerie, une option est de retourner les chercher à la maison. Les impacts potentiels de ce choix sont comparés avec ceux du cycle de vie des sacs d'emplètes. Il en résulte que les impacts potentiels du cycle de vie d'un sac de plastique conventionnel représenteraient un déplacement en voiture d'une personne sur 38 à 113 m. Ce calcul considère une consommation de 6,3 l/100 km⁴ (émissions de combustion et de production du carburant) et les indicateurs *Santé humaine*, *Qualité des écosystèmes* et *Utilisation des ressources fossiles* (méthode ÉICV IMPACT World+). Ainsi, lors d'un oubli, l'option jetable conventionnelle serait une option représentant moins d'impacts potentiels, considérant une personne habitant à 1,13 km du commerce et l'utilisation de 10 sacs de HDPE mince.

Dans le contexte d'un bannissement des sacs de plastique minces, les sacs de plastique conventionnels, de plastique oxodégradable et de bioplastique fait d'amidon et de polyester seraient exclus. Pour les sacs permis autres que le coton, la plus grande distance équivalente en voiture est de 3,1 km pour un sac de PP tissé sans considérer sa réutilisation. Pour le coton, les distances se situent entre 13 et 126 km.

Ces calculs ne considèrent pas les incertitudes en jeu et les valeurs présentées ne le sont qu'à titre indicatif.

4.6 Applications et limites de l'ACV

Cette AeCV vise à analyser du cycle de vie environnementale de sacs d'emplètes, actuels et potentiels, au Québec. Toutes conclusions tirées de cette étude hors de son contexte original doivent être évitées.

Les principales limites pouvant cependant être soulevées concernent :

- Diversité des sacs disponibles sur le marché : un nombre considérable de types de sacs d'emplètes ont été évalués. Cependant, il existe une grande diversité des sacs d'emplètes disponibles sur le marché rendant l'analyse de tous les types, dimensions, provenances et matériaux des sacs d'emplètes impossible à systématiquement évaluer.
- Comportement de l'utilisateur :
 - Bien que l'étude se soit efforcée d'exprimer les résultats selon deux scénarios d'emplètes reflétant les principaux comportements usagers, il reste que d'autres comportements pourraient influencer les résultats. Par exemple, dans un contexte de magasinage, un consommateur pourrait utiliser un seul sac réutilisable pour les emplettes effectuées dans des magasins différents plutôt que d'utiliser un sac jetable par magasin.
 - L'utilisation de petits sacs de plastique supplémentaires pour la viande afin d'éviter la contamination des sacs réutilisables n'a pas été considérée.
- La complétude et la validité des données d'inventaire : En particulier, l'utilisation de données secondaires provenant de bases de données ACV peut influencer la validité des

⁴ Processus US LCI « Transport, passenger car, gasoline powered/personkm/RNA »

résultats dans les différents contextes géographiques de production de sacs. Notamment :

- Le sac de bioplastique amidon-polyester a été modélisé en se basant sur une génération précédente de ce matériau. Depuis, des innovations technologiques ont eu lieu et certaines conditions de production ont vraisemblablement changé, plus particulièrement concernant le contenu en polymère pétrosourcé.
- La complétude et la validité de la méthode d'évaluation des impacts utilisée, entre autres parce qu'elle ne couvre pas toutes les substances inventoriées ni tous les impacts environnementaux associés aux activités humaines. Notamment :
 - Les catégories d'impact « cancérogène », « non cancérogène » 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.
 - L'indicateur « Abandon dans l'environnement », qui n'a pas été reconnu par une méthode ÉICV officielle, dont l'objectif n'est pas de déterminer les conséquences de l'abandon des sacs dans l'environnement, mais uniquement de spécifier la quantité de matière non décomposée pouvant potentiellement engendrer une pléiade d'impacts potentiels au cours de cette période.
 - 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.

5 Conclusion environnementale

Le premier volet de cette étude a permis de répondre aux objectifs établis au départ, à savoir d'établir le profil environnemental de sacs d'emplètes dans un contexte de commerce de détail québécois et de les comparer. L'analyse a inclus divers sacs présents sur le marché, jetables et réutilisables.

Pour les indicateurs *Santé humaine*, *Qualité des écosystèmes* et *Utilisation des ressources fossiles*, le sac de plastique conventionnel performe mieux que les autres sacs jetables étudiés. Par sa minceur et sa légèreté, étant conçu pour un usage unique, son cycle de vie nécessite peu de matière et d'énergie. Par exemple, il ne suffit que de parcourir entre 38 et 113 m en voiture pour générer des impacts plus importants que ceux du cycle de vie d'un sac de plastique conventionnel. De plus, sa réutilisation comme sac à ordures en fin de vie contribue significativement à diminuer ses impacts potentiels pour les trois indicateurs susmentionnés. Selon de nouvelles données récoltées par RECYC-QUÉBEC et ÉEQ lors de la caractérisation des déchets résidentiels québécois, une part élevée des sacs d'emplètes jetés contient des ordures (77,7 % pour le sac de plastique conventionnel). Néanmoins, ces données très récentes sont basées sur un petit échantillon (<200). Par conséquent, une analyse de sensibilité a été effectuée. Elle a montré que même sans être réutilisé comme sacs à ordures, le sac de plastique conventionnel a, sur les trois indicateurs mentionnés ci-dessus, les meilleurs résultats, bien qu'avec une marge beaucoup moins forte. Les conclusions principales n'ont donc pas été affectées. La représentativité à l'échelle provinciale du taux de réutilisation comme sacs à ordures ainsi mesuré pourra être confirmée lors des futures caractérisations de déchets.

Les autres sacs jetables étudiés, à l'exception du sac oxodégradable, ont obtenu des scores d'impacts sur la *Santé humaine*, *Qualité des écosystèmes* et *Utilisation des ressources fossiles* plus élevés que le sac de plastique conventionnel, notamment en raison de leur masse plus élevée. Le sac de bioplastique fait d'amidon et de polyester, ainsi que celui de plastique épais ont, respectivement, 2 à 11 fois et 4 à 6 fois plus d'impacts potentiels que le sac conventionnel, selon l'indicateur et le scénario d'emplètes. Le sac de papier est soit le moins ou parmi les moins performants des sacs jetables avec 4 à 28 fois. Les impacts potentiels du sac oxodégradable sont considérés comme équivalents au sac de plastique conventionnel.

Quant aux sacs réutilisables étudiés, ils ont généralement des scores d'impacts potentiels plus élevés par sac que les options jetables évaluées. Pour les mêmes trois indicateurs, les sacs de type PP tissé et non tissé ont un nombre équivalent d'utilisations de 16 à 98 et 11 à 59, respectivement, selon le scénario et l'indicateur. Quant au sac de coton étudié, il est de loin le moins performant avec un nombre équivalent d'utilisations allant de 100 à 3 657 fois. Ces chiffres ne permettent pas à eux seuls de statuer que les sacs réutilisables sont meilleurs pour l'environnement que les sacs jetables, puisqu'ils ne renseignent pas sur leur durabilité (c'est-à-dire le nombre d'utilisations auquel ils peuvent résister) ni sur les habitudes des utilisateurs. Par contre, ayant déterminé les nombres équivalents d'utilisations, cette étude établit les balises d'une utilisation écoresponsable de ce type de sacs. Se départir de sacs réutilisables n'ayant servi que quelques fois, par exemple accumulés à la suite d'emplètes non prévues, ne correspond pas à un tel comportement. Concrètement, dans un contexte de grosse emplette hebdomadaire au supermarché, il faudrait entre 16 et 73 semaines (entre quatre mois et un an et demi) afin que les impacts potentiels du cycle de vie du sac de PP tissé étudié soient équivalents à ceux d'un sac de plastique conventionnel, s'il est utilisé assidûment lors de chaque emplette.

Les conclusions précédentes portent exclusivement sur les trois indicateurs ACV classiques évalués dans cette étude : *Santé humaine*, *Qualité des écosystèmes* et *Utilisation des ressources fossiles*. Bien que, basé sur ces indicateurs, les sacs biosourcés de bioplastique de type amidon-polyester, de papier et de coton ne présentent pas d'avantages par rapport aux autres sacs du même type (jetable ou réutilisable), ils présentent des bénéfices pour l'indicateur *Abandon dans l'environnement* : le score du sac de plastique conventionnel est, selon le scénario d'emplètes et considérant une seule utilisation, entre 425 et 537 fois, 277 et 388 fois, ainsi que 599 et 741 fois plus élevé que les sacs de bioplastique amidon-polyester, de papier et de coton, respectivement. Le temps de biodégradation beaucoup plus long du PE et du PP fait de la persistance dans l'environnement le point faible des sacs de plastique conventionnel, de plastique épais et de PP face aux sacs biosourcés. Des travaux de quantification des impacts du plastique dans l'environnement sont nécessaires afin de déterminer l'ampleur de ces bénéfices en fin de vie sur la santé humaine et la qualité des écosystèmes, l'indicateur *Abandon dans l'environnement* représentant simplement la masse du sac abandonnée multipliée par la période de persistance du matériau en années. Pour ce qui est du taux d'abandon des sacs dans l'environnement, il est recommandé de mener des études complémentaires pour valider les valeurs utilisées dans le présent rapport et potentiellement identifier les facteurs qui mèneraient à des taux d'abandon mieux différenciés en fonction des types de sacs (p. ex. comportement du consommateur, comportement physique des sacs lors de la collecte, du transport, de l'enfouissement, etc.).

Enfin, les conclusions environnementales possèdent certaines limites. D'abord, elles ne sont applicables qu'aux sacs étudiés et ne peuvent pas nécessairement être généralisées à tous les sacs d'un même type. Bien que les sacs étudiés soient considérés comme typiques dans un contexte québécois et que peu d'études ACV antérieures n'aient couvert autant de types de sacs différents, il n'a pas possible de représenter tous les sacs sur le marché par leur variété. D'autant plus que les résultats montrent que le lieu de production, le mode d'acheminement, les paramètres de conception (contenu en recyclé) et le devenir en fin de vie ont une influence forte sur les résultats, ce qui veut dire que chaque situation est spécifique et doit faire l'objet d'une étude elle aussi spécifique (en fonction de la localisation géographique, du contexte local comme la densité de population, mœurs des habitants en termes d'emplètes, filière locale de fin de vie des déchets). En dernier lieu, la modélisation du cycle de vie des sacs à l'étude a systématiquement eu recours à des données génériques, lesquelles ont été adaptées le plus possible afin de correspondre aux processus modélisés, tel que décrit dans le rapport.

VOLET II : ACCV DES SACS D'EMPLETTES

6 Revue bibliographique des études AcCV

Une revue des études AcCV et d'autres études économiques portant sur les coûts des différents sacs d'emplettes a été effectuée en se basant sur les travaux déjà réalisés à l'échelle internationale. L'analyse des études pertinentes a permis de comparer les différentes approches utilisées et les sources de données employées pour réaliser une étude des coûts. Les documents les plus pertinents pour la présente étude sont résumés dans les sections qui suivent en commençant par le plus récent.

H.1.1 *Economic Impact Analysis. Proposed Ban on Plastic Carryout Bags in Los Angeles County (AECOM, 2010)*

Cette étude se base sur le coût économique qu'entraîne un bannissement des sacs de plastique accompagné d'une tarification sur les sacs de papier. L'impact sur les consommateurs est étudié. Seuls les coûts directs ont été considérés, l'augmentation de la valeur des propriétés due à un environnement plus propre, la réduction de taxes associées à la gestion des déchets et autres bénéfices environnementaux n'ont pas été considérés.

Seuls les impacts économiques concernant les clients des supermarchés, magasins d'alimentation, dépanneurs, magasins de détail avec pharmacies et les parapharmacies sont inclus dans l'étude.

Le prix du manufacturier d'un sac d'emplettes en plastique à usage unique varie entre 0,005 à 0,01 US\$ par sac, tandis que les sacs d'emplettes en papier coûtent entre 0,05 et 0,15 US\$ par sac. Les auteurs considèrent que ce prix est indirectement payé par le client. Ainsi, le coût caché annuel de l'achat de sac en plastique est de 3,25 US\$ par personne, soit un coût moyen de 0,008 US\$ par sac en plastique.

L'étude considère que les consommateurs doivent payer les sacs en papier utilisés au prix de 0,10 US\$, ce qui permet un changement de comportement des consommateurs qui vont se tourner de préférence vers les sacs réutilisables afin d'éviter le coût des sacs en papier.

Concernant les sacs réutilisables, les magasins les vendent au prix de 0,75 à 0,99 US\$ par sac. En considérant 125, 165 et 204 utilisations pour les emplettes, ces sacs coûtent au consommateur entre 0,004 et 0,005 US\$ par utilisation. Il est à noter que la source citée pour les nombres d'utilisations est introuvable et que les auteurs n'ont pas précisé comment ils ont été déterminés.

Le transport est également évoqué, car le papier étant plus lourd et plus épais que les sacs en plastique, transporter le même nombre de sacs nécessitera plus de camions. L'étude suppose que 8 sacs en plastique sont transportés pour le même poids qu'un sac en papier. Ainsi, le coût du transport des sacs en papier du fabricant au commerce est plus élevé en termes de nombre de camions utilisés, mais également en termes de carburant utilisé. Néanmoins, l'étude n'a pas quantifié ces coûts, bien qu'elle les ait mentionnés.

H.1.2 *Environment Australia (Nolan-ITU et al., 2002)*

Cette étude, à l'instar d'AECOM (2010), évalue les conséquences économiques suite à un bannissement ou une tarification des sacs d'emplettes. Elle considère que le prix moyen d'un sac d'emplettes en plastique à usage unique est de 0,01 AU\$ par sac et qu'un sac d'emplettes utilisé dans les boutiques coûte environ 0,10 AU\$. Les auteurs supposent également que ce prix est indirectement payé par le client. Concernant les sacs réutilisables, les magasins vendent les sacs réutilisables au prix de 1,50 AU\$.

H.1.3 Impact Assessment: Single-Use Plastic Bag Charge for England (DEFRA, 2010)

Cette étude analyse les coûts entraînés par la mise en place d'une tarification des sacs d'emplettes.

Le prix d'un sac d'emplettes en plastique à usage unique est en moyenne égal à 0,009 £ par sac, lors d'achat en gros par les commerces. Le prix du transport de ces sacs et de l'entreposage est estimé égal à 0,01 £ par sac. Ainsi, le prix total d'un sac en plastique payé par le consommateur est de 0,019 £ par sac.

L'étude considère que les commerçants doivent acheter leurs sacs en papier au prix de 0,20 £. Concernant le transport et le stockage de ces sacs, les auteurs considèrent qu'un sac en papier est environ 7 fois plus lourd qu'un sac d'emplettes en plastique, et donc que les frais associés sont sept fois plus importants, donc de 0,07 £ par sac. Ainsi, le prix d'un sac en papier est de 0,27 £ pour le consommateur.

Le rapport calcule également les impacts économiques des sacs à usage uniques en plastique laissés dans la nature en considérant l'industrie du poisson, les déchets sur les côtes, le coût de secourir des bateaux endommagés par de tels déchets, le nettoyage des rues et des voies de chemin de fer. Le total monte pour l'année 2015 à 14,45 millions de livres pour 13 milliards de sacs en plastique utilisés, donc 0,001 £ par sac. Le coût relié aux déchets de sacs en papier ne concerne pas les domaines marins, car les auteurs supposent que les sacs en papier se dégradent rapidement dans l'eau et donc n'ont aucun impact économique. Ainsi, le nettoyage des rues et des voies de chemin de fer des sacs en papier a coûté 1,54 million de livres pour 326 millions de sacs en papier utilisés, ou 0,005 £ par sac.

Le coût de traitement en fin de vie des sacs a été calculé par tonne de chaque type de sac. Le prix moyen d'un enfouissement est de 20,8 £ par tonne, la collecte des déchets résiduels est de 40,3 £ par tonne et la collecte et le tri réalisés afin de les recycler sont de 377 £ par tonne. La taxe d'enfouissement n'a pas été prise en compte. Les auteurs ont supposé que 90 % des sacs de plastique à usage unique sont envoyés à l'enfouissement, et 10 % sont recyclés. Chaque sac pèse en moyenne 7,5 g. Ainsi, la fin de vie d'un sac de plastique à usage unique coûte 0,000695 £ par sac. Cette étude considère que le taux de récupération des sacs en papier est le même que les vieux papiers, soit de 84,8 %. Le reste va à l'enfouissement. En prenant un poids de sac en papier 7 fois plus important, le coût de la fin de vie d'un sac en papier est de 0,017 £ par sac. Les revenus apportés par un recyclage de ces sacs sont estimés à 0,25 million de livres pour les sacs en plastique et 0,9 million de livres pour les sacs en papier en 2015.

H.1.4 Conclusion

D'après ces trois études, la part la plus importante des coûts des sacs à usage unique et réutilisables provient de l'achat par le consommateur. La fin de vie des sacs est le deuxième secteur ayant le plus d'influence sur le coût du cycle de vie des sacs. Le transport et le stockage des sacs sont à considérer, étant donné que selon le poids du sac choisi, un plus grand nombre de camions et une quantité plus importante de carburant vont être nécessaires. Cette augmentation concernant le transport se répercute directement sur le commerçant ou le consommateur. Une fois laissés dans la nature, les sacs en plastique ont un coût total plus important que les sacs en papier, surtout dans le milieu marin, mais moindre par sac utilisé.

7 Modèle d'étude AcCV

7.1 Objectifs

Ce volet économique a pour but d'évaluer les coûts totaux engendrés sur le cycle de vie des sacs d'emplètes, comprenant les coûts directs et indirects de l'utilisation des sacs, afin de les comparer. Il ne s'agit pas de l'évaluation des conséquences économiques suite à une mesure de bannissement.

L'AcCV est harmonisée sur le modèle AeCV pour ce qui est des types de sacs, des fonctions, de l'unité fonctionnelle et des flux de références. Les différences se situent principalement dans les phases de l'inventaire et de l'ÉICV : à la place d'émissions dans l'environnement et d'impacts évalués, on additionne les coûts et revenus intervenant à chaque étape du cycle de vie après les avoir convertis en une même devise et actualisés pour une même année lorsque nécessaire. Enfin, certaines nuances concernant les frontières des systèmes sont apportées à la section suivante. Le modèle d'étude de l'AcCV est notamment inspiré de l'approche de Hunkeler *et al.* (2008).

7.2 Frontières des systèmes

Ci-dessous, le Tableau 7-1 présente les coûts et revenus du cycle de vie inclus dans l'AcCV selon les mêmes étapes présentées au Tableau 3-4 pour l'AeCV.

Tableau 7-1 : Coûts et revenus inclus et exclus des frontières de l'AcCV

Étapes du cycle de vie	Coûts/Revenus	Commentaires
Production, distribution et usage	Acquisition du sac	Lorsque le sac est offert gratuitement à la caisse, c'est le coût d'acquisition du sac par le détaillant qui est considéré. Sinon, le coût d'acquisition par le consommateur est utilisé.
	Transport vers les détaillants	Lorsque le sac est offert gratuitement à la caisse, le coût de distribution des sacs est estimé. Sinon, il est considéré comme inclus dans le coût d'acquisition par le consommateur.
	<i>Lavage des sacs réutilisables</i>	<i>Exclu (considéré négligeable)</i>
	<i>Transport des sacs du détaillant au foyer</i>	<i>Exclu (considéré négligeable)</i>
Fin de vie	Transport de fin de vie	Inclus
	Enfouissement	Inclus
	Tri et recyclage	Inclus
	Vente de matière triée	Inclus
	Nettoyage des sacs abandonnés	Inclus dans le scénario « dispendieux »

7.3 Sources, hypothèses et données d'inventaire des coûts du cycle de vie

Cette section présente les informations supplémentaires à celles présentées à la section 3.7 afin de pouvoir effectuer le calcul de l'AcCV.

La principale hypothèse posée dans le calcul de l'AcCV est que les sacs, lorsque vendus aux consommateurs, le sont à profit. Ainsi, il est considéré que le prix de vente des sacs inclut tous les coûts de production et de distribution.

Les tableaux suivants présentent les coûts utilisés. Étant donné la grande variabilité de certains, deux scénarios ont été considérés : un scénario économique, dans lequel les coûts les plus faibles et les coûts évités les plus élevés sont considérés, et un scénario dispendieux, considérant les coûts les plus élevés et les coûts évités les plus faibles.

Les coûts datant de cinq ans et moins n'ont pas été actualisés. Lorsque possible, les taxes de vente ont été exclues des coûts, c'est-à-dire la taxe sur les produits et services (TPS) et la taxe de vente du Québec (TVQ) totalisant 15 % pour les coûts encourus au Québec. Les taux de change et d'actualisation ont été tirés du site web de la Banque du Canada.

Concernant les « payeurs » affichés dans les tableaux suivants, il s'agit de ceux payant directement les coûts. Ainsi, il n'est pas pris en compte les transferts de coûts à d'autres parties prenantes selon l'élasticité des marchés ou par un cadre législatif. Par exemple :

- Les études citées à la section 6 considèrent toutes que le coût des sacs distribués gratuitement par le détaillant à ses clients est entièrement transféré à ces derniers dans le prix des biens vendus. Le détaillant est considéré comme le payeur direct.
- Au Québec, il y existe un régime de compensation qui oblige « les personnes qui mettent sur le marché des contenants, des emballages, des imprimés et des journaux de tous genres à assumer la majeure partie des coûts de la collecte sélective des matières recyclables » (MDDELCC, 2016b). Par conséquent, pour les sacs d'emplètes, les municipalités sont principalement compensées par les détaillants. Cependant, ces derniers transfèrent les coûts en entier ou en partie aux consommateurs selon l'élasticité des prix des biens offerts sur le marché. Alors, une partie des coûts de la collecte sélective pourraient être attribués aux consommateurs. La municipalité est considérée comme le payeur direct.

Tableau 7-2 : Coût du cycle de vie des sacs d'empettes

Coûts	Payeurs directs	Systèmes comparés			Commentaires
		Sac de plastique conventionnel	Sac de plastique oxodégradable	Sac de bioplastique	
Production, distribution et utilisation					
Transport	Détaillant	Estimation à l'aide de la consommation de diesel : 0,87 \$/litre de diesel (Régie de l'énergie, 2016)			Prix moyen du diesel au Québec en janvier et octobre 2016 sans taxes de vente, considéré seulement si le sac est donné au consommateur
Acquisition : scénario économique	Détaillant	0,036 \$/sac (source : détaillant)	0,036 \$/sac (hypothèse)	0,16 \$/sac (prix du particulier ; prix par caisse pour 6 caisses et plus (Ecolife products, 2017))	Sans taxes
	Consommateur	0 \$/sac	0 \$/sac	0 \$ (hypothèse)	Sans taxes
Acquisition : scénario dispendieux	Détaillant	Inclus dans le coût au consommateur	Inclus dans le coût au consommateur	0,18 \$/sac (prix du particulier ; prix pour une caisse (Ecolife products, 2017))	Sans taxes
	Consommateur	0,05 \$/sac (source : détaillant)	0,05 \$/sac (hypothèse)	0 \$ (hypothèse)	Sans taxes

Coûts	Payeurs directs	Systèmes comparés			Commentaires
		Sac de plastique conventionnel	Sac de plastique oxodégradable	Sac de bioplastique	
Fin de vie					
Sacs à ordures évités : scénario économique	Consommateur	(0,16 \$)/sac à ordures	(0,16 \$)/sac à ordures	(0,16 \$)/sac à ordures	Prix maximal trouvé parmi 5 détaillants québécois en ligne pour un sac à ordures tel que décrit à la section 3.5.1 ou semblable. Scénario économique = coûts évités maximaux.
Sacs à ordures évités : scénario dispendieux	Consommateur	(0,06 \$)/sac à ordures	(0,06 \$)/sac à ordures	(0,06 \$)/sac à ordures	Prix minimal trouvé parmi 5 détaillants québécois en ligne pour un sac à ordures tel que décrit à la section 3.5.1 ou semblable. Scénario dispendieux = coûts évités minimaux.
Enfouissement	Municipalité	89,30 \$/tonne	89,30 \$/tonne	89,30 \$/tonne	Moyenne 2014 (MDDELCC, 2016a). Sans taxes.
Collecte sélective	Municipalité	488,82 \$/tonne	488,82 \$/tonne	789,76 \$/tonne	Régime de compensation des municipalités, tarifs 2016 (ÉEQ, 2016b)
Nettoyage des sacs abandonnés : scénario économique	Municipalité	-	-	-	
Nettoyage des sacs abandonnés : scénario dispendieux	Municipalité	0,0018 \$/sac (0,001 £/sac en 2010)	0,0018 \$/sac (0,001 £/sac en 2010)	0,0018 \$/sac (0,001 £/sac en 2010)	Source : DEFRA (2010)

Tableau 7-3 : Coût du cycle de vie des sacs d'emplettes (suite)

Coûts	Payeurs directs	Systèmes comparés		Commentaires
		Sac de plastique de boutique	Sac de papier	
Production, distribution et utilisation				
Transport	Détaillant	Estimation à l'aide de la consommation de diesel : 0,87 \$/litre de diesel (Régie de l'énergie, 2016)		Prix moyen du diesel au Québec en janvier et octobre 2016 sans taxes de vente, considéré seulement si le sac est donné au consommateur
Acquisition : scénario économique	Détaillant	0,10 \$/sac (source : détaillant)	0,05 \$/sac (source : détaillant)	Sans taxes.
	Consommateur	0 \$/sac	0 \$/sac	
Acquisition : scénario dispendieux	Détaillant	Inclus dans le coût au consommateur	Inclus dans le coût au consommateur	
	Consommateur	0,20 \$/sac (source : détaillant)	0,25 \$ (source : détaillant)	
Fin de vie				
Sacs à ordures évités : scénario économique	Consommateur	(0,16 \$)/sac à ordures	-	Prix maximal trouvé parmi 5 détaillants québécois en ligne pour un sac à ordures tel que décrit à la section 3.5.1 ou semblable. Scénario économique = coûts évités maximaux.
Sacs à ordures évités : scénario dispendieux	Consommateur	(0,06 \$)/sac à ordures	-	Prix minimal trouvé parmi 5 détaillants québécois en ligne pour un sac à ordures tel que décrit à la section 3.5.1 ou semblable. Scénario dispendieux = coûts évités minimaux.
Enfouissement	Municipalité	89,30 \$/tonne	89,30 \$/tonne	Moyenne 2014 (MDDELCC, 2016a). Sans taxes.
Collecte sélective	Municipalité	488,82 \$/tonne	192,46 \$/tonne	Régime de compensation des municipalités, tarifs 2016
Nettoyage des sacs abandonnés : scénario économique	Municipalité	-	-	
Nettoyage des sacs abandonnés : scénario dispendieux	Municipalité	0,0018 \$/sac (0,001 £/sac en 2010)	0,0087 \$/sac (0,005 £/sac en 2010)	Source : DEFRA (2010)

Tableau 7-4 : Coût du cycle de vie des sacs d'empettes (suite)

Coûts	Payeurs directs	Systèmes comparés			Commentaires
		Sac de PP tissé	Sac de PP non tissé	Sac de coton	
Production, distribution et utilisation					
Transport	Distributeur	n.d.			
Acquisition : scénario économique	Détaillant	Inclus dans le coût au consommateur	Inclus dans le coût au consommateur	Inclus dans le coût au consommateur	Sans taxes
	Consommateur	0,75 \$/sac (source : CCCD)	0,25 \$/sac (source : détaillant)	2 \$/sac (source : CCCD)	Sans taxes
Acquisition : scénario dispendieux	Détaillant	Inclus dans le coût au consommateur	Inclus dans le coût au consommateur	Inclus dans le coût au consommateur	
	Consommateur	1 \$/sac (source : détaillant)	1 \$/sac (source : détaillant)	6,90 \$/sac (source : détaillant)	
Fin de vie					
Enfouissement	Municipalité	89,30 \$/tonne	89,30 \$/tonne	89,30 \$/tonne	Moyenne 2014 (MDDELCC, 2016a). Sans taxes.
Nettoyage des sacs abandonnés : scénario économique	Municipalité	-	-	-	
Nettoyage des sacs abandonnés : scénario dispendieux	Municipalité	0,0018 \$/sac (0,001 £/sac en 2010)	0,0018 \$/sac (0,001 £/sac en 2010)	0,0018 \$/sac (0,001 £/sac en 2010)	Source : DEFRA (2010)

7.4 Interprétation

La phase d'interprétation AcCV inclut une comparaison des systèmes décrits dans les sections précédentes. Cela comprend notamment :

- Une analyse de contribution selon les payeurs;
- Une analyse de scénarios : les scénarios économiques et dispendieux sont utilisés afin de calculer les nombres équivalents minimaux et maximaux pour chaque type de sac.

Après avoir exposé la méthode AcCV, les résultats sont présentés au chapitre suivant.

8 Résultats AcCV et discussion

Ce chapitre couvre les deux dernières phases de l'AcCV, c'est-à-dire l'évaluation des coûts du cycle de vie des sacs d'emplettes étudiés et l'interprétation des résultats. Il présente le profil des coûts des sacs à l'étude, une comparaison du nombre d'utilisations nécessaire pour qu'un sac obtienne un coût du cycle de vie égal au sac de plastique conventionnel.

Les résultats bruts des coûts sont disponibles à l'Annexe E.

8.1 Profil des coûts du cycle de vie des sacs d'emplettes

Les figures suivantes illustrent le profil de chaque sac d'emplettes sous forme de pourcentages de contribution des coûts assumés par les différents payeurs du cycle de vie (détaillant, consommateur, municipalité et trieur). Les résultats présentés à la Figure 8-1 (scénario économique) et à la Figure 8-2 (scénario dispendieux) sont valides pour les deux scénarios d'emplettes (petite et grosse emplettes). On rappelle que les deux scénarios de prix (économique et dispendieux) sont utilisés pour refléter la variabilité des prix recensés.

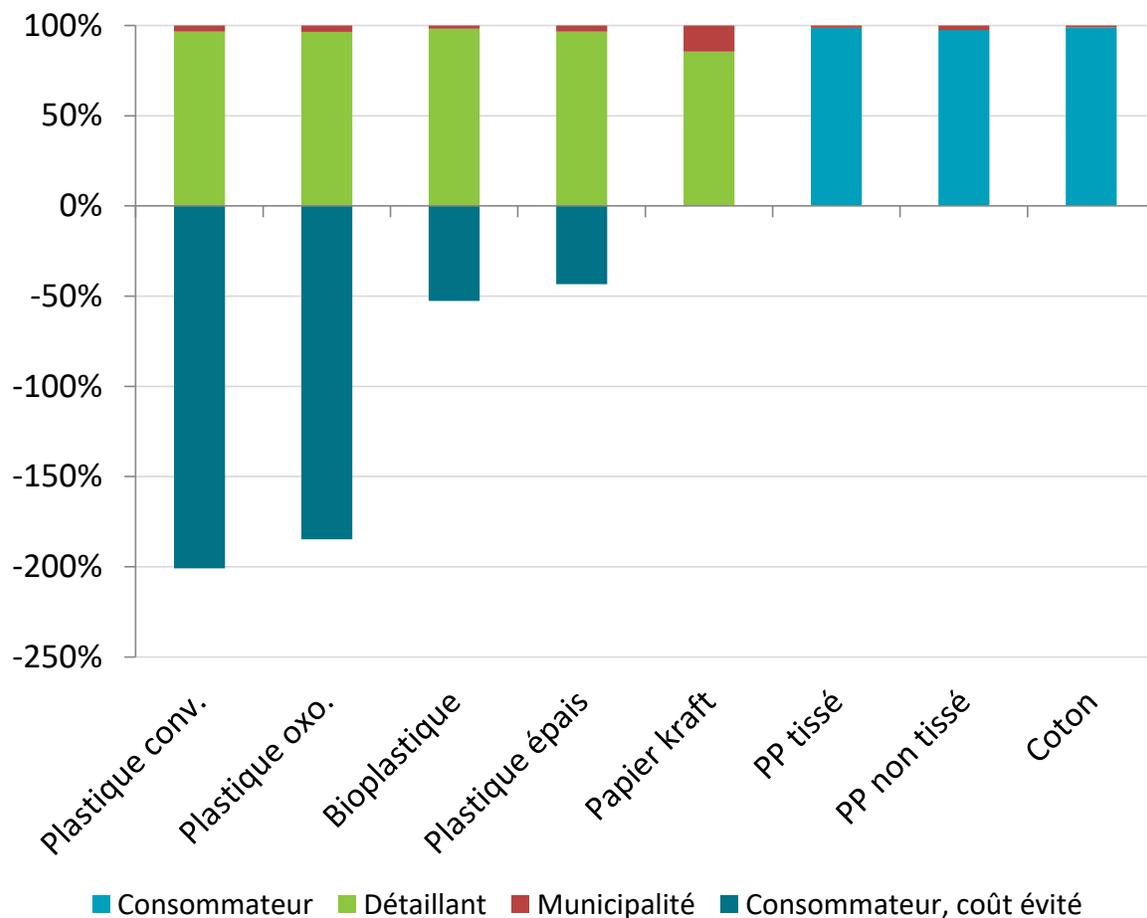


Figure 8-1 : Contribution des payeurs du cycle de vie des sacs d'emplettes pour le scénario économique. Chaque colonne représente un sac.

La figure précédente (scénario économique) met en exergue les éléments suivants :

- Les coûts évités de sacs à ordures pour les sacs de plastique (en bleu foncé) peuvent dépasser les autres coûts du cycle de vie des sacs, entraînant un gain net. Le consommateur est la partie prenante bénéficiant de ce gain.
- Excluant les coûts évités de sacs à ordures, les coûts d'acquisition du sac d'emplètes par le détaillant ou le consommateur sont la principale composante des coûts du cycle de vie.
- Les coûts relatifs à la gestion en fin de vie (estimés à partir des données du régime de compensation des municipalités) sont faibles par rapport au coût total sur le cycle de vie, sauf pour le sac de papier. Pour ce dernier, les coûts de gestion en fin de vie (enfouissement et recyclage) comptent pour environ 15 % des coûts du cycle de vie en raison de sa masse élevée, ainsi que de son faible coût d'acquisition pour ce scénario.

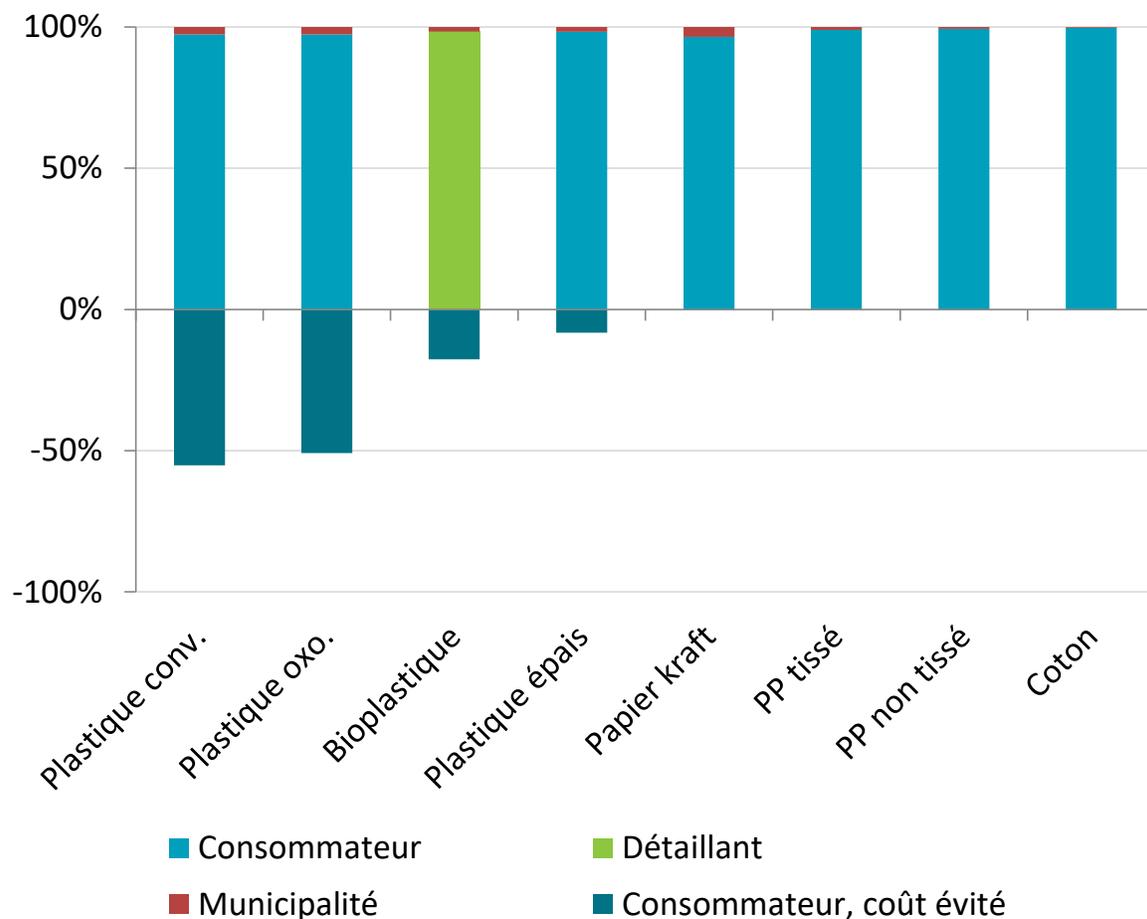


Figure 8-2 : Contribution des payeurs du cycle de vie des sacs d'emplètes pour le scénario dispendieux. Chaque colonne représente un sac.

Pour ce qui est du scénario des coûts maximaux, la plupart des sacs sont vendus à un prix plus élevé qui correspond à celui payé par les consommateurs (bleu pâle sur la figure précédente), qui assument la majorité des coûts du cycle de vie malgré le coût évité des sacs à ordures. Ce dernier est moins important en raison du coût plus élevé des sacs d'emplètes et du coût plus faible des

sacs à ordures considérés dans ce scénario. Enfin, il est supposé que le coût d'acquisition du sac de bioplastique fait d'amidon et de polyester est assumé par le détaillant (vert sur la figure précédente), mais cette hypothèse n'a pu être appuyée par une observation terrain, ce type de sacs étant rare.

Globalement, on retient que...

- Les économies pour le consommateur réalisées grâce à la réutilisation comme sacs à ordures des sacs de plastique dépassent les coûts du cycle de vie dans le cas le plus favorable (scénario économique).
- Excluant les coûts évités de sacs à ordures pour les sacs de plastique conventionnels et oxodégradables, les coûts d'acquisition du sac d'emplettes par le détaillant ou le consommateur sont la principale composante des coûts du cycle de vie.
- Les coûts de traitement en fin de vie sont faibles par rapport au coût total du cycle de vie des sacs.

8.2 Nombre équivalent d'utilisations

Après avoir identifié les principaux coûts du cycle de vie de chaque type de sacs, la présente section compare ces derniers entre eux à l'aide du nombre d'utilisations nécessaires pour qu'un sac ait un coût du cycle de vie égal à celui du sac référence, c'est-à-dire le sac de plastique conventionnel.

Comme pour le volet environnemental, une utilisation signifie l'utilisation d'un sac dans sa fonction principale, c'est-à-dire le transport d'achats lors d'une emplette. Le Tableau 8-1 présente les valeurs minimales et maximales obtenues, et ce, pour les deux scénarios d'emplettes. Elles tiennent compte de tous les coûts illustrés à la section précédente, incluant les coûts évités. La valeur minimale du nombre équivalent d'utilisations est calculée à l'aide du scénario économique pour le sac de remplacement et le scénario dispendieux pour le sac de plastique conventionnel, tandis que la valeur maximale l'est avec le scénario dispendieux pour le sac de remplacement et le scénario économique du sac de référence.

Tableau 8-1 : Nombre équivalent d'utilisations pour les scénarios d'emplettes

SAC	PETITE EMPLETTE		GROSSE EMPLETTE	
	MIN	MAX	MIN	MAX
Plastique oxodégradable	Sac conventionnel toujours plus coûteux		Sac conventionnel toujours plus coûteux	
Bioplastique	3	Sac de plastique conventionnel toujours moins coûteux	3	Sac de plastique conventionnel toujours moins coûteux
Plastique épais	3		3	
Papier Kraft	3		1.8	
PP tissé	33		25	
PP non tissé	11		7	
Coton	88		71	

Globalement, on retient que...

- Parmi les sacs jetables, excluant le sac oxodégradable, le sac de plastique conventionnel est le moins coûteux sur le cycle de vie.
- Les coûts du cycle de vie du sac oxodégradable sont équivalents à ceux du sac de plastique conventionnel.
- Pour les sacs réutilisables :
 - Dans le cas le plus favorable au sac de plastique conventionnel, ils sont toujours plus chers que ce dernier.
 - Dans le cas défavorisant le sac de plastique conventionnel, les sacs réutilisables doivent être utilisés entre 7 et 11 fois pour le sac PP non tissé, entre 25 et 33 fois pour le sac PP tissé et entre 71 et 88 fois pour le sac de coton pour les rentabiliser.

9 Conclusion économique

L'analyse des coûts du cycle de vie a permis d'effectuer différents constats. Le coût d'acquisition des sacs par le détaillant ou le consommateur, qui inclut les coûts en amont de l'usage (p. ex. production des sacs et distribution jusqu'au point de vente), est le principal coût du cycle de vie. Pour les sacs de plastique conventionnels et oxodégradables, les coûts évités en fin de vie lorsque le sac est réutilisé comme sac à ordures sont également importants et peuvent même dépasser les coûts du cycle de vie. Les coûts de traitement en fin de vie sont, quant à eux, faibles par rapport aux coûts du cycle de vie des sacs.

Lorsque les économies réalisées par le consommateur grâce à la réutilisation comme sacs à ordures des sacs de plastique conventionnel dépassent les coûts du cycle de vie, les autres types de sacs, jetables et réutilisables, ont un plus grand coût sur leur cycle de vie, peu importe leur nombre d'utilisations. Dans le cas favorisant moins le sac de plastique conventionnel, les autres sacs jetables restent plus chers, à l'exception du sac oxodégradable, tandis que les sacs réutilisables doivent être utilisés de 7 à 88 fois pour être moins chers, selon le type et le scénario d'emplètes. Si le sac de plastique épais est considéré comme un sac réutilisable, il faut l'utiliser trois fois lors d'emplètes pour être moins cher que le sac conventionnel.

VOLET III : AECV CONSÉQUENTIELLE D'UN BANNISSEMENT

10 Modèle d'étude conséquentiel

10.1 Objectifs de l'étude et application envisagée

Les volets précédents ont évalué des impacts environnementaux potentiels et des coûts du cycle de vie de différents types de sacs d'emplettes en modélisant leur cycle de vie de façon à représenter le mieux possible les moyens de production actuels. Cette approche, la plus courante dans le domaine de l'ACV, est dite de type **attributionnel**, c'est-à-dire que les systèmes de produits sont étudiés en présumant une économie de marchés statiques. Dans un contexte de changement à grande échelle, notamment par l'adoption d'une nouvelle politique publique, on peut s'attendre à des effets sur différents secteurs de l'économie, et par conséquent, sur les moyens de production mobilisés. Afin d'évaluer les impacts environnementaux d'un bannissement à grande échelle des sacs de plastique jetables au Québec, l'AeCV **conséquentielle** a été utilisée. Ce type d'ACV cherche à décrire les conséquences d'une décision sur les marchés reliés et, conséquemment, sur les cycles de vie des systèmes étudiés, par exemple sur la chaîne d'approvisionnement et la gestion en fin de vie des sacs jetables et réutilisables. Elle permet de comparer différentes stratégies de gestion des sacs d'emplettes tout en considérant les effets rebonds de ces stratégies, ainsi que d'identifier les effets, positifs ou négatifs, du bannissement. Les effets conséquentiels envisagés peuvent être multiples. Face aux actions entreprises pour réduire l'utilisation des sacs de plastique à usage unique, ils sont nécessairement reliés au comportement du consommateur.

À la section suivante, une revue bibliographique de l'acceptabilité sociale d'un bannissement de sacs de plastique est présentée afin de recueillir des informations nécessaires à la définition de scénarios de bannissement. À ce jour, seules quelques études ont tenté de quantifier les conséquences d'un bannissement de sacs de plastique jetable. La méthodologie de l'approche conséquentielle employée dans la présente étude est ensuite présentée.

10.2 Acceptabilité sociale du bannissement des sacs de plastique conventionnel

La revue bibliographique sur l'acceptabilité sociale du bannissement des sacs de plastique conventionnel repose sur les analyses de 15 cas de bannissements, actuellement appliqués, en projet ou révoqués. Elle se base essentiellement sur l'étude réalisée par Chamard (2015), les rapports des parties prenantes, ainsi que sur des documents officiels et des articles scientifiques. L'impact du bannissement volontaire de la SAQ (Société des Alcools du Québec) a également été abordé. Les points suivants ont été étudiés :

- Les expériences des autres villes et États où le bannissement est effectif;
- Les réactions et le comportement des différentes parties prenantes avant et après le bannissement.

La collecte d'information est ciblée sur l'avis de trois parties prenantes :

- Les consommateurs ou citoyens, utilisateurs de sacs pour leurs emplettes;
- Les commerçants de secteurs variés, principaux fournisseurs de sacs aux consommateurs;
- Les acteurs de l'industrie du plastique.

Cette revue a permis de dresser un état des lieux sur la réaction des trois parties prenantes choisies, les freins et leviers liés à la mise en place d'un bannissement et de soulever les différences, selon la juridiction, concernant l'acceptabilité sociale et le comportement du consommateur.

L'objectif de cette section est donc de faire un tour d'horizon des réactions, multiples et variées, qui pourront potentiellement guider la sélection de certaines hypothèses lors de l'analyse conséquentielle du cycle de vie qui suivra.

10.2.1 Cas de bannissement étudiés

Au total, 15 études de cas sont analysées. Elles incluent :

- Trois cas de bannissement canadiens (Toronto, ON, Sainte-Martine et Huntingdon, QC) (Chamard, 2015),
- La consultation citoyenne réalisée par la Ville de Montréal (Commission permanente sur l'eau, l'environnement, le développement durable et les grands parcs de Montréal, 2015),
- Les cas des villes américaines d'Austin (TX), San Francisco (CA), Los Angeles (CA), Long Beach (CA), Seattle (WA), Brookline (MA) et Portland (OR),
- Un cas en Australie, dont le Territoire de la Capitale australienne (ACT),
- Un cas en Italie,
- Un cas au Royaume-Uni,
- Un cas à Taiwan.

Il peut évidemment exister d'autres cas de bannissement des sacs qui n'ont pas été évalués faute d'information ou parce qu'ils sont trop récents (des cas qui ont eu lieu alors que le projet était déjà bien entamé).

Sur l'ensemble des juridictions analysées, deux types de bannissements ont été appliqués :

- Un bannissement des sacs de plastique conventionnels associé à la tarification d'autres sacs à usage unique;
- Un bannissement des sacs de plastique conventionnels sans tarification appliquée aux autres sacs à usage unique.

10.2.2 Avis des parties prenantes

Dans le cas des consommateurs, les réactions concernant la réduction des sacs en plastique sont plutôt négatives avant l'application des mesures :

- À Toronto, une grande partie des citoyens (46 %) sont contre les mesures de bannissement des sacs tandis que 19 % des citoyens étaient pour (Chamard, 2015).
- En Californie à Austin, Brookline et Portland, des citoyens se sont opposés à la tarification des sacs en plastique, car la tarification proposée était jugée trop élevée, surtout pour les familles à faibles revenus qui auraient des difficultés à acheter des sacs d'emplètes. De plus, cette tarification aurait limité l'accès à des sacs en plastique gratuits pour les propriétaires de chiens (Chamard, 2015 ; Waters, 2015).
- Dans les autres villes ou États investigués, l'opposition rapportée avant le projet semblait faible.
- Aucun des cas investigués ne faisait mention d'un retour en arrière après le bannissement des sacs. Il est toutefois à noter que ce cas est possible. Par exemple, la Ville de Chicago

a mis ou mettra fin, en 2017, à son programme de bannissement des sacs au profit d'une taxe sur les sacs de plastique⁵.

Les consommateurs en faveur d'un bannissement le sont principalement pour des raisons environnementales ; les déchets plastiques générés par des sacs abandonnés sont une source d'inconfort visuel pour les citoyens (BIO Intelligence Service, 2011). La diminution de la pollution visuelle est un des buts qui se retrouve dans la grande majorité des mesures de réduction (Chamard, 2015). En effet, les sacs laissés dans la nature sont considérés comme désagréables, diminuant la qualité de vie et l'image des zones rurales et urbaines (BIO Intelligence Service, 2011). Après le bannissement, le nombre de sacs présents dans la nature, source de pollution visuelle, semble diminué, ce qui augmente le bien-être des habitants :

- Les habitants de la ville d'Austin au Texas ont remarqué une forte diminution de ce type de déchets après la mise en place du bannissement.
- L'organisme Austin Parks Foundation, s'occupant de l'entretien des parcs, a quant à lui noté une diminution de 90 % du nombre de sacs en plastique six mois après la mesure (Waters, 2015).
- À Long Beach, l'Environmental Services, indique que la présence des sacs en plastique est plus faible dans les déchets trouvés dans les cours d'eaux et les rives (Charmard, 2015).
- Les autres juridictions investiguées ne font pas mention d'amélioration de la situation ; par omission ou parce qu'il n'y a pas eu d'amélioration notable.

Les raisons des opposants sont variées, mais la plupart citent l'impossibilité de continuer à réutiliser des sacs de plastique conventionnels en tant que sacs à ordures, ou pour ramasser les excréments des chiens. Une interdiction de ce type de sac oblige les consommateurs à acheter de nouveaux sacs pour ces usages, ce qui représente une dépense supplémentaire (Chamard, 2015). La perte de liberté de choix est également invoquée (BIO Intelligence Service, 2011).

Une fois la mise en place du bannissement l'opposition des citoyens devient variable.

- En Australie, six mois après la mise en place du bannissement, 58 % des habitants soutiennent la législation tandis que 33 % sont contre (ACT government, environment and sustainable development, 2012).
- À Toronto, le règlement portant sur le bannissement des sacs a été mis de côté, notamment en raison des difficultés légales qu'un tel bannissement soulevait ainsi qu'en raison de l'opposition citoyenne citée ci-haut.

Par conséquent, les réactions des citoyens dépendent des efforts, des campagnes d'information et de sensibilisation réalisées par les décideurs et les parties prenantes, la culture populaire de la ville ou de la région concernée, des actions réalisées par les villes et pays voisins, les avis des partis politiques (Chamard, 2015).

Les commerçants sont généralement opposés à un bannissement, et plus particulièrement dans le cas de la ville de Toronto où l'opposition des commerçants et de l'industrie du plastique a amené la ville à revenir sur sa décision. Ils sont prêts à coopérer tant que les mesures prises n'imposent pas de coûts excessifs ou ne demandent pas beaucoup de temps (AECOM, 2010). Les commerçants, notamment ceux des petits commerces, craignent de devoir utiliser des

⁵ <http://chicago.cbslocal.com/2016/12/29/chicago-plastic-bag-ban-ends-in-2017-new-bag-tax-delayed-until-february/>

alternatives plus dispendieuses et que les mesures aient une influence négative sur leurs ventes s'ils ne proposent pas de sacs à leurs clients (Charmard, 2015). Les commerçants se sentant les plus concernés par les changements de mesures sont ceux possédant les plus petits commerces (AECOM, 2010). Un bannissement des sacs en plastique sans tarification entraîne une forte utilisation de sacs en papier pour les remplacer. À consommation égale, les sacs en papiers, environ 7 fois plus lourds, nécessitent plus de camions pour les transporter et des espaces plus grands pour les entreposer. Cela augmente les coûts pour les commerçants qui doivent faire face à des coûts de transport et de stockage plus importants (AECOM, 2010). De plus, le temps de remplissage des sacs en papier serait plus long que les sacs en plastique, ainsi en cas de bannissement sans tarification, où les sacs en papier sont très utilisés, il y aurait un impact sur l'emploi dans les commerces, avec soit un temps plus long pour remplir les sacs, soit des charges administratives supplémentaires pour embaucher de nouveaux employés. Néanmoins, dans le cas d'un bannissement avec tarification, le nombre de sacs en papier utilisé est généralement moins important que le nombre de sacs de plastique conventionnels, ce qui diminue globalement les coûts reliés au transport et à l'entreposage et les problèmes de mise en sac (AECOM, 2010). En Californie, les commerçants peuvent faire payer aux consommateurs l'utilisation de sacs (à usage unique ou réutilisable). Cette mesure est alors considérée comme avantageuse, car les revenus générés par la vente des sacs reviennent aux commerçants. Quelle que soit la mesure, les commerçants demandent une année ou deux pour s'adapter au changement de réglementation et que les dirigeants annoncent clairement aux citoyens l'imposition de nouvelles mesures, quel que soit le type de bannissement (Chamard, 2015, AECOM 2010).

L'industrie du plastique a quant à elle participé activement à contrer des mesures visant le bannissement des sacs à Toronto et à San Francisco en entamant des poursuites judiciaires. Ces démarches ont contraint la ville canadienne à faire marche arrière, tandis qu'elles ont été jugées défavorablement par la Cour en Californie (Chamard, 2015). Dans les autres villes et états étudiés, l'opposition de l'industrie est modérée, voire inexistante à Brookline. Contre des mesures de bannissement, l'industrie du plastique module son argumentaire selon plusieurs facettes notamment celle de la perte d'emploi potentielle et la contamination bactérienne des sacs réutilisables (ACIP, 2016b), les consommateurs lavant rarement ce type de sacs (CROP, 2015). L'industrie propose plutôt un plus grand engagement de toutes les parties prenantes à une responsabilité accrue envers les produits ainsi qu'un renforcement de l'application de la hiérarchie des 3RV-E⁶. Mais les fondements scientifiques de ce dernier point sont controversés (Equinox Center, 2013). De plus, les données concernant les impacts financiers sont soit non mesurées, soit partielles, car les cas étudiés ne portent que sur de petits territoires et la production de sacs réutilisables (ou potentiellement d'autres produits en plastiques) pourrait compenser les pertes de production de sac en plastique à usage unique dans les villes étudiées (Chamard, 2015). Selon l'étude réalisée par Chamard (2015), la fabrication de sacs d'emplètes n'est pas une fraction importante des produits fabriqués par l'industrie du plastique, les manufacturiers proposant généralement plusieurs types d'emballages et de sacs.

10.2.3 Cas québécois

Les Québécois et Québécoises sont préoccupés par les problématiques liées aux sacs d'emplètes à usage unique, car lors de la mise en place en 2008 du *Code volontaire de bonnes pratiques sur l'utilisation des sacs d'emplètes*, le nombre de sacs a diminué de 52 % en deux ans, alors que cet

⁶ <http://www.allaboutbags.ca/>

objectif devait être atteint en quatre ans (RECYC-QUÉBEC *et al.*, 2012). L'initiative des villes de Sainte-Martine et Huntingdon de bannir les sacs en plastique à usage unique n'a soulevé aucune opposition de la part des consommateurs, citoyens et de l'industrie du plastique. Les seules plaintes portaient sur la perte de l'utilisation de sacs plastiques pour les excréments de chiens. Certains commerçants à Huntingdon sont réticents à l'implantation d'un bannissement, mais aucun problème particulier ne fut rencontré (Chamard, 2015).

Parmi les commerçants, la SAQ a retiré complètement les sacs à usage unique (plastique et papier) en 2009, et encourage les clients à apporter des sacs réutilisables. Elle estime que cette mesure évite l'utilisation de 80 millions de sacs à usage unique (SAQ, 2016b). Chaque année, la société d'État estime que moins de 2 % des transactions comprennent l'achat d'un sac réutilisable (SAQ, 2016a). Aucun impact sur son chiffre d'affaires n'a été remarqué, mais la société est en situation de monopole.

Dans le cadre de la consultation publique sur les enjeux et les impacts du bannissement des sacs d'emplètes à usage unique réalisée par la Ville de Montréal, les citoyens sont partagés, soit entre le soutien du bannissement pour des raisons environnementales et l'opposition pour des raisons financières liées à la suppression d'un accès gratuit à des sacs de plastique pour disposer des ordures (Commission permanente sur l'eau, l'environnement, le développement durable et les grands parcs de Montréal, 2015). 55 % des Montréalais préfèrent être sensibilisés sur cette problématique plutôt que se voir imposer le bannissement. Les commerçants craignent une fuite des clients vers les municipalités en périphérie de Montréal, qui ne serait pas soumise au bannissement des sacs, une perte de revenus et une gestion plus complexe. L'industrie du plastique et les fabricants de sacs de plastique à usage unique plaident la perte d'emplois et les fermetures d'usines que peut entraîner une telle mesure, mais les chiffres exacts ne sont pas disponibles (ACIP, 2016b).

10.2.4 Comportement du consommateur

Après le bannissement des sacs de plastique conventionnels, avec ou sans tarification sur les autres options jetables, le consommateur se tourne généralement vers trois alternatives : le sac en papier, le sac réutilisable et le sac de plastique épais qui n'est pas visé par le bannissement pour transporter ses achats (Chamard, 2015; Morris et Seasholes, 2014).

Selon les informations disponibles, lors **d'un bannissement sans tarification** des sacs à usage unique, le consommateur aurait tendance à utiliser les sacs en papier (Chamard, 2015). Par exemple, la Ville de Portland indique une augmentation de 304 % de l'utilisation des sacs réutilisables et de 491 % pour les sacs en papier un an après le bannissement, sans toutefois préciser le taux d'utilisation de ces sacs avant le bannissement. Bien qu'il s'agisse d'information fragmentaire, l'application d'un frais obligatoire de cinq cents par sac jetable, en plastique ou en papier, en avril 2015, a entraîné une utilisation accrue des sacs réutilisables de 10 % à 80 % dans une chaîne de supermarchés (Pols, 2015).

Dans le cas d'un bannissement avec tarification, les sacs réutilisables seraient préférentiellement utilisés (Chamard, 2015), ainsi que d'autres alternatives d'emballage (aucun sac, sac à dos, boîtes de carton réutilisées, etc.) : une étude menée par Equinox-Center (2013) montre que dans les villes de San Jose, Santa Monica et le comté de Los Angeles,

Situation sans bannissement et avec tarification : 75 % du transport des achats sont effectués avec des sacs en plastique à usage unique, 5 % des sacs réutilisables, 3 % des sacs en papier. Le reste des achats (15 %) sont effectués sans sacs.

Avec un bannissement avec tarification, 45 % des achats sont transportés avec des sacs réutilisables, 39 % sans sacs et 16 % avec des sacs en papier (Equinox-Center, 2013).

Dans le cas d'une comparaison des sacs utilisés en épicerie en Australie, le nombre d'utilisations d'autres moyens d'emballage des emplettes va de 17 % (sans bannissement et sans tarification des autres alternatives à usage unique) jusqu'à 40 % (tarification seule, sans bannissement) des utilisations (Chamard, 2015).

L'utilisation de sacs de plastique épais pose problème, car leur épaisseur satisfait les critères pour être reconnus comme réutilisables et ils utilisent plus de plastique pour leur fabrication des sacs en plastique à usage unique. Or on ne peut pas savoir si les consommateurs vont bien réutiliser ce type de sacs et si ces sacs répondent à des critères de résistance satisfaisants. Dans les cas où l'apparition de ce type de sacs était problématique, la réglementation s'est adaptée pour exclure ces sacs selon un critère d'épaisseur (Portland) ou en imposant des tests de résistance (San Francisco) selon Chamard (2015).

De plus, le consommateur réutilise les sacs en plastique à usage unique comme sacs à ordures, pour emporter le lunch et d'autres objets.

- En Australie, 85 % des consommateurs réutilisent les sacs plastiques et 75 % de la population les réutilisent pour disposer de leurs ordures (ACT government, environment and sustainable development, 2012).
- Au Royaume-Uni, 76 % des sacs à usage unique sont réutilisés dont 40,3 % pour contenir les déchets.

À Montréal, d'après un sondage CROP, 87 % des Montréalais réutilisent leurs sacs plastiques, essentiellement pour remplacer les sacs à ordures (ACIP, 2016).

Selon l'utilisation du sac en plastique, sa fin de vie est différente. Les sacs de supermarchés à destination de la maison semblent plutôt réutilisés tandis que les sacs de services « à emporter », à destination de l'extérieur de la maison, auront plutôt tendance à être jetés aux ordures ou laissés dans la nature (Nolan ITU, 2002). D'après des données des États-Unis et du Royaume-Uni, l'étude AeCV effectuée par Kimmel *et al.* (2014) suppose que 40 % des sacs en plastique et 22,1 % des sacs en papier sont réutilisés.

L'étude de Nolan-ITU (2002) estime qu'un bannissement des sacs en plastique à usage unique est suivi par une augmentation de 70 % des ventes de sacs poubelles. En Australie, une augmentation de 31 % a été constatée suite au bannissement (ACT government, environment and sustainable development, 2012). Bio Intelligence Services (2011) indique que l'augmentation de l'achat de sacs à ordures, dans le cas d'un bannissement, est très faible par rapport à la réduction des sacs en plastique à usage unique. En ACT, le bannissement a eu pour conséquence 41 % de sacs distribués en moins et une diminution de 31 % du nombre de sacs dans les sites d'enfouissement (ACT government, environment and sustainable development, 2012). La même conclusion a été faite à Austin, où le nombre de sacs à usage unique utilisés a diminué de 75 % (Waters, 2015).

10.2.5 Conclusion

Suite à la revue des études de cas décrites dans les paragraphes précédents, certaines tendances peuvent être constatées. Tout d'abord, concernant l'acceptabilité d'un bannissement, le type de législation, soit un bannissement avec ou sans tarification, ne semble pas influencer les avis des parties prenantes. Avant un bannissement, les principales préoccupations des citoyens concernent la réutilisation des sacs en plastique, pour les déchets de cuisine et les excréments

canins. Les oppositions citoyennes sont toutefois très variables. Les petits commerces se sentent plus concernés et craignent que ces changements aient un impact négatif sur leurs ventes ou que les alternatives de sacs en plastique soient dispendieuses. L'industrie du plastique est généralement opposée au bannissement. Elle évoque principalement la perte d'emploi et les enjeux de contamination bactérienne des sacs réutilisables.

Une fois le bannissement mis en place, les consommateurs se tournent vers trois types de sacs : les sacs en papier à usage unique, les sacs en plastique épais dits réutilisables et les sacs réutilisables. Lorsque les sacs en plastique épais sont disponibles, le consommateur se tourne plus facilement vers ces sacs (Chamard, 2015), qui ne répondent pas forcément aux critères de résistance et vont à l'encontre des mesures prises pour diminuer l'utilisation de sacs en plastique. La perte des sacs en plastique pour réutilisation en tant que sacs à ordures est compensée par l'achat de sacs dédiés à cet effet, mais l'augmentation des ventes des sacs poubelle est généralement compensée par la diminution de l'utilisation des sacs plastique. Dans le cas d'un bannissement sans tarification, le consommateur utilise de préférence les sacs en papier, tandis que dans le cas d'un bannissement avec tarification, il préfère les sacs réutilisables.

Ces tendances observées chez le consommateur suite à un bannissement ont aidé à définir un scénario probable des effets directs et indirects pour un bannissement au Québec à la section suivante dans le but d'en évaluer les conséquences environnementales.

10.3 Fonction principale et unité fonctionnelle

Comme l'AeCV attributionnelle, les systèmes étudiés sont évalués sur la base de leur fonction principale : « *emballer pour leur transport les produits achetés par le particulier lors d'emplètes* ».

Le scénario de grosse emplette a été retenu pour l'analyse conséquentielle. Étant donné qu'entre 75 % et 80 % des sacs d'emplètes sont utilisés lors des achats à l'épicerie (RECYC-QUÉBEC, 2007; ÉEQ, 2016a), ce scénario est considéré comme plus représentatif de tous les usages que le scénario petite emplette. Son unité fonctionnelle est formulée légèrement différemment afin de correspondre au contexte d'un bannissement :

« *emballer pour le transport 100 l de produits achetés par le particulier lors d'une emplette dans une municipalité au Québec en 2016 où certains types de sacs d'emplètes sont bannis* ».

Les produits retenus permettant de répondre à cette fonction diffèrent de l'analyse attributionnelle. Ils dépendent du scénario de bannissement étudié. Ce dernier correspond à celui adopté par la Ville de Montréal en août 2016 interdisant les sacs de plastique d'une épaisseur de moins de 50 microns, ainsi que les sacs de plastique oxodégradables, biodégradables et oxobiodégradables de toute épaisseur à partir de 2018. Afin de déterminer les conséquences en découlant, il faut d'abord répondre à la question suivante : « Quels sont les changements dans les comportements si l'offre au consommateur de sacs de plastique bannis est stoppée? ». La question suivante se pose ensuite : « Quels sont les changements dans la production de biens si la demande de tels sacs de plastique diminue? »

Les sacs de plastique oxodégradable et de bioplastique fait d'amidon et de polyester ne sont pas considérés dans l'analyse conséquentielle, le cycle de vie du sac de plastique oxodégradable étant très semblable au sac conventionnel et le sac de bioplastique étant rare.

10.4 Développement des scénarios du bannissement des sacs en plastique à usage unique

Une différence majeure entre les AeCV attributionnelle et conséquentielle réside dans l'établissement des frontières du système. Bien que les mêmes étapes du cycle de vie soient incluses, l'approche conséquentielle considère seulement les technologies de production affectées par le changement, aussi appelées technologies marginales. Une technologie marginale est celle qui assurerait la production d'une demande additionnelle d'un produit, ou alors, à l'inverse, qui ne serait plus utilisée suite à une diminution de la demande d'un produit.

La conséquence la plus évidente d'un bannissement des sacs de plastique est la non-disponibilité de ces sacs pour le consommateur. D'abord, s'ils ne sont plus en circulation, une portion de ceux-ci ne se retrouve plus dans l'environnement. De plus, le consommateur ne pouvant plus transporter ses achats à l'aide de ces sacs, il **ne peut plus** les utiliser comme substitut aux sacs à ordures en PE. Il doit alors **acheter un plus grand nombre de sacs à ordures en PE ce qui augmentera également la production de tels sacs.**

Sans les sacs de plastique bannis, le consommateur fait donc face à un choix où il doit soit :

- Se déplacer dans d'autres commerces où le bannissement de tels sacs n'est pas en vigueur, ce qui augmente la quantité énergétique consommée (électricité, carburant, nourriture) pour effectuer de telles emplettes ;
- Utiliser une solution de rechange pour transporter ses emplettes.

La première situation ne semble pas se concrétiser au Québec si l'on en croit les responsables de la Ville de Brossard qui font état de la crainte de ses commerçants qui voyaient du mauvais œil le bannissement (Fournier, 2016) :

« Le propriétaire de l'IGA sur le boulevard Taschereau était très réticent. Il craignait que ses clients aillent un peu plus loin à La Prairie. Finalement, c'est rendu l'un de nos défenseurs. »

« les plus fervents opposants à son règlement (Adonis, Walmart et IGA) [...] ont trouvé des solutions et leur chiffre d'affaires n'a pas dégringolé »

La deuxième situation est donc retenue. Les alternatives considérées sont :

- Sac de plastique épais (LDPE, 50 microns, à poignées découpées)
- Sac de papier (papier kraft non blanchi recyclé)
- Sac de PP tissé
- Sac de PP non tissé
- Sac de coton
- Achat sans sacs

D'autres alternatives ont été observées à Brossard, notamment les poignées accrochées ou collées sur les gros articles (Fournier, 2016), mais n'ont pas été évaluées dans cette étude.

Attention : l'hypothèse de travail précédente est basée sur des informations limitées des conséquences du bannissement des sacs de plastique à usage unique au Québec. Considérant le faible retour d'expérience québécois sur le bannissement, cette information ne peut être ignorée. Il s'agit toutefois d'un très faible échantillonnage qui ne sera pas nécessairement représentatif des conséquences d'un bannissement à l'échelle de la province ou dans d'autres juridictions.

Tel que spécifié dans la revue de littérature, la Ville de Portland fait état d'une augmentation de 304 % de l'utilisation des sacs réutilisables et de 491 % pour les sacs en papier un an après le bannissement. Quant à la Ville de Brossard, elle fait état d'une augmentation de l'offre des sacs par les commerçants : 33 % offrent des sacs en papier, 18 % des sacs de plastique épais conformes au règlement, 19 % des sacs réutilisables, tandis que 22 % n'offrent plus de sacs (Rabeau et Arteau, 2016). Les sacs de coton n'étant pas significativement offerts par les détaillants, tant à Portland qu'à Brossard, à la suite d'un bannissement de sacs d'emplettes de plastique à usage unique, cette alternative n'a pas été étudiée dans cette ACV conséquente. Chacune des options restantes est donc évaluée comme une alternative potentielle.

Que se passe-t-il alors avec le plastique qui n'est plus utilisé afin de produire les sacs de plastique bannis ? Deux possibilités très différentes ont été étudiées.

La première, pouvant être qualifiée de meilleur cas, suppose qu'un bannissement mènerait à une diminution de la production du plastique : la matière entrant dans la fabrication des sacs bannis ne serait tout simplement plus produite et ne serait pas utilisée pour fabriquer d'autres produits en plastique. Dans un tel cas, le cycle de vie complet du sac de plastique banni (incluant l'abandon dans l'environnement et la production évitée de sacs à ordures) est affecté d'un signe négatif indiquant qu'il n'aurait plus lieu suite au bannissement, inversement le cycle de vie complet des sacs de remplacement est affecté d'un signe positif puisqu'il devrait avoir lieu. Ce scénario est illustré à la Figure 10-1.



Figure 10-1 : Meilleur scénario : diminution de la production de plastique.

Dans la seconde possibilité considérée, nommée le pire cas, le plastique qui servait à fabriquer les sacs bannis est toujours produit et sert à fabriquer d'autres produits en plastique (ex. emballage alimentaire, etc.). Afin de considérer le pire cas, les sacs à ordures sont exclus de ces « autres produits de plastique » (dans le cas contraire, le plastique rendu disponible serait utilisé pour fabriquer les sacs à ordures devant être achetés suite au bannissement ce qui réduirait la quantité supplémentaire de plastique devant être produit). Ensuite, pour les fins de l'analyse, il est postulé

que ces « autres produits de plastique » sont fabriqués selon des procédés identiques puis distribués et utilisés au Québec, et ont le même taux de récupération que le sac de plastique banni. Ce dernier élément sera évalué lors d'une analyse de sensibilité. Enfin, les nouveaux produits de plastique sont considérés ne pas être réutilisés en fin de vie comme sac à ordures ni abandonnés dans l'environnement. Ainsi au final, suite au bannissement, la résultante pour ce scénario est : plus de sacs de remplacement, moins de sacs bannis et plus d'autres produits de plastique fabriqués avec une quantité de plastique égale à celle contenue dans les sacs bannis. Étant donné que les cycles de vie des sacs bannis et des nouveaux produits de plastique sont presque identiques, il ne reste que la différence entre les deux : moins d'abandon dans l'environnement et plus de sacs à ordures. Ce scénario est illustré à la Figure 10-2.

Pour l'analyse conséquentielle, le nombre d'utilisations des sacs réutilisables a été fixé à 50 utilisations. Cette valeur a été fixée en fonction des statistiques de la SAQ qui estime que moins de 2 % des transactions comprennent l'achat d'un sac réutilisable. Considérant que cette donnée est de première importance pour les sacs réutilisables, deux autres scénarios d'utilisation ont été évalués soit 1 et 100 utilisations.

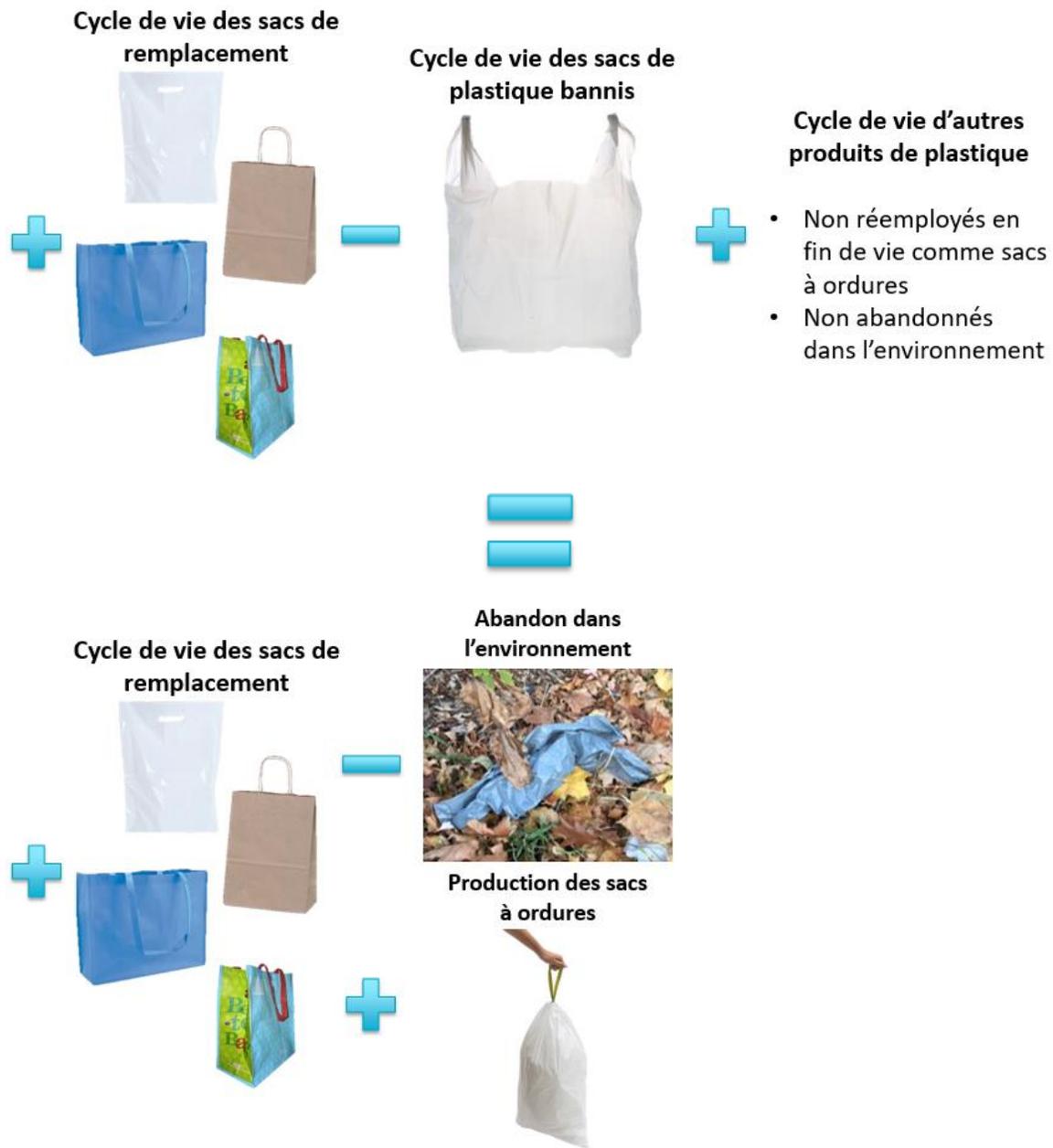


Figure 10-2 : Pire scénario : Réappropriation de la production de plastique à d'autres fins.

10.5 Traitement des fonctions secondaires

À l'instar de l'approche attributionnelle, l'approche conséquentielle tient compte des fonctions secondaires. Seule la fonction secondaire de valorisation des sacs de plastique en sacs à ordures est considérée dans ce volet. Comme le bannissement a pour conséquence de priver les usagers de cette source de sacs à ordures, une production supplémentaire de sacs à ordures conventionnels est incluse dans les frontières du système, tel qu'illustré à la section précédente.

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

Les dispositions concernant la collecte de données et les hypothèses principales pour le volet attributionnel de cette étude présentée à la section 3.7 sont applicables au présent volet.

10.7 Évaluation des impacts environnementaux (ÉICV)

Les indicateurs environnementaux utilisés pour ce volet sont les mêmes que pour l'AeCV attributionnelle (voir section 3.7.1).

10.8 Interprétation

Le lecteur est référé au volet I pour les éléments suivants de l'interprétation de l'AeCV attributionnelle applicables à l'analyse conséquentielle :

- Évaluation de la qualité des données;
- Analyse de cohérence et de complétude;
- Analyses d'incertitudes.

De plus, la section suivante inclut les analyses de sensibilité sur le nombre d'utilisations, ainsi que sur le taux de récupération du « nouveau » produit de plastique du scénario « pire cas ».

11 Résultats conséquentiels et discussion

Les Figures 11-1 à 11-4 présente les résultats de l'analyse conséquentielle pour les indicateurs *Santé humaine*, la *Qualité des écosystèmes*, l'*Utilisation des ressources fossiles* et l'*Abandon dans l'environnement*, respectivement.

Les résultats d'indicateurs présentés sont le résultat des calculs suivants :

Meilleur cas : Bannissement des sacs de plastique conventionnel et augmentation des sacs à ordure.

$$\begin{aligned} \text{Résultat} = & \frac{1}{nb \text{ utilisation}} \times \text{Cycle de vie du sac de remplacement} \\ & - \text{Cycle de vie des sacs bannis} \\ & + \text{Production des sacs à ordure en PE} \end{aligned}$$

Pire cas : Bannissement des sacs de plastique conventionnel, augmentation des sacs à ordure et réutilisation du plastique en d'autres objets de plastiques.

$$\begin{aligned} \text{Résultat} = & \frac{1}{nb \text{ utilisation}} \times \text{Cycle de vie du sac de remplacement} \\ & - \text{Cycle de vie des sacs bannis} \\ & + \text{Production des sacs à ordure en PE} \\ & + \text{Cycle de vie de produits plastiques} \end{aligned}$$

Par conséquent, sur ces graphiques, un résultat d'indicateur négatif signifie que le bannissement engendre moins d'impacts potentiels sur l'environnement. Un résultat d'indicateur positif signifie que le bannissement engendre plus d'impacts potentiels. Une valeur de 0 indique une équivalence avec la situation du sac banni : il n'existe ni avantage ni inconvénient au bannissement.

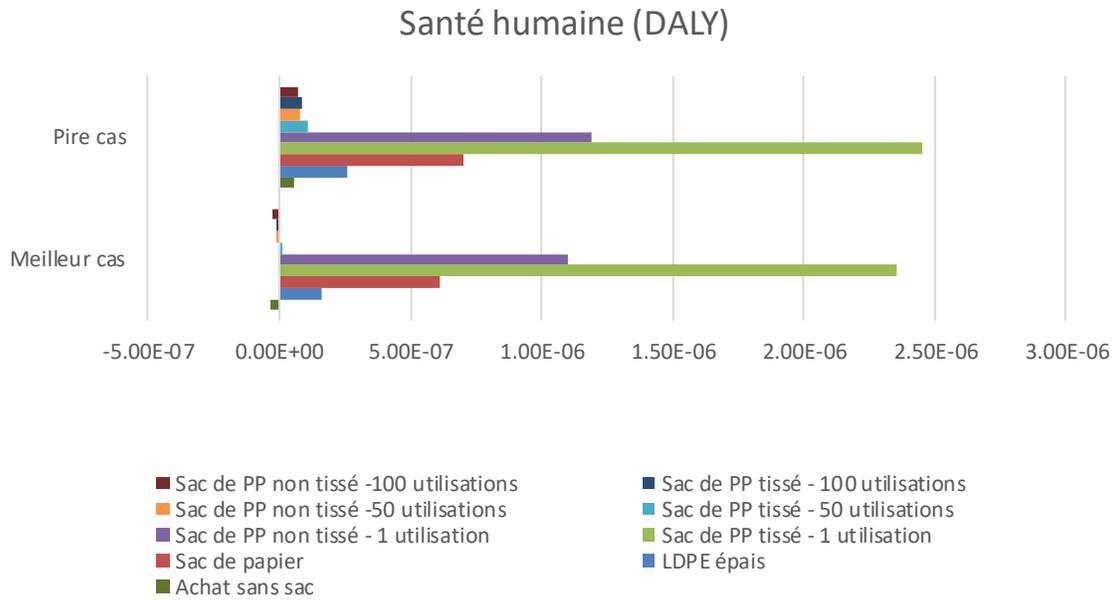


Figure 11-1 : Résultat d’AeCV conséquentielle, *Santé humaine*.

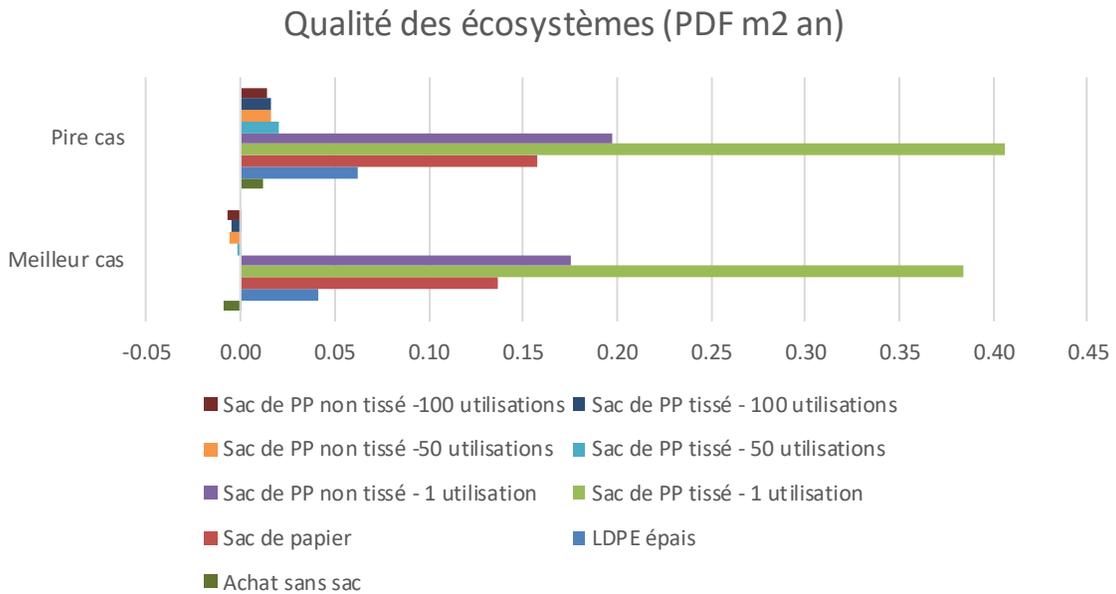


Figure 11-2 : Résultat d’AeCV conséquentielle, *Qualité des écosystèmes*.

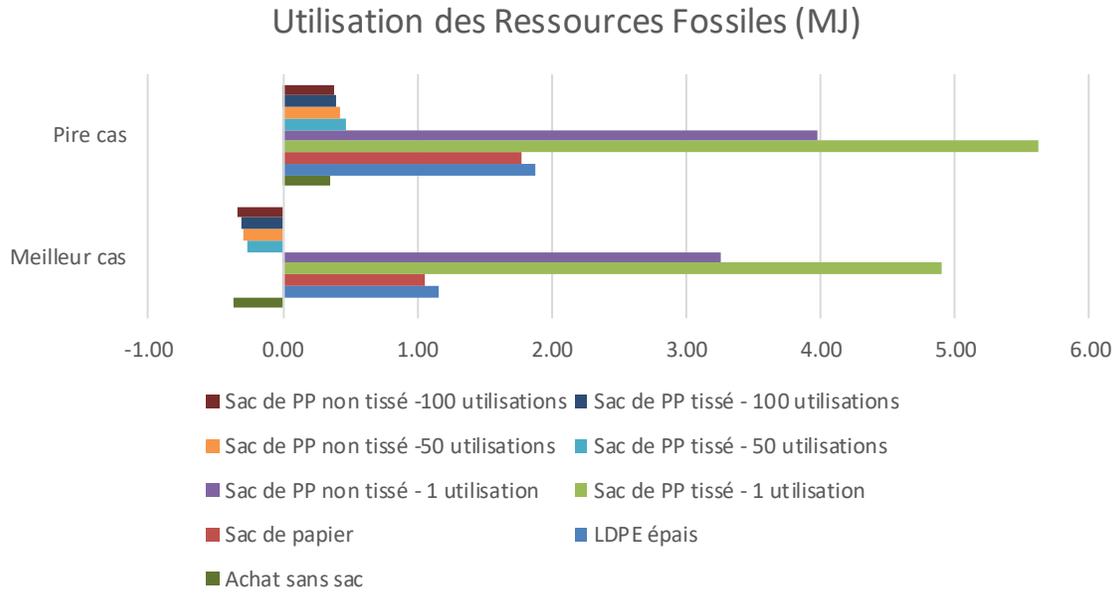


Figure 11-3 : Résultat d’AeCV conséquentielle, Utilisation des ressources fossiles.

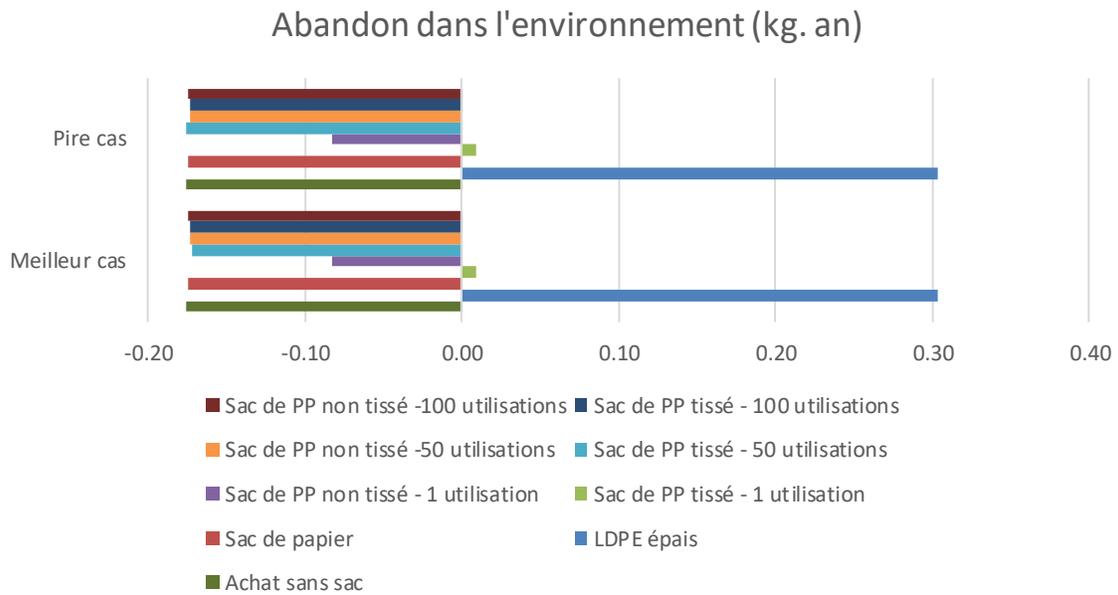


Figure 11-4 : Résultat AeCV conséquentielle, Abandon dans l’environnement.

Les résultats montrent que, **pour la Santé humaine, la Qualité des écosystèmes et l'Utilisation des ressources fossiles** :

- Pour le scénario meilleur cas :
 - Les sacs réutilisables de PP tissé et non tissé s'avèrent une substitution avantageuse plus les sacs sont utilisés : le scénario de 100 utilisations est préférable à celui de 50 utilisations. Une seule utilisation de ces sacs n'est cependant pas suffisante pour supplanter le sac banni. L'équivalence serait atteinte, selon les indicateurs considérés, entre 14 et 67 utilisations pour le sac de PP tissé et entre 10 et 32 utilisations pour le sac de PP non tissé.
 - Les achats sans sacs représentent également un avantage comparativement au sac de plastique banni.
- Pour le scénario pire cas :
 - Aucune option de remplacement à la suite du bannissement des sacs de plastique n'offre un avantage environnemental.
 - Bien que l'achat sans sacs ou le recours aux sacs réutilisables à un haut niveau de réutilisation (plus de 50) s'avérerait des options défavorables à la suite d'un bannissement des sacs de plastique conventionnels, il s'agit des options qui offrent les conséquences les plus faibles.
 - Pour ce scénario, un nombre d'utilisations des sacs tendant vers l'infini ferait tendre les impacts du cycle de vie du sac réutilisable vers 0. Toutefois, le plastique libéré étant tout de même utilisé à d'autres fins, il n'existerait pas de crédit environnemental à la suite du bannissement.
 - Le bannissement pourrait être favorable uniquement en modifiant certaines hypothèses d'analyse :
 - Il est possible que l'autre produit de plastique ait un taux de récupération plus élevé que le sac de plastique banni considérant que le sac banni possède l'un des taux de récupération les plus faibles de tous les plastiques selon Caractérisation des matières résiduelles du secteur résidentiel 2012-2013 (ÉEQ et RECYC-QUÉBEC, 2015).
 - La variation du taux de récupération de l'autre produit de plastique par rapport à celui du sac banni nécessaire afin que le scénario de bannissement ne soit pas néfaste est présentée au Tableau 11-1.
 - Dans ces conditions, les achats sans sacs ainsi que les sacs réutilisables de PP tissé et non tissé à plus de 50 utilisations ont les plus fortes probabilités de rendre le scénario de bannissement préférable. En effet, il suffirait de recycler ce nouveau produit de plastique à un taux de plus de 20 % (s'ajoutant au taux de recyclage du sac de plastique conventionnel considéré) pour rendre les systèmes équivalents. Il est toutefois impossible, à ce stade, de qualifier cette probabilité puisque « l'autre produit de plastique » n'a pu être identifié ; il est donc impossible de déterminer si le produit est effectivement plus (ou moins) recyclé que les sacs de plastique conventionnels.

Tableau 11-1 : Variations du taux de récupération de l'autre produit de plastique par rapport au sac de plastique conventionnel pour un bannissement bénéfique dans le scénario « pire cas »

	Sans sacs	Plastique épais	Papier	PP tissé			PP non tissé		
	1	1	1	1	50	100	1	50	100
Nb util.	1	1	1	1	50	100	1	50	100
Santé humaine	> 100 %	> 100 %	> 100 %	> 100 %	70.2%	26.9%	> 100 %	53.0%	22.8%
Qualité des écosystèmes	> 100 %	> 100 %	> 100 %	> 100 %	58.1%	23.1%	> 100 %	45.6%	20.2%
Ressources fossiles	> 100 %	> 100 %	> 100 %	> 100 %	29.4%	12.8%	> 100 %	26.9%	12.3%

Pour l'Abandon dans l'environnement :

- Il n'y a aucune différenciation entre les scénarios meilleur cas et pire cas, puisque les conséquences du bannissement sur l'abandon dans l'environnement sont les mêmes.
- Les sacs de plastique conventionnels étant considérés comme plus souvent abandonnés dans l'environnement que les autres produits de plastique, le bannissement s'avère favorable pour la plupart des alternatives évaluées.
- À l'exception du sac de plastique épais ainsi que des sacs réutilisables utilisés qu'une seule fois, tous les autres sacs tendent vers le même résultat d'indicateur.
- La seule option qui s'avérerait non favorable à la suite du bannissement est le sac de plastique épais, sauf s'il est considéré comme un sac réutilisable. Dans un tel cas, le sac de plastique épais devrait être réutilisé au moins trois fois.
- Le sac de PP tissé utilisé qu'une seule fois s'avérerait également non favorable à la suite du bannissement s'il n'était utilisé qu'une seule fois (équivalence : 1,05 utilisation).

12 Conclusion de l'AeCV conséquentielle

Selon les hypothèses et données considérées, les résultats de ce volet conséquentiel de l'étude font état d'une amélioration concernant l'enjeu de l'abandon dans l'environnement à la suite du bannissement des sacs de plastique conventionnels et sans tarification des options jetables non bannies, puisqu'il y aurait moins de sacs abandonnés dans la plupart des cas étudiés.

Toutefois, il est incertain que ce bannissement amènerait une amélioration des autres indicateurs, c'est-à-dire *Santé humaine*, *Qualité des écosystèmes* et *Utilisation des ressources fossiles*. Cette situation découle du fait qu'il est difficile d'évaluer la probabilité d'occurrence d'un scénario de production des produits de plastiques à la suite d'un bannissement des sacs de plastique conventionnel. Deux cas ont dû être évalués représentant un pire et un meilleur cas.

- Dans le meilleur cas, le plastique ne servant plus à la fabrication des sacs bannis n'est pas utilisé pour fabriquer d'autres produits de plastique, entraînant en une diminution de la production d'hydrocarbures qui étaient utilisés pour fabriquer ces sacs. Dans ces conditions, plusieurs options de remplacement positives existent, la plus performante étant le sac de PP non tissé avec un grand nombre d'utilisations (l'équivalence étant à 32 utilisations). Les sacs à utilisation unique (incluant les sacs réutilisables utilisés qu'une seule fois) ne s'avèrent pas une option favorable de substitution pour ces indicateurs.
- Dans le pire cas, ce plastique est utilisé pour fabriquer d'autres produits de plastique ; son cycle de vie s'ajoute donc au sac de remplacement (sac de plastique épais, papier, PP tissé ou PP non tissé), ainsi qu'aux sacs à ordures supplémentaires que les consommateurs devront utiliser faute de sacs de plastique conventionnels bannis. Par conséquent, aucune option de remplacement n'entraîne une amélioration des indicateurs évalués. Dans ce contexte, le bannissement ne serait pas avantageux. Toutefois, si l'autre produit de plastique possède un taux de récupération plus élevé que celui considéré pour les sacs de plastique conventionnel banni, il pourrait être possible que le bannissement soit une option favorable pour les sacs réutilisables (à 50 utilisations et plus) ou pour les achats sans sacs.

Étant donné qu'aucune probabilité d'occurrence des scénarios n'a été estimée, **l'analyse conséquentielle n'est pas à même de conclure définitivement sur le bien-fondé absolu du bannissement des sacs de plastique conventionnel sans tarification des options jetables non bannies selon les divers indicateurs évalués.** La tarification des options jetables non couvertes par le bannissement, adoptée dans la plupart des cas de bannissement occidentaux, n'a pas été évaluée dans cette étude ne faisant pas partie des outils législatifs prévus par les municipalités québécoises à l'heure actuelle. Toutefois, elle contribuerait à diminuer les effets néfastes d'un bannissement en décourageant l'utilisation des sacs jetables non bannis qui, selon les résultats, sont problématiques, et en encourageant l'utilisation des sacs réutilisables.

13 Conclusions générales

Dans le cadre de cette étude, différents sacs d'emplettes jetables et réutilisables ont été comparés quant aux impacts potentiels sur l'environnement et à leurs coûts sur leurs cycles de vie, et ce, dans un contexte québécois.

Le sac de plastique conventionnel comporte plusieurs avantages sur les aspects environnementaux et économiques. Par sa minceur et sa légèreté, étant conçu pour un usage unique, son cycle de vie nécessite peu de matière et d'énergie. De plus, il permet d'éviter la production de sacs à ordures puisqu'il est couramment utilisé pour cette fonction également. La plupart des indicateurs environnementaux ainsi que le coût du cycle de vie sont bas en comparaison avec les sacs jetables en plastique épais⁷, papier ou bioplastique de type amidon-polyester.

Le point faible de ce type de sac est son abandon dans l'environnement. La non-biodégradabilité du polyéthylène qui le compose fait de ce sac un mauvais choix pour cet aspect environnemental. À cet égard, les sacs jetables en matériaux biosourcés (bioplastique de type amidon-polyester et papier) limiteraient les nuisances causées par l'abandon dans l'environnement (p. ex. enchevêtrement et étouffement de la faune marine), avec un score de 425 et 537 fois, ainsi que de 277 à 388 fois moins élevé que le sac de plastique conventionnel pour l'indicateur *Abandon dans l'environnement*. Cependant, cet indicateur n'évalue pas les conséquences de cet abandon, mais représente la masse du sac abandonné multipliée par la période de persistance du matériau en années. Des recherches scientifiques supplémentaires sont nécessaires afin de pouvoir déterminer s'il est pire d'abandonner du plastique dans l'environnement que d'émettre d'autres polluants durant le cycle de vie des sacs jetables biosourcés étudiés (p. ex. émissions de GES).

Le sac oxodégradable, quant à lui, n'offrirait pas d'avantages environnementaux ni économiques notables par rapport à son équivalent non dégradable, son cycle de vie étant quasi identique. Concernant ses soi-disant bienfaits de biodégradabilité, sa fragmentation accélérée en particules de polyéthylène le rend invisible à l'œil nu, mais ces dernières sont également longtemps persistantes dans l'environnement, risquent d'intégrer plus facilement la chaîne alimentaire, et causer finalement des effets accrus quoique partiellement identifiés.

Pour les sacs réutilisables, ils sont plus robustes que les sacs jetables, mais leur fabrication génère plus d'impacts et est plus coûteuse. Ils ont le potentiel d'offrir les résultats d'indicateurs environnementaux les plus faibles à condition d'atteindre les nombres équivalents d'utilisations obtenus. Il n'a cependant pas été possible de déterminer si ces nombres sont réalistes dans le contexte québécois. Les valeurs obtenues varient beaucoup d'un type de sacs à l'autre. Parmi les sacs réutilisables les plus répandus, ceux de PP tissé et de PP non tissé requièrent de 16 à 98 et 11 à 59 utilisations, respectivement, afin que leurs impacts potentiels soient équivalents au sac de plastique conventionnel selon l'indicateur et le scénario d'emplettes. Quant au sac de coton étudié, il en nécessite beaucoup plus, de 100 à 3 657 utilisations. À l'instar des sacs jetables biosourcés, le sac de coton obtient un score sur l'indicateur *Abandon dans l'environnement* plus faible que le sac de plastique conventionnel, c'est-à-dire entre 599 et 741 fois moins élevé, mais

⁷ Si le sac de plastique épais est considéré comme un sac réutilisable, il doit être utilisé quatre à six fois, ainsi que trois fois (cas favorable au sac de plastique épais) lors d'emplettes pour égaler, respectivement, les impacts environnementaux et le coût du cycle de vie du sac de plastique conventionnel.

des travaux supplémentaires sont nécessaires afin de déterminer l'ampleur de cet avantage sur les indicateurs *Santé humaine* et *Qualité des écosystèmes*.

Concernant les coûts des sacs réutilisables, dans les cas favorisant moins le sac de plastique conventionnel, ils doivent être utilisés de 7 à 88 fois pour être moins chers, selon le type et le scénario d'emplètes. Dans le cas favorisant le sac de plastique conventionnel, les sacs réutilisables ne sont jamais moins chers, les économies pour le consommateur réalisées grâce à la réutilisation comme sacs à ordures dépassant les coûts du cycle de vie du sac de plastique conventionnel.

Enfin, pour ce qui est du bannissement des sacs de plastique conventionnels sans tarification des options jetables non bannies, celui-ci permettrait en général de réduire l'abandon dans l'environnement. Toutefois, les résultats ont montré que, pour les trois autres indicateurs environnementaux, les bénéfices d'un bannissement dépendent non seulement du sac de remplacement et de son nombre d'utilisations, mais également des conséquences sur l'industrie du plastique, c'est-à-dire jusqu'à quel point le plastique utilisé pour fabriquer les sacs bannis continue à être produit à d'autres fins. La tarification des options jetables non couvertes par le bannissement, une mesure adoptée dans la plupart des cas de bannissement occidentaux et qui contribuerait à diminuer ces effets indésirables, mériterait d'être étudiée.

14 Références

- ACT GOVERNMENT, ENVIRONMENT AND SUSTAINABLE DEVELOPMENT (2012). Interim Review of the Plastic Shopping Bag Ban, 17 pages.
- AECOM (2010). Proposed Ban on Plastic Carryout Bags in Los Angeles County, Sapphos Environment, Californie, 34 pages.
- ASSOCIATION CANADIENNE DE L'INDUSTRIE DU PLASTIQUE (2016a). Literature review catalogue of carrier bag studies, 21 pages.
- ASSOCIATION CANADIENNE DE L'INDUSTRIE DU PLASTIQUE (2016b). MÉMOIRE SUR LES ENJEUX ET LES IMPACTS DU BANNISSEMENT DES SACS D'EMPLETTES À USAGE UNIQUE, 14 pages. En ligne : http://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/PAGE/COMMISSIONS_PERM_V2_FR/MEDIA/DOCUMENTS/MEM_ACIP_20150604.PDF [Page consultée le 9 mars 2017]
- BIO INTELLIGENCE SERVICE (2005). Analyse du cycle de vie de sacs de caisse en matériau biodégradable (sacs jetables et sacs multi-rotation biodégradables). Contribution à l'évaluation des impacts environnementaux des sacs de caisse, Bagherra, 44 pages.
- BIO INTELLIGENCE SERVICE (2011). Assessment of impacts of options to reduce the use of single-use plastic carrier bags, Final Report prepared for the European Commission – DG Environment, 133 pages.
- Blonk Agri-footprint BV (2015). Agri-Footprint - Part 1 - Methodology and basic principles. Gouda, Pays-Bas.
- BOULAY, A.-M., BOUCHARD C., BULLE C., DESCHENES L., AND MARGNI M., (2011). Categorizing water for LCA inventory. International Journal of Life Cycle Assessment, 16(7), 639-651. Springer Berlin / Heidelberg (<http://dx.doi.org/10.1007/s11367-011-0300-z>).
- BOULAY, A.-M., BAYART, J.-B., BULLE, C., FRANCESCHINI, H., MOTOSHITA, M., MUÑOZ, I., PFISTER, S. et MARGNI, M. (2015). Analysis of water use impact assessment methods (part B): applicability for water footprinting and decision making with a laundry case study. The International Journal of Life Cycle Assessment, p.1-15.
- BULLE, C. et coll. (2016). IMPACT World +. En ligne : www.impactworldplus.org/en/presentation.php. [Page consultée le 23 janvier 2016]
- BUREAU DE LA CONCURRENCE DU CANADA. (2008). Déclarations environnementales : Guide pour l'industrie et les publicitaires. En ligne : [http://www.bureaudelaconcurrence.gc.ca/eic/site/cb-bc.nsf/vwapj/guide-for-industry-and-advertisers-fr.pdf/\\$FILE/guide-for-industry-and-advertisers-fr.pdf](http://www.bureaudelaconcurrence.gc.ca/eic/site/cb-bc.nsf/vwapj/guide-for-industry-and-advertisers-fr.pdf/$FILE/guide-for-industry-and-advertisers-fr.pdf) [Page consultée le 23 janvier 2016]
- CHAMARD STRATÉGIES ENVIRONNEMENTALES (2015). Enjeux et impacts d'un bannissement des sacs d'emplettes à usage unique des commerces de détail sur le territoire de la ville de Montréal, 95 pages. En ligne : http://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/PAGE/COMMISSIONS_PERM_V2_FR/MEDIA/DOCUMENTS/DOCCONSULT_BANSACSEMPLETTES_20150427.PDF [Page consultée le 11 octobre 2016].
- CIRAIG (2016). Base de données d'inventaire du cycle de vie québécoise. <http://www.ciraig.org/fr/bd-icv.php> [Page consultée le 23 janvier 2016]
- COMMUNAUTÉ MÉTROPOLITAINE DE MONTRÉAL (CMM). (2016). Sacs de plastique à usage unique : bannissement des sacs de plastique. En ligne : <http://cmm.qc.ca/champs-intervention/environnement/dossiers-en-environnement/sacs-de-plastique-a-usage-unique/>. [Page consultée le 23 janvier 2016]
- COMMISSION PERMANENTE SUR L'EAU, L'ENVIRONNEMENT, LE DEVELOPPEMENT DURABLE ET LES GRANDS PARCS DE MONTREAL (2015). Les enjeux et les impacts liés au bannissement des sacs

- d'emplettes à usage unique dans les commerces de détail sur le territoire de la Ville de Montréal, 77 pages.
- COTTON INCORPORATED (2012). Life cycle assessment of cotton fiber & fabric – Full report. 156 p. En ligne : <http://cottontoday.cottoninc.com/wp-content/uploads/2016/08/LCA-Full-Report.pdf> [Page consultée le 2 février 2017]
- COZÀR, A., ECHEVARRIA, F., GONZALEZ-GORDILLO, J. I., IRIGOIEN, X., HERNANDEZ-LEON, S., GARCIA DE LOMAS, J., FERNANDEZ-DE-PUELLES, M. L., & DUARTE, C. (2014). Plastic debris in the open ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(28), p. 10239-10244. En ligne : <http://www.pnas.org/content/111/28/10239.full.pdf?sid=b7af1ae9-0eb2-42f8-9f39-33db842b0ab7> [Page consultée le 14 novembre 2016]
- CROP (2015) SACS DE PLASTIQUES ET SACS RÉUTILISABLES: ATTITUDES ET HABITUDES DES CONSOMMATEURS MONTRÉLAIS, ASSOCIATION CANADIENNE DE L'INDUSTRIE DU PLASTIQUE (ACIP), 22 pages.
- DEFRA (2010). Impact Assessment: Single-Use Plastic Bag Charge for England, 50 pages. En ligne : <http://ec.europa.eu/growth/tools-databases/tris/en/index.cfm/search/?trisation=search.detail&year=2014&num=638&iLang=EN> [Page consultée le 10 octobre 2016]
- DOKA, G. (2009). Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. ecoinvent report No. 13. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Part II : Landfills, Underground deposits, Landfarming. 109 pages.
- ECOBILAN PwC (2004). Évaluation des impacts environnementaux des sacs de caisse Carrefour. Analyse de cycle de vie de sacs de caisse en plastique, papier et matériau biodégradable, 124 pages.
- ECOLIFE PRODUCTS (2017). www.ecolifeproducts.ca [Page consultée le 23 janvier 2016]
- EDWARDS, C. et FRY, J.M. (2011). Life Cycle Assessment of Supermarket Carrier Bags. Bristol, Royaume-Uni, Environment Agency, SC030148, 120 pages. En ligne : https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/291023/scho0711buan-e-e.pdf [Page consultée le 9 septembre 2016]
- ÉEQ (2016a). ACV des sacs d'emplettes – Réponses aux questions du CIRAIG. 9 pages.
- ÉEQ (2016b) Tarifs et cadre légal : Tarifs de ÉEQ. En ligne : <http://www.ecoentreprises.gc.ca/sinformer-et-declarer/tarifs-et-cadre-legal/tarifs> [Page visitée le 23 janvier 2016]
- ÉEQ et RECYC-QUÉBEC (2015). Caractérisation des matières résiduelles du secteur résidentiel 2012-2013, 40 pages. En ligne : http://www.ecoentreprises.gc.ca/documents/pdf/caracterisation_2012-2013_rapport_synthese_fr_final.pdf [Page consultée le 14 novembre 2016]
- EQUINOX CENTER (2013). Plastic Bag Bans : Analysis of economic and environmental Impacts, 28 pages.
- EXCELPLAS AUSTRALIA, RMIT et NOLAN-ITU (2003). The impacts of degradable plastic bags in Australia. Australie, Department of the Environment and Heritage, 129 pages. En ligne : http://s3.amazonaws.com/zanran_storage/www.environment.gov.au/ContentPages/4022773.pdf [Page consultée le 14 septembre 2016]
- FOURNIER, M.-È. (2016). La fin des sacs minces à Brossard, pas la fin du monde, La Presse Plus, section Affaires, édition du 7 novembre 2016.
- FRANKLIN ASSOCIATES (2011). Life cycle inventory of 100% postconsumer hdpe and pet recycled resin from postconsumer containers and packaging. Étude réalisée pour le compte de l'American chemistry council, inc., l'Association of postconsumer plastic recyclers (APR), la National association for pet container resources (NAPCOR) et la PET resin association (PETRA). Kansas, 74 p. En ligne :

- <https://plastics.americanchemistry.com/Education-Resources/Publications/Life-Cycle-Inventory-of-Postconsumer-HDPE-and-PET-Recycled-Resin.pdf> [Page consultée le 7 février 2017]
- GIRONI, F. et PIEMONTE, V. (2011). *Bioplastics and Petroleum-based Plastics: Strengths and Weaknesses. Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects* 33(21) p.1949-1959.
- GOEDKOP, 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>
- GÓMEZ, E.F. et MICHEL JR, F.C. (2013). *Biodegradability of conventional and bio-based plastics and natural fiber composites during composting, anaerobic digestion and long-term soil incubation. Polymer Degradation and Stability* 98(12) p.2583-2591.
- GOVERNEMENT DU CANADA (2017a) *Données sur le commerce en direct*. En ligne : <https://www.ic.gc.ca/eic/site/tdo-dcd.nsf/fra/accueil> [Page consultée le 2 février 2017]
- GOVERNEMENT DU CANADA (2017b) *Fabrication de sacs et de sachets en plastique (SCIAN 326111) : Établissements - Statistiques relatives à l'industrie canadienne - Industries et entreprises - Industrie Canada*. En ligne : <https://www.ic.gc.ca/app/scr/sbms/sbb/cis/etablissements.html?code=326111&lang=fra> [Page consultée le 2 février 2017]
- GRENIER, D. et CÔTÉ, L. (2007). *ÉVALUATION DE L'IMPACT DES SACS BIODÉGRADABLES SUR LE RECYCLAGE DES SACS EN PLASTIQUE TRADITIONNELS, DOSSIER CRIQ NO 640-PE35461 – R2 – RAPPORT TECHNIQUE FINAL*. Étude réalisée par le Centre de recherche industriel du Québec (CRIQ) pour le compte de RECYC-QUÉBEC. Montréal, 60 pages. En ligne : <https://www.recyq-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/evaluation-impact-sacs.pdf> [Page consultée le 7 février 2017]
- HELMES R., HUIJBREGTS M.A.J., HENDERSON A.D., JOLLIET O., (2012). Spatially explicit fate factors of freshwater phosphorous emissions at the global scale. *International Journal of Life Cycle Assessment*, on-line first (<http://dx.doi.org/10.1007/s11367-012-0382-2>).
- HUMBERT S., MARSHALL J.D., SHAKED S., SPADARO J., NISHIOKA Y., PREISS P.H., MCKONE T.E., HORVATH A. AND JOLLIET O., (2011). Intake fractions for particulate matter: Recommendations for life cycle assessment. *Environmental Science and Technology*, 45 (11) 4808-4816 (<http://dx.doi.org/10.1021/es103563z>)
- HUNKELER, D., REBITZER, G. et LICHTENVORT, K. (2008). *Environmental Life Cycle Costing*. SETAC, Taylor & Francis.
- IPCC, 2013: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp, doi:10.1017/CBO9781107415324.
- ISO (2006a). *ISO 14040: Management environnemental — Analyse du cycle de vie — Principes et cadre*, Organisation internationale de normalisation, 24 pages.
- ISO (2006b). *ISO 14044: Management environnemental — Analyse du cycle de vie — Exigences et lignes directrices*, Organisation internationale de normalisation, 56 pages.
- 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.
- KIMMEL, R.M., COOKSEY, K.D. et LITTMAN, A. (2014). *Life Cycle Assessment of Grocery Bags in Common Use in the United States*. Clemson, SC, Clemson University, 193 pages. En ligne :

- <https://cup.sites.clemson.edu/pubs/grocery-bags/grocery-bags-book.pdf> [Page consultée le 9 septembre 2016]
- THOMAS, N., CLARKE, J., MCLAUCHLIN, A. et PATRICK, S. (2010). EV0422: Assessing the Environmental Impacts of Oxo-degradable Plastics Across Their Life Cycle. Étude réalisée par l'Université de Loughborough pour le compte du Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA), Royaume-Uni, 104 p. En ligne : http://randd.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=EV0422_8858_FRP.pdf [Page consultée le 8 février 2017]
- MDDELCC (2016a) Communication personnelle. Questions concernant le coût d'enfouissement des matières résiduelles. 7 novembre 2016. Échange par courriel avec Véronique St-Onge (Conseillère en gestion des matières résiduelles).
- MDDELCC (2016b) Régime de compensation pour les services municipaux fournis en vue d'assurer la récupération et la valorisation de matières résiduelles. En ligne : <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/matieres/regime-compensation/> [Page consultée le 9 janvier 2017]
- MORRIS, J., SEASHIOLES, B. (2014) How Green Is that Grocery Bag Ban ? An Assessment of the Environmental and Economic Effects of Grocery Bag Bans and Taxes, étude réalisée par Reason Foundation, 79 pages. En ligne : [http://www.biodeg.org/How%20Green%20is%20that%20Grocery%20Bag%20ban%20\(Julian%20Morris%20&%20Brian%20Seasholes%20-%20Jun%202014\).pdf](http://www.biodeg.org/How%20Green%20is%20that%20Grocery%20Bag%20ban%20(Julian%20Morris%20&%20Brian%20Seasholes%20-%20Jun%202014).pdf) [Page consultée le 11 octobre 2016].
- NATIONAL RENEWABLE ENERGY LABORATORY (NREL). (2013). U.S. life cycle inventory database. En ligne : <https://uslci.lcacommons.gov/uslci/search> [Page consultée le 2 février 2017]
- NOLAN-ITU, RMIT et EUNOMIA (2002). Plastic Shopping Bags – Analysis of Levies and Environmental Impacts. Final Report. Australie, Department of the Environment and Heritage, 102 p. En ligne : http://www.greenbag.com.au/UserFiles/AU_analysis.pdf [Page consultée le 14 septembre 2016].
- NOVAMONT. (2015). Marine biodegradation of third generation Mater-Bi. En ligne : http://materbi.com/en/wp-content/uploads/sites/2/2015/12/Scheda-biodegradazione-marina_EN_MR.pdf [Page consultée le 23 janvier 2016]
- US LCI (2016). National Renewable Energy Laboratory. En ligne : <https://www.lcacommons.gov/nrel/search> [Page consultée le 7 février 2017]
- O'BRINE, T. et THOMPSON, R.C. (2010). Degradation of plastic carrier bags in the marine environment. Marine Pollution Bulletin 60, 2279-2283. DOI:10.1016/j.marpolbul.2010.08.005
- POLS (2015). Plastic bag bans and fees catching on in Maine, Portland Press Herald. En ligne : <http://www.pressherald.com/2015/10/11/as-portland-goes-so-goes-maine/> [Page consultée le 9 novembre 2016].
- PUBCHEM (2017a). Cornstarch. En ligne : <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/24836924> [Page consultée le 14 février 2017]
- PUBCHEM (2017b). 58675-12-0. En ligne : <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/6453676> [Page consultée le 14 février 2017]
- RABEAU, N. et ARTEAU, S. (2016). Communication personnelle. Questions règlement relatif aux sacs d'emplettes - Brossard. 4 novembre 2016. Échange par courriel avec Nicolas Rabeau (Chef de division par intérim., Environnement, Ville de Brossard).
- RECYC-QUÉBEC (2016). Communication personnelle. Questions concernant le suivi des sacs de plastiques. 10 novembre 2016. Échange par courriel avec Naïma Chraïbi (Agent de recherche et de planification, RECYC-QUÉBEC).

- RECYC-QUÉBEC, ÉEQ et GROUPE ALTUS. (2012). Les Québécois ont réduit leur utilisation des sacs d'emplettes uniservices de 52 %. En ligne : <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/sommaire-executif-sacs-emplettes.pdf> [Page consultée le 9 novembre 2016].
- RÉGIE DE L'ÉNERGIE. (2016). Carburant diesel : prix moyen affiché par région administrative du Québec En ligne : http://www.regie-energie.qc.ca/energie/archives/diesel/diesel_moyen2016.pdf [Page consultée le 23 janvier 2016]
- ROSENBAUM R.K., BACHMANN T.K., GOLD L.S., HUIJBREGTS M.A.J., JOLLIET O., JURASKE R., KOEHLER A., LARSEN H.F., MACLEOD M., MARGNI M., MCKONE T.E., PAYET J., SCHUHMACHER M., VAN DE MEENT D., HAUSCHILD M.Z., (2008). USEtox-The UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in Life Cycle Impact Assessment. International Journal of Life Cycle Assessment 13(7) 532-546 (<http://dx.doi.org/10.1007/s11367-008-0038-4>).
- ROY, P.-O., L. DESCHENES AND M. MARGNI (2013). "Uncertainty and spatial variability in characterization factors for aquatic acidification at the global scale." The International Journal of Life Cycle Assessment: 1-9. (<http://dx.doi.org/10.1007/s11367-013-0683-0>)
- ROY P.-O., DESCHENES L. AND MARGNI M., (2012). Spatially-explicit global scale sensitivity indicator(s) for terrestrial acidification compatible with endpoint modeling in Life Cycle Impact Assessment. Submitted in: Environmental Science and Technology.
- SAAD R., MARGNI M., KOELLNER T., WITTSTOCK B. AND DESCHENES L., (2011). Assessment of land use impacts on soil ecological functions: development of spatially differentiated characterization factors within a Canadian context. International Journal of Life Cycle Assessment, 16(3), 198-211 (<http://dx.doi.org/10.1007/s11367-011-0258-x>)
- SAQ (2016a). Communication personnelle. Sacs. 2 novembre 2016. Échange par courriel avec Sébastien Cloutier (Analyste, Développement durable, SAQ).
- SAQ (2016b). Développement durable. En ligne : <http://www.saq.com/content/SAQ/fr/a-propos/responsabilite-societale/developpement-durable.html>. [Page consultée le 11 octobre 2016].
- SRC (2015) Plastique et Océan. En ligne : <http://ici.radio-canada.ca/tele/decouverte/2015-2016/segments/reportage/3326/plastique-ocean> [Page consultée le 14 novembre 2016].
- SRC (2016) Une tortue menace tuée par un sac en plastique. En ligne: <http://ici.radio-canada.ca/regions/atlantique/2016/08/12/004-acadie-tortue-luth-plastique-terre-neuve-labrador.shtml> [Page consultée le 14 novembre 2016].
- STALEY, B. F. et BARLAZ, M. A. (2009). Composition of Municipal Solid Waste in the United States and Implications for Carbon Sequestration and Methane Yield. Journal of Environmental Engineering 135(10), 901-909. ([http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000032](http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000032))
- TURUNEN, L. et VAN DER WERF, H. (2006). Life cycle analysis of hemp textile yarn. INRA, Rennes, 81 p. En ligne : www6.rennes.inra.fr/umrsas/content/download/3514/40860/version/1/file/HEMPLCA_310506.pdf [Page consultée le 7 février 2017]
- UDO-DE-HAES, H.A., FINNVEDEN, G. et GOEDKOP, M. (2002). Life-Cycle Impact Assessment: Striving towards Best Practice, Society of Environmental Toxicology & Chemist, 272 pages.
- VELIS, C.A. (2014). Global recycling markets - plastic waste: A story for one player – China. Rapport préparé par FUELogy et édité par D-waste pour le compte de l'International Solid Waste Association - Globalisation and Waste Management Task Force. ISWA, Vienne, Septembre 2014. En ligne: https://www.iswa.org/fileadmin/galleries/Task_Forces/TFGWM_Report_GRM_Plastic_China_LR.pdf [Page consultée le 6 février 2017].

- WARNOCK, M., DAVIS, K., WOLF, D., GBUR, E. (2009). Biodegradation of Three Cellulosic Fabrics in Soil. Summaries of Arkansas Cotton Research, Arkansas Agriculture Experiment Station Research Series 582. En ligne : <http://arkansasagnews.uark.edu/582-35.pdf> [Page consultée le 6 novembre 2016].
- WATERS A. (2015). Environmental Effects of the Single Use Bag Ordinance in Austin, Texas. , Austin, 32 pages. En ligne : <https://www.austintexas.gov/edims/document.cfm?id=232679> [Page consultée le 6 octobre 2016].
- WEIDEMA B.P. (2003) Market information in life cycle assessment. Environ Proj No 863 2003 863:147 ,Copenhagen, Danish Environmental Protection Agency.
- 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.

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

Le contenu de cette annexe est inclus dans le fichier
« Annexe_A-Methodologie_ACV.pdf » fourni avec le présent rapport.

Annexe B :

Expressions mathématiques d' U_i *

En considérant le score d'impact I_{UFij} sur le cycle de vie correspondant à l'UF (pour s_i sacs) pour l'indicateur j et le score pour le sac de référence I_{UFrefj} :

$$I_{UFij} = I_{UFrefj} \quad (9)$$

$$S_i I_{ij} = S_{ref} I_{refj} \quad (10)$$

$$\frac{S_i}{S_{ref}} = \frac{I_{refj}}{I_{ij}} \quad (11)$$

$$s_i = \frac{I_{refj}}{I_{ij}} \quad (12)$$

À l'aide des expressions du Tableau 14-1 on obtient les expressions d' U_{ij}^* pour les deux scénarios, présentées dans le tableau suivant.

Tableau 14-1 : Nombre d'utilisations équivalent

Scénario	Volume d'achats V	Nombre d'utilisation
Petite emplette	$V \leq C_i \forall i$	$U_{ij}^* = \frac{I_{ij}}{I_{refj}}$
Grosse emplette	$V > C_i \forall i$	$U_{ij}^* = \frac{C_{ref} I_{ij}}{C_i I_{refj}}$

Cependant, les valeurs du tableau précédent ne tiennent pas compte du nettoyage des sacs qui est une fonction du nombre d'utilisations. Pour ce faire, il faut utiliser les expressions suivantes :

Tableau 14-2 : Nombre d'utilisations équivalent tenant compte de la phase d'utilisation

Scénario	Volume d'achats V	Nombre d'utilisation
Petite emplette	$V \leq C_i \forall i$	$U_{ij}^* = \frac{I_{PDFij}}{I_{refj} - I_{nettij}/U_{netti}}$
Grosse emplette	$V > C_i \forall i$	$U_{ij}^* = \frac{C_{ref}}{C_i} \frac{I_{PDFij}}{I_{refj} - \frac{C_{ref}}{C_i} \frac{I_{nettij}}{U_{netti}}}$

Légende :

- I_{PDFij} : scores d'impact d'un seul sac i pour l'indicateur j pour les étapes de production (P), distribution (D) et fin de vie (F) du cycle de vie (excluant l'utilisation);
- I_{nettij} : scores d'impact du nettoyage d'un seul sac i pour l'indicateur j ;
- U_{netti} : fréquence de nettoyage en nombre d'utilisations entre deux nettoyages.

Le raisonnement mathématique à l'origine de l'expression pour la petite emplette est présenté ci-dessous. Une démarche semblable a été utilisée pour la grosse emplette et le magasinage.

$$U_{eqij} = \frac{I_{ij}}{I_{refj}} \quad (13)$$

$$U_{eqij} = \frac{I_{prodi j} + I_{distij} + I_{usageij} + I_{fdevij}}{I_{refj}} \quad (14)$$

$$U_{eqij} = \frac{I_{prodi j} + I_{distij} + \frac{U_{eqij}}{U_{netti}} I_{nettij} + I_{fdevij}}{I_{refj}} \quad (15)$$

$$U_{eqij} = \frac{I_{prodi j} + I_{distij} + I_{fdevij}}{I_{refj}} + \frac{U_{eqij}}{U_{netti}} \frac{I_{nettij}}{I_{refj}} \quad (16)$$

$$U_{eqij} - \frac{U_{eqij}}{U_{netti}} \frac{I_{nettij}}{I_{refj}} = \frac{I_{PDFij}}{I_{refj}} \quad (17)$$

$$U_{eqij} \left(1 - \frac{1}{U_{netti}} \frac{I_{nettij}}{I_{refj}} \right) = \frac{I_{PDFij}}{I_{refj}} \quad (18)$$

$$U_{eqij} = \frac{I_{PDFij}}{I_{refj} \left(1 - \frac{1}{U_{netti}} \frac{I_{nettij}}{I_{refj}} \right)} \quad (19)$$

$$U_{eqij} = \frac{I_{PDFij}}{I_{refj} - \frac{I_{nettij}}{U_{netti}}} \quad (19)$$

Annexe C : Données et hypothèses

Le contenu de cette annexe est inclus dans le fichier
« Annexe_C-Données et hypothèses.xlsx » fourni avec le présent rapport.

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

D.1 Critères d'évaluation de la qualité des données

Le Tableau D-1 présente les critères de qualification des données utilisés. Ces critères concernent la fiabilité et la représentativité des données. Il est à noter que cette analyse est simplifiée dans l'objectif de ne pas alourdir le processus d'évaluation des impacts du cycle de vie, mais représente une excellente vue d'ensemble du type de données d'inventaire collectées.

Tableau D-1 : Critères de qualification des données (quantités et processus)

Pointages	Critères de qualification de la <u>fiabilité</u> des données (quantités)
1	Données vérifiées mesurées ou calculées sur le terrain - <i>Cette donnée remplit le critère « fiabilité/précision » requis pour le cas à l'étude</i>
2	Données vérifiées, en partie issues d'hypothèses ou Données non vérifiées issues de mesures (documents fournis par le mandataire ou littérature) – <i>cette donnée est jugée suffisamment précise/fiable par l'équipe d'analystes pour le cas à l'étude</i>
3	Données non vérifiées, en partie issues d'hypothèses ou Estimation de qualité (effectuée par un expert) – <i>cette donnée est jugée utilisable par l'équipe d'analystes, mais sa fiabilité/précision pourrait être améliorée</i>
4	Données estimées de façon grossière - <i>Cette donnée ne remplit pas le critère « fiabilité/précision » requis pour le cas à l'étude</i>
Pointages	Critères de qualification de la <u>représentativité</u> des données (processus)
1	Données de terrain (du cadre à l'étude), de laboratoire - <i>Cette donnée remplit le critère « représentativité » requis pour le cas à l'étude</i>
2	Bonne représentativité géographique et/ou technologique du processus sélectionné – <i>cette donnée est jugée suffisamment représentative par l'équipe d'analystes pour le cas à l'étude</i>
3	Données relatives au même procédé ou matériau, mais se référant à une technologie différente (ex. : processus représentatif disponible dans la banqueecoinvent) – <i>Cette donnée est jugée utilisable par l'équipe d'analystes, mais sa représentativité pourrait être améliorée</i>
4	Représentativité géographique et/ou technologique inadéquate. La donnée recherchée n'est pas facilement accessible, utilisation d'un autre processus comme approximation - <i>Cette donnée ne remplit pas le critère « représentativité » requis pour le cas à l'étude</i>

D.2 Résultats – analyse de qualité des données

Le Tableau D-3 présente un résumé de l'évaluation de la qualité des données.

La qualité des données « fiabilité » fait référence à la quantification des flux (matière et énergie, distances de transport, quantités de rejets). La qualité des données « représentativité » fait plutôt référence à la validité géographique et technologique et la complétude des modules de données (processus) génériques sélectionnés. Enfin, la contribution potentielle à l'impact réfère à l'influence du processus ou du paramètre évalué sur les résultats (établit sur sa contribution moyenne aux différentes catégories de dommage à l'étude). Pour simplifier la lecture, un code de couleur a été ajouté et est présenté au Tableau D-2.

Tableau D-2 : Critères de contribution et de qualité des données

Contribution		Qualité	
0-5%	Contribution potentiellement faible ou négligeable	1	Remplit le critère pour le cas à l'étude. Ex. Donnée validée par un expert dans le domaine.
6-10%	Contribution potentiellement influente	2	Jugée suffisamment représentative. Ex. Donnée générique, spécifique ou applicable au contexte québécois
11-50%	Forte contribution potentielle	3	Jugée utilisable, mais pouvant être améliorée. Ex. Donnée générique impliquant des données substitutives assez proches.
51-100%	Très forte contribution potentielle	4	Ne remplit pas le critère pour le cas à l'étude. Ex. Donnée substitutive; estimation grossière.

Rappelons que de manière générale, une note de « 1 » correspond à une très bonne évaluation, alors qu'une note de « 4 » correspond à une donnée qui devrait être améliorée afin de remplir les différents critères de qualité. Ainsi, les processus pour lesquels la qualité des données est considérée comme étant limitée ou insuffisante sont surlignées en rouge (note « 4 ») et les processus pouvant être améliorés sont en orangé (note « 3 »).

En ce qui a trait à la contribution, une plage de valeurs est présentée. Elle indique la contribution minimale et maximale du processus évalué en fonction des quatre catégories de dommages considérées (c.-à-d. *Santé humaine*, *Qualité des écosystèmes*, *Changement climatique* et *Ressources*). La contribution globale du processus évalué (couleur de la case) a été établie en fonction de sa contribution maximale, tout indicateur confondu.

Tableau D-3 : Contribution des processus et qualité des données

Étape du cycle de vie / Processus	Contribution à l'impact global du système	Qualité	
		Fiabilité (Quantité)	Représentativité (Processus)
Sac HDPE mince	100%		
Production	0-95%	1	2
Distribution	0-9%	1	2
Fin de vie	2-100%	1	2
Crédits de fin de vie	0-68%	1	2
Production	100%		
Fabrication de HDPE	75-86%	1	2
Fabrication de sacs	11-14%	1	3
Fabrication emballage	0-1%	3	2
Transport HDPE	3-10%	1	2
Transport emballage	0-0%	4	2

Distribution		100%	
Transport des sacs	99-99%	1	2
Transport emballage	1-1%	2	2
Fin de vie		100%	
Enfouissement	0-88%	1	3
Recyclage	0-34%	1	2
Abandon	0-100%	3	-
Crédits de fin de vie		100%	
Sacs à ordures	92-95%	1	2
Recyclage	5-8%	1	2
Sac HDPE mince oxo		100%	
Production	0-94%	1	2
Distribution	0-7%	1	2
Fin de vie	2-100%	1	2
Crédits de fin de vie	0-52%	1	2
Production		100%	
Fabrication de HDPE	60-85%	1	2
Fabrication additif	1-19%	3	4
Fabrication de sacs	12-14%	1	3
Fabrication emballage	0-1%	3	2
Transport HDPE	3-9%	1	2
Transport emballage	0-0%	4	2
Distribution		100%	
Transport des sacs	99-99%	1	2
Transport emballage	1-1%	2	2
Fin de vie		100%	
Enfouissement	0-88%	1	3
Recyclage	0-35%	1	2
Abandon	0-100%	3	-
Crédits de fin de vie		100%	
Sacs à ordures	100-100%	1	2
Sac bioplastique		100%	
Production	0-74%	3	2
Distribution	0-23%	2	2
Fin de vie	2-100%	2	2
Crédits de fin de vie	0-36%	2	2
Production		100%	
Fabrication de bioplastique	69-83%	3	2
Fabrication de sacs	11-22%	3	3
Fabrication emballage	0-1%	3	2
Transport bioplastique camion	0-1%	2	2

Transport bioplastique bateau	5-8%	2	2
Transport emballage	0-0%	4	2
Distribution	100%		
Transport des sacs	99-99%	1	2
Transport emballage	1-1%	2	2
Fin de vie	100%		
Enfouissement	0-98%	1	3
Recyclage	0-33%	1	2
Abandon	0-100%	3	-
Crédits de fin de vie	100%		
Sacs à ordures	100-100%	1	2
Sac LDPE	100%		
Production	0-97%	1	2
Distribution	0-3%	1	2
Fin de vie	2-100%	1	2
Crédits de fin de vie	0-19%	1	2
Production	100%		
Fabrication de LDPE	77-94%	1	2
Fabrication de sacs	3-15%	1	3
Fabrication emballage	0-1%	3	2
Transport LDPE	3-11%	1	2
Transport emballage	0-0%	4	2
Distribution	100%		
Transport des sacs	99-99%	1	2
Transport emballage	1-1%	2	2
Fin de vie	100%		
Enfouissement	0-88%	1	3
Recyclage	0-34%	1	2
Abandon	0-100%	3	-
Crédits de fin de vie	100%		
Sacs à ordures	71-80%	1	2
Recyclage	20-29%	1	2
Sac papier	100%		
Production	0-97%	1	2
Distribution	0-3%	1	2
Fin de vie	1-100%	1	2
Crédits de fin de vie	0-6%	1	2
Production	100%		
Fabrication de papier	69-77%	1	2
Fabrication de sacs	17-23%	2	4
Fabrication emballage	0-0%	3	2

Transport papier	5-8%	2	2
Transport emballage	0-0%	4	2
Distribution	100%		
Transport des sacs	100-100%	1	2
Transport emballage	0-0%	2	2
Fin de vie	100%		
Enfouissement	-199-44%	1	3
Recyclage	0-299%	1	2
Abandon	0-100%	3	-
Crédits de fin de vie	100%		
Recyclage	100-100%	1	2
Sac PP tissé	100%		
Production	0-92%	1	3
Distribution	0-7%	1	2
Fin de vie	2-100%	1	2
Production	100%		
Recyclage PP	6-9%	2	3
Fabrication PP	10-30%	2	3
Tissage PP	8-17%	2	4
Impression PP	19-34%	2	4
Fabrication sacs	16-55%	2	2
Fabrication emballage	0-0%	3	2
Transport PP postconsommation	0-0%	2	2
Transport emballage	1-1%	4	2
Transport PP	1-1%	3	2
Distribution	100%		
Transport des sacs camion	16-19%	2	2
Transport des sacs bateau	81-84%	1	2
Transport emballage camion	0-0%	2	2
Transport emballage bateau	0-0%	2	2
Fin de vie	100%		
Enfouissement	0-100%	1	3
Abandon	0-100%	3	-
Sac PP non tissé	100%		
Production	0-94%	1	3
Distribution	0-7%	1	2
Fin de vie	1-100%	1	2
Production	100%		
Fabrication PP	34-78%	2	3
Impression PP	14-36%	2	4
Fabrication des sacs	7-32%	2	2

Transport PP	1-1%	1	2
Fabrication emballage	0-0%	3	2
Transport emballage	0-0%	4	2
Distribution	100%		
Transport des sacs camion	15-19%	2	2
Transport des sacs bateau	81-84%	2	2
Transport emballage camion	0-0%	1	2
Transport emballage bateau	0-0%	1	2
Fin de vie	100%		
Enfouissement	0-100%	2	2
Abandon	0-100%	3	2
Sac coton	100%		
Production	0-99%	1	2
Distribution	0-2%	1	2
Fin de vie	1-100%	1	2
Production	100%		
Fabrication des sacs	100-100%	2	2
Fabrication emballage	0-0%	3	2
Transport emballage	0-0%	4	2
Distribution	100%		
Transport des sacs camion	15-19%	2	2
Transport des sacs bateau	81-84%	1	2
Transport emballage bateau	0-1%	2	2
Transport emballage camion	0-0%	2	2
Fin de vie	100%		
Enfouissement	0-100%	1	3
Abandon	0-100%	3	-

Annexe E : Résultats bruts

Le contenu de cette annexe est inclus dans le fichier
« Annexe_E-Resultats_bruts.xlsx » fourni avec le présent rapport.

Annexe F : Rapport de revue critique

Le contenu de cette annexe est inclus dans les fichiers
« Annexe F - Rapport Revue Critique - ACV Sacs QC - Final 20170322.pdf » et « Annexe F -
Commentaires Revue Critique - ACV Sacs QC - Final 20170321.xlsx » fournis avec le présent
rapport.

Annexe G : Commentaires de parties prenantes

Le contenu de cette annexe est inclus dans le fichier
« Annexe G - Tableau Commentaires Parties prenantes et réponses CIRAIG - final.xlsx » fourni
avec le présent rapport.

Annexe H : AeCV d'un sac d'emplètes écoconçu

H.1 Mise en contexte

Cette section porte sur l'étude d'un prototype de sac d'emplettes réutilisable conçu suivant des critères d'écoconception par une firme québécoise. Lors d'un processus mené par la CMM, ÉEQ et RECYC-QUÉBEC, des entreprises ont eu l'occasion de proposer différents prototypes qui ont été évalués par un comité de sélection. Les critères d'évaluation se résument comme suit : nature, provenance et certification des matériaux, contenu recyclé, lieu de fabrication, volume, prix, réutilisation, ergonomie, entretien et recyclabilité.

L'option retenue est celle de Credo Bags, un sac fait de PET recyclé à 100 % et fabriqué à Montréal. L'analyse environnementale de ce dernier est présentée dans les prochaines sections. Une comparaison avec le profil environnemental des autres sacs étudiés est effectuée. Il est rappelé que ce sac n'est pas encore rendu au stade de la production et que, par conséquent, son analyse est basée sur plusieurs estimations.

Cette partie de l'étude a également été soumise au processus de revue critique tel que décrit à la section 1. Le rapport du comité et les réponses du CIRAIG sont présentés à l'Annexe I.

H.2 Modèle d'étude AeCV

Le modèle d'étude est le même que celui du reste du rapport. Les éléments propres au sac écoconçu sont détaillés dans les prochaines sections.

H.2.1 Objectifs de l'étude et application

Voir section 3.1.

H.2.2 Description du produit à l'étude

Le prototype de sac d'emplettes écoconçu fait partie de la catégorie des sacs « réutilisables », puisqu'il est conçu dans le but d'être réutilisé pour sa fonction principale.

Il serait fabriqué à Montréal à partir de fibre de polyéthylène téréphtalate (PET) recyclé. La fibre est composée à 80 % de PET recyclé postconsommation (récupéré de bouteilles) et à 20 % de PET recyclé préconsommation. Elle est fabriquée aux États-Unis, puis serait tissée à Montréal, pour ensuite être transformée en sac d'emplettes par Credo Bags situé à Montréal également. Bien que cela ne corresponde pas à la pratique actuelle, le sac évalué n'est pas teint ni sérigraphié. La teinture peut nécessiter de grandes quantités d'eau et d'énergie, générant des impacts importants sur le cycle de vie. De plus, selon son fabricant, la sérigraphie rendrait le sac non recyclable. Il a donc été jugé qu'un sac écoconçu ne devrait pas être teint ou sérigraphié. Enfin, des données de qualité suffisante afin de modéliser ces étapes ne sont pas disponibles. Les impacts de la teinture et de la sérigraphie ont donc plutôt été traités en analyse de sensibilité.



Figure H.2-1 : Sac écoconçu dans sa version teinte.

H.2.3 Fonctions et unité fonctionnelle

Voir section 3.3.

H.2.4 Flux de référence et paramètres clés

Le lecteur est invité à consulter la section 3.4 pour les détails de la méthode utilisée pour le calcul des flux de références. Le sac écoconçu a une capacité de 26 l. Comme les autres sacs réutilisables, son nombre d'utilisations est variable. Par conséquent, le nombre de sacs nécessaire pour la petite emplette est $1/U_i$ et il est $0,81/U_i$ pour la grosse emplette.

H.2.5 Traitement des fonctions secondaires et règles d'imputation

Voir section 3.5.

Concernant l'allocation du recyclage, l'approche 50/50, considérant la moitié des bénéfices et impacts liés à l'utilisation de matière recyclée, ainsi que la moitié des bénéfices et impacts liés au recyclage en fin de vie, a été retenue pour des fins de cohérence avec la méthodologie employée pour les autres sacs étudiés. De plus, les résultats sont également présentés avec l'approche de règle de coupure (100/0), puisque cette dernière est pertinente dans le cas du sac écoconçu. En effet, cette approche est préconisée lorsque la matière secondaire, ici le PET recyclé, est en faible demande ou lorsque le contenu recyclé est directement contrôlé par le fabricant (WRI & WBCSD, 2011). Le fait que l'indice du prix du PET postconsommation en ballots au Québec soit à la baisse depuis 2011 (RECYC-QUÉBEC, 2017) suggère que la demande est plus faible que l'offre de matière. De plus, dans le cas du sac écoconçu, le contenu recyclé est un choix du fabricant et donc ce dernier en a le contrôle direct. Pour ces raisons, l'approche de recyclage 100/0 est jugée pertinente. Les résultats obtenus avec elle sont donc présentés aux côtés de ceux obtenus avec l'approche 50/50 à la section H.3.

À titre de rappel, dans l'approche de la règle de coupure (100/0), seules les opérations de tri et de recyclage (nettoyage et broyage) des bouteilles de PET postconsommation sont considérées en amont. En aval, lorsqu'il y a recyclage en fin de vie, seule la collecte sélective est incluse, excluant toute opération de tri et de recyclage, ainsi que tout crédit pour des matières évitées. Dans le cas du sac écoconçu, il n'y a pas de recyclage en fin de vie dans le scénario de base. Dans l'approche d'extension des frontières (0/100), les opérations de tri et de recyclage (nettoyage et broyage) sont incluses en aval, en plus de la collecte sélective. Cette approche suppose que la matière ainsi recyclée évite de la matière vierge. Les impacts de sa production sont donc soustraits du cycle de vie du sac. En revanche, aucun contenu recyclé n'est pris en compte en amont, c'est-à-dire que les matériaux constituant le sac sont considérés comme vierges à 100 % et les impacts reliés à leur production sont inclus. L'approche 50/50 est à mi-chemin entre les approches de la règle de coupure (100/0) et d'extension des frontières (0/100).

H.2.6 Frontières générales des systèmes

Voir section 3.6.

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

Le cycle de vie du sac écoconçu commence avec le tri de bouteilles de plastique sur la côte est américaine. Elles sont ensuite envoyées à une usine de recyclage à Yadkinville en Caroline du Nord où elles sont réduites en flocons de PET. Une partie du plastique entrant dans la fabrication du sac provient d'une source préconsommation, c'est-à-dire d'une usine de bouteilles de PET qui recycle ses rejets. La matière recyclée est transformée en fil à Greensboro dans le même état américain. Bien que le fil soit constitué entièrement de matière recyclée, l'approche de modélisation du recyclage employée dans cette étude ne considère que 50% des bénéfices en découlant (voir section 3.5.2). Les étapes suivantes sont le tissage et la confection du sac dans la région de Montréal. Une sérigraphie a également été considérée. Le Tableau H.2-1 fournit plus de détails sur les hypothèses, données et processus utilisés dans la modélisation de l'inventaire du cycle de vie du sac écoconçu. La Figure H.2-2 schématise les différentes étapes propres à son cycle de vie.

La modélisation de la production du sac écoconçu a été effectuée à l'aide de données fournies par l'entreprise ayant proposé le prototype. La plupart des informations utilisées étaient contenues dans un cahier de charges. Elles comprenaient certaines caractéristiques du sac, une description sommaire du processus de fabrication ainsi que les possibilités de fin de vie du sac. Des informations additionnelles ont pu être collectées auprès de l'entreprise. Peu de données ont pu être collectées auprès de ses fournisseurs.

La section 3.7 du rapport contient une description générale des données dites d'arrière-plan (bases de données d'inventaire du cycle de vie, bouquets énergétiques, etc.), ainsi que les hypothèses de base concernant le lavage des sacs, l'abandon dans l'environnement et les hypothèses d'emballage.

Tableau H.2-1 : Principales données, sources et hypothèses utilisées dans l'établissement de l'ICV du sac écoconçu

Paramètre/processus	Description	Source
Production		
Masse (g)	95 g	
Lieu de fabrication	Montréal	
Données de fabrication des sacs	Manufacturier	
Contenu recyclé	20% préconsommation, 80% postconsommation	
Emballage	Boîte de carton ondulé de 100 unités (« Corrugated board box {RoW} production Alloc Rec, U ») Fin de vie de l'emballage considéré négligeable	
Matériau	PET recyclé	
Provenance	Caroline du Nord, États-Unis	
Données de production des matériaux	Sources diverses, voir description détaillée des étapes de productions plus bas	
Distances et moyen de transport	<ul style="list-style-type: none"> Flocons de PET : 92 km en camion de Yadkinville à Greensboro (NC) Fil : 1 500 km en camion des États-Unis (Greensboro, NC, à Montréal) « Transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO6 {RoW} transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO6 Alloc Rec, U »	Distances en camion évaluées avec Google Maps Ecoinvent
Tri de matière récupérée	Pour 1 000 lb de matière récupérée : <ul style="list-style-type: none"> Entrants : <ul style="list-style-type: none"> 7.42 kWh de « Electricity, low voltage {SRVC} market for Alloc Rec, U » (É.-U.) 0.3 gal de propane (« Liquefied petroleum gas, combusted in industrial boiler/US ») 0.036 pi³ de gaz naturel (« Natural gas, combusted in industrial equipment/RNA ») 0.22 gal de mazout léger (« Heat, district or industrial, other than natural gas {RoW} heat production, light fuel oil, at industrial furnace 1MW Alloc Rec, U ») Déchets : <ul style="list-style-type: none"> 87.1 lb de « Waste plastic, mixture {RoW} treatment of waste plastic, mixture, sanitary landfill Alloc Rec, U » 50 % des impacts dus aux entrants et aux déchets ci-dessus sont inclus dans l'AeCV suivant l'approche de recyclage 50/50, ou 100 % selon l'approche 100/0	Franklin Associates (2011), p. 2-13 (valeurs) ecoinvent et US LCI (processus) EPA (2017) (mélange d'approvisionnement SRVC)
Recyclage de PET postconsommation	Pour 1 000 lb de flocons de PET produits : <ul style="list-style-type: none"> Entrants : <ul style="list-style-type: none"> 1 250 lb de PET trié 2.87 lb de « Citric acid {GLO} market for Alloc Rec, U » 23.8 lb de « Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state {GLO} market for Alloc Rec, U » 	Franklin Associates (2011), p. 2-15 (valeurs) ecoinvent et US LCI (processus)

	<ul style="list-style-type: none"> ○ 0.76 lb de « Ethylene glycol {GLO} market for Alloc Rec, U » ○ 2.23 lb de « Silicone product {GLO} market for Alloc Rec, U » ○ 0.87 lb de « Soap {GLO} market for Alloc Rec, U » ○ 47.3 gal de « Tap water {RoW} market for Alloc Rec, U » ○ 208 kWh de « Electricity, low voltage {SRVC} market for Alloc Rec, U » (É.-U.) ○ 1207 pi³ de « Natural gas, combusted in industrial equipment/RNA » ○ 0.036 gal de « Liquefied petroleum gas, combusted in industrial boiler/US » • Transport de PET trié : <ul style="list-style-type: none"> ○ 303 tonnes courtes miles de « Transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO6 {RoW} transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO6 Alloc Rec, U » ○ 73.3 tonnes courtes miles de « Transport, freight train {US} market for Alloc Rec, U » • Émissions à l'air : <ul style="list-style-type: none"> ○ 0.039 lb de « Particulates, < 10 µm » ○ 0.037 lb de « Particulates, < 2.5 µm » • Émissions à l'eau : <ul style="list-style-type: none"> ○ 7.26 lb de « BOD5, Biological Oxygen Demand » ○ 20.2 lb de « COD, Chemical Oxygen Demand » ○ 20.2 lb de « Suspended solids, unspecified » • Déchets : <ul style="list-style-type: none"> ○ 220 lb de « Waste plastic, mixture {RoW} treatment of waste plastic, mixture, sanitary landfill Alloc Rec, U » <p>50 % des impacts dus aux entrants, transport, émissions et déchets ci-dessus sont inclus dans l'AeCV suivant l'approche de recyclage 50/50, ou 100 % selon l'approche 100/0.</p>	EPA (2017) (mélange d'approvisionnement SRVC)
Recyclage de PET préconsommation	La matière préconsommation consiste en des rejets issus de la production de fil de polyester à partir de PET vierge. Ces rejets sont directement envoyés dans la production du fil recyclé, sans passer par un nettoyage et un broyage. Les procédés générateurs de déchets industriels de polyester (production de fil à partir de matière vierge) sont exclus des frontières du système.	REPREVE (2013)
Production de PET vierge	« Polyethylene terephthalate resin, at plant/kg/RNA » Dû à l'approche de recyclage 50/50, la production de PET vierge est incluse dans les frontières du système à hauteur de 50% du contenu recyclé. Dans l'approche 100/0, elle est exclue.	US LCI (2016)
Production de fil (pelletisation, filage et texturation)	Pour 1 kg de fil de PET : <ul style="list-style-type: none"> • 2,84 kWh de « Electricity, low voltage {SRVC} market group for Alloc Rec, U » (moyenne) • 0,53 MJ de « Natural gas, combusted in industrial equipment/RNA » (moyenne) • 0,48 MJ de « Heat, district or industrial, other than natural gas {RoW} heat production, heavy fuel oil, at industrial furnace 1MW Alloc Rec, U » • 3,13 MJ de « Heat, in chemical industry {RoW} steam production in chemical industry Alloc Rec, U » (moyenne) 	van der Velden et al. (2014), tableau 5 (valeurs) ecoinvent et US LCI (processus) EPA (2017) (mélange d'approvisionnement SRVC)
Tissage	Pour 1 kg de tissu : <ul style="list-style-type: none"> • 1% de perte (envoyée au recyclage donc pas de traitement de fin de vie considéré) • 2,93 kWh de « Electricity, medium voltage {CA-QC} market for Alloc Rec, U » 	Estimation du tisseur et ecoinvent

	<ul style="list-style-type: none"> 5.0E-10 unité de « Packaging box factory {GLO} market for Alloc Rec, U » (valeur de « Weaving, bast fibre {IN} processing Alloc Rec, U ») 	
Fabrication du sac	<ul style="list-style-type: none"> 20% de perte de tissu lors de la confection du sac (« Waste plastic, mixture {RoW} treatment of waste plastic, mixture, sanitary landfill Alloc Rec, U ») 15 Wh par sac pour le coupage et la couture («Electricity, low voltage {CA-QC} market for Alloc Rec, U », estimé avec informations du manufacturier) 	Manufacturier
Teinture (analyse de sensibilité)	<p>Pour 1 kg de tissu :</p> <ul style="list-style-type: none"> 1.91 kWh de « Electricity, medium voltage {CA-QC} market for Alloc Rec, U » 31.28 MJ de « Heat, district or industrial, natural gas {CA-QC} market for Alloc Rec, U » 88 l d'eau («Tap water {CA-QC} market for Alloc Rec, U ») 0,065 kg de colorant 	van der Velden et al. (2014), tableau 4 (valeurs) ecoinvent (processus)
Sérigraphie (analyse de sensibilité)	<ul style="list-style-type: none"> Adaptation de « Printed paper, offset {RoW} offset printing, per kg printed paper Alloc Rec, U »: Électricité et chaleur québécoise Suppression des flux de papier 	ecoinvent
Distribution		
Transport jusqu'au détaillant (Ville de Québec)	<ul style="list-style-type: none"> 250 km en camion « Transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO3 {RoW} transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO3 Alloc Rec, U » Chargement moyen : 3.29 t (inclut retour à vide) 	Distances en camion évaluées avec Google Maps. Ecoinvent
Fin de vie		
Distance et mode de transport	50 km en camion (« Municipal waste collection service by 21 metric ton lorry {RoW} processing Alloc Rec, U »)	Hypothèse
Sacs gérés en fin de vie	100 % à l'enfouissement (« Waste plastic, mixture {RoW} treatment of waste plastic, mixture, sanitary landfill Alloc Rec, U »)	Les sacs mis à la collecte sélective seraient jetés au centre de tri.
Sacs abandonnés dans l'environnement	0,5 % des sacs distribués	Source : Bio Intelligence Service (2011)

Tableau H.2-2 : Principal mélange d’approvisionnement énergétique utilisé

Mode de génération électrique	SERC Virginie/Caroline (SRVC), 2014
Charbon	31,7 %
Pétrole	0,6 %
Gaz naturel	20,8 %
Nucléaire	42,2 %
Hydroélectrique	1,3 %
Éolien	0 %
Biomasse	2,9 %
Photovoltaïque	0,2 %
Autres fossiles*	0,3 %

Note : le total peut différer de 100% à cause de l’arrondissement.

Source : EPA (2017)

* Réparti entre le charbon, le pétrole et le gaz naturel.

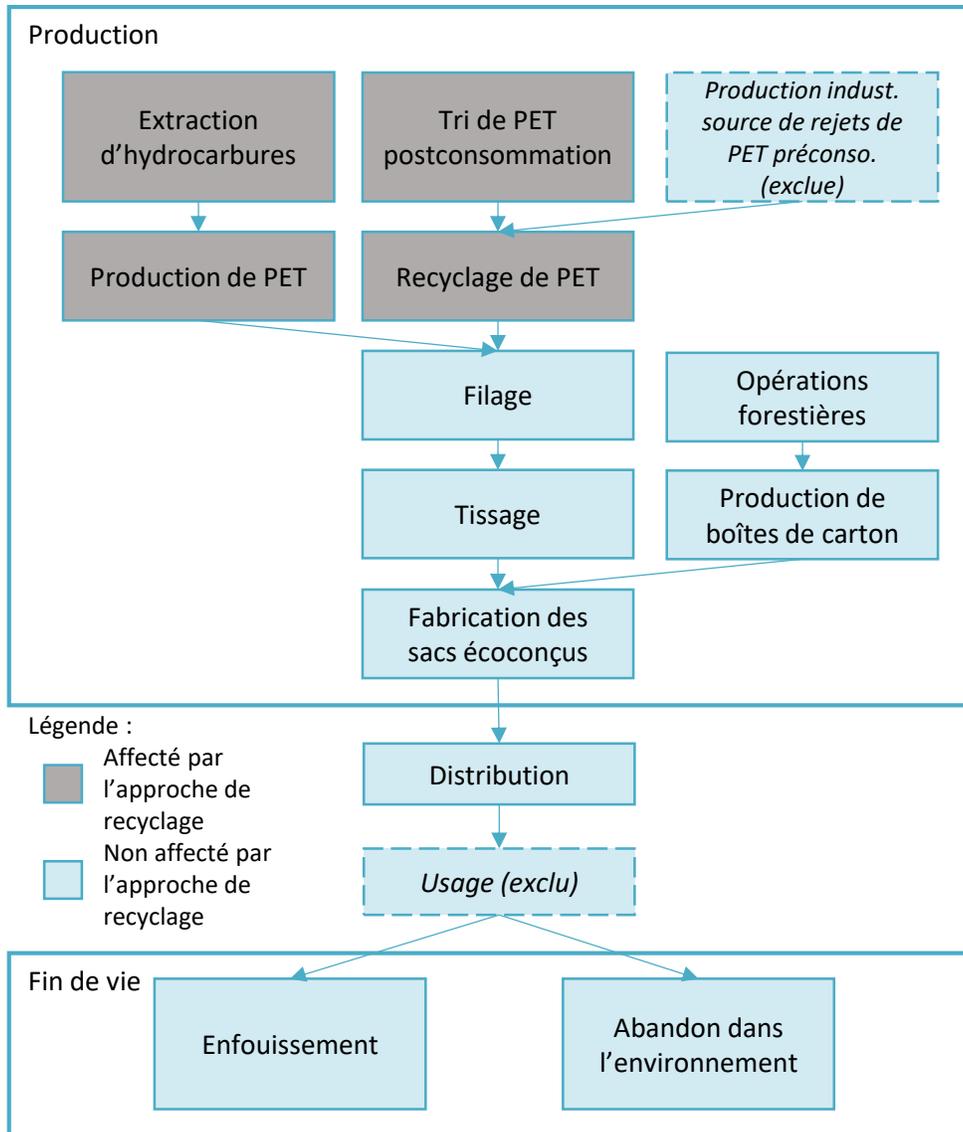


Figure H.2-2 : Arbre de processus du système « sac écoconçu ».

H.2.8 Évaluation des impacts environnementaux (ÉICV)

Le lecteur est invité à lire la section 3.8 du rapport pour les détails sur la méthode ÉICV utilisée. Concernant l'indicateur abandon dans l'environnement, la même méthodologie a aussi été employée. La persistance du PET considérée est la même que les autres plastiques, c'est-à-dire 500 ans, avec une valeur minimale de 100 ans et une valeur maximale de 1 000 ans pour le calcul de l'incertitude.

H.2.9 Interprétation

L'interprétation des résultats a été effectuée selon le processus décrit à la section 3.9. Pour le sac écoconçu, des analyses de sensibilité supplémentaires ont été ajoutées.

Tout d'abord, deux étapes dans la fabrication d'un sac ont été ajoutées : la teinture et la sérigraphie. Pour le prototype à l'étude, ces deux étapes n'ont pas été incluses. Cependant, il est très vraisemblable de penser que ce sac pourrait être teint et imprimé une fois vendu. Les valeurs décrivant ces procédés sont présentées au Tableau H.2-1.

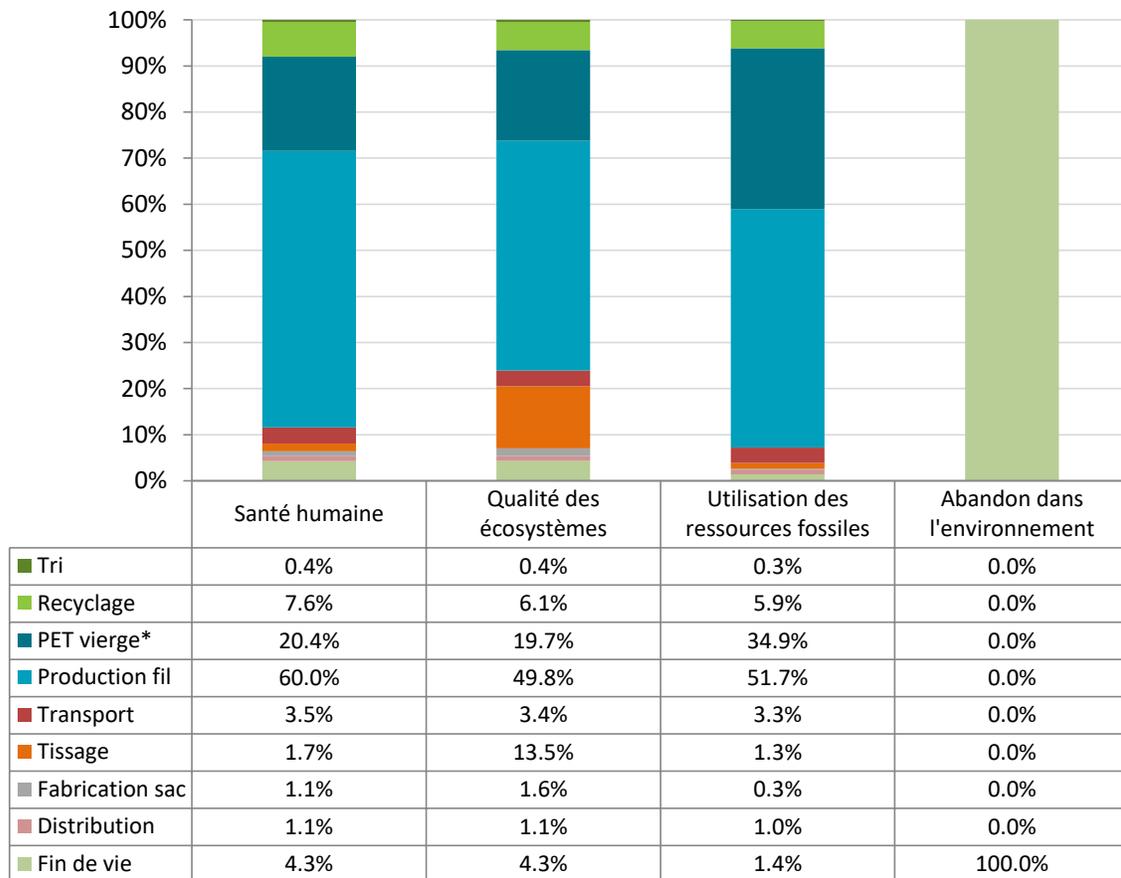
De plus, bien que le sac écoconçu soit en principe recyclable, aucun recyclage en fin de vie n'a été considéré dans le scénario de base, puisque les infrastructures pour le faire sont peu ou pas disponibles. Dans l'éventualité où elles le deviendraient, le sac écoconçu pourrait être récupéré et recyclé. Afin d'évaluer les bénéfices d'un recyclage en fin de vie, une analyse de sensibilité a été effectuée avec deux taux de récupération différents : 35 %, correspondant à celui du sac d'emplettes de papier au Québec (RECYC-QUÉBEC, 2015), et 50 %. Un taux de récupération n'existe pas pour les sacs d'emplettes réutilisables.

Enfin, comme il sera vu dans les résultats, l'étape de production du fil aux États-Unis étant importante sur le cycle de vie du sac, une dernière analyse de sensibilité sur le lieu de production a été effectuée. Dans cette dernière, il a été supposé que le fil était plutôt produit au Québec à l'aide de PET recyclé localement. À cet effet, le mélange d'approvisionnement énergétique québécois tel que décrit au Tableau 3-5 a donc été utilisé lors des différentes étapes de recyclage et de production du fil. Une distance de transport de 200 km entre l'usine de filage et de tissage a été considérée, plutôt que 1 500 km dans le scénario de base.

H.3 Résultats AeCV et discussion

H.3.1 Profil environnemental du cycle de vie du sac PET écoconçu

Le lecteur est invité à consulter la section 4.1 pour des remarques générales en ce qui a trait aux profils environnementaux des sacs. Les résultats présentés à la figure suivante sont valides pour les deux scénarios d'emplètes et l'approche de recyclage 50/50.



La somme des pourcentages par indicateur peut ne pas égaler 100 % en raison de l'arrondissement.

* Dans l'approche 50/50 seulement.

Figure H.3-1 : PET écoconçu – Contribution des étapes du cycle de vie aux indicateurs environnementaux.

Pour le sac de PET écoconçu, à l'instar des autres sacs étudiés, la production est l'étape du cycle de vie la plus importante, à l'exception de l'indicateur d'abandon dans l'environnement. Cette étape comprend la production des matières premières, leur transport, la fabrication du sac et de son emballage pour la distribution.

Les sources d'impacts potentiels sont très différentes d'un indicateur à l'autre. Tout d'abord, pour l'indicateur *Santé humaine*, les effets liés aux changements climatiques sont le principal contributeur selon la méthode utilisée, avec 61 % de la contribution totale. Les émissions de gaz à effet de serre proviennent principalement de la production d'électricité utilisée lors de la

production de fil. Une fois dans l'atmosphère, les GES contribuent au réchauffement climatique, qui augmente le risque de décès dus aux maladies cardiovasculaires, la malaria, la diarrhée, les inondations et la malnutrition (OMS, 2003). L'indicateur *Santé humaine* tient également compte des substances inorganiques ayant des effets respiratoires, principalement les particules fines et le SO₂ émis lors de la production de pétrole pour le PET vierge (approche 50/50 seulement) et d'électricité américaine, contribuant à hauteur de 14 %. Bien que le sac écoconçu soit fabriqué à partir de 100 % de matière recyclée, l'approche de modélisation du recyclage 50/50 exige que seulement 50 % des bénéfices reliés au contenu recyclé ne soient considérés, ce qui n'est pas le cas pour l'approche 100/0 (voir section H.2.5).

Pour l'indicateur *Qualité des écosystèmes*, les émissions de CO₂ et d'autres gaz à effet de serre sont aussi les principaux contributeurs, avec 62 % du total liés aux effets des changements climatiques et 13 % liés aux effets de l'acidification marine (dont la substance responsable est le CO₂). La production du PET vierge (20 %), du fil (50 %) et le tissage (14 %) contribuent ensemble à 84 % du total de l'indicateur.

Pour ce qui est de l'indicateur *Utilisation des ressources fossiles*, les contributeurs sont la production de PET primaire (issu de ressources fossiles) à 35 % et celle du fil à 52 %.

Globalement, on retient que...

- La fabrication du sac écoconçu est l'étape contribuant le plus aux impacts du cycle de vie. Plus précisément, la production de PET vierge et surtout de fil en sont les principaux responsables.
- Les émissions de GES sont les principales sources d'impacts pour les indicateurs *Santé humaine* et *Qualité des écosystèmes*.

H.3.2 Nombre équivalent d'utilisations

Le lecteur est invité à consulter la section 4.2 pour plus de détails sur les résultats exprimés en nombres équivalents d'utilisations.

Sur les quatre figures suivantes, l'incertitude des résultats est illustrée à l'aide de barres (elles délimitent une certitude de 95 %). Il est à noter que seule l'incertitude des paramètres entrants du modèle est prise en compte dans l'évaluation de l'incertitude affichée. La variabilité associée à certaines hypothèses méthodologiques, comme l'approche choisie pour le recyclage, n'est pas prise en compte sur ces figures.

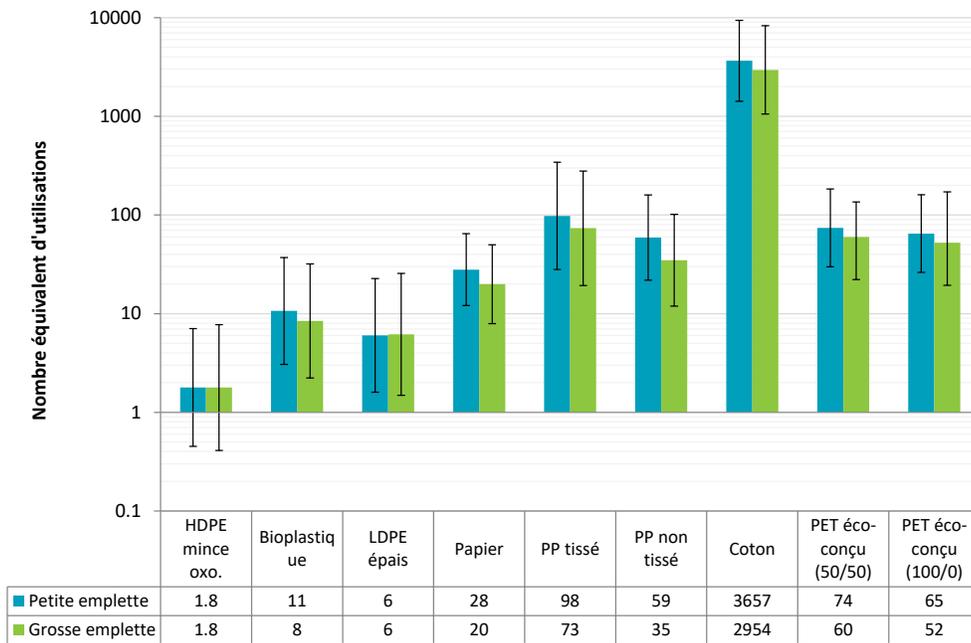


Figure H.3-2 : Nombre d'utilisations équivalent pour l'indicateur *Santé humaine*.

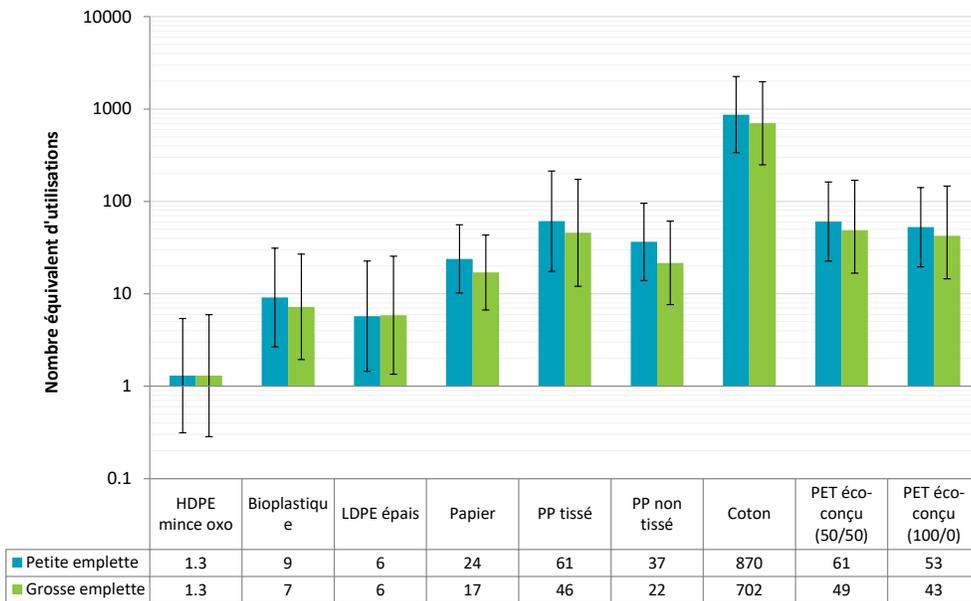


Figure H.3-3 : Nombre d'utilisations équivalent pour l'indicateur *Qualité des écosystèmes*.

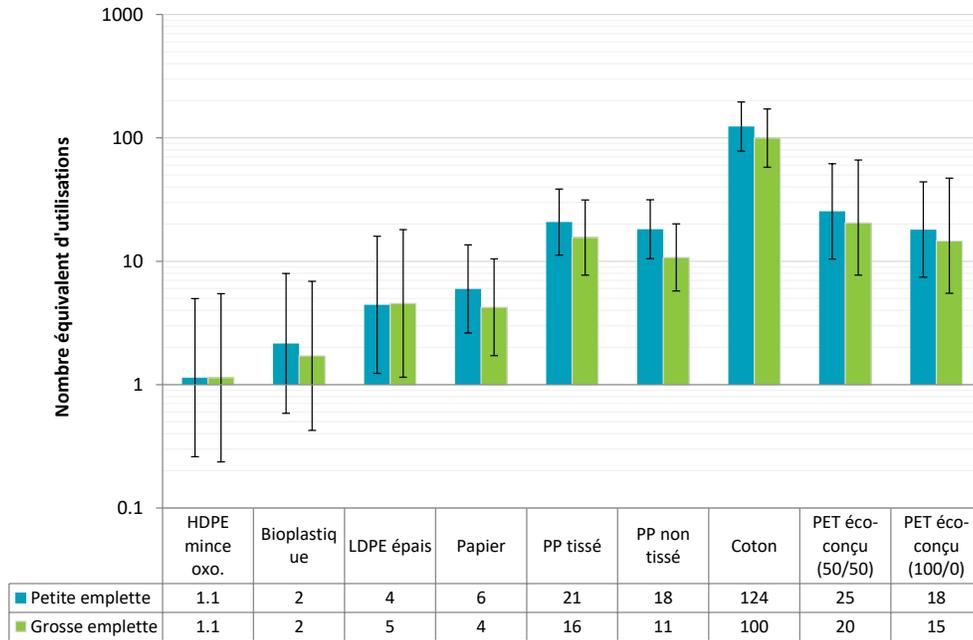


Figure H.3-4 : Nombre d'utilisations équivalent pour l'indicateur *Utilisation des ressources fossiles*.

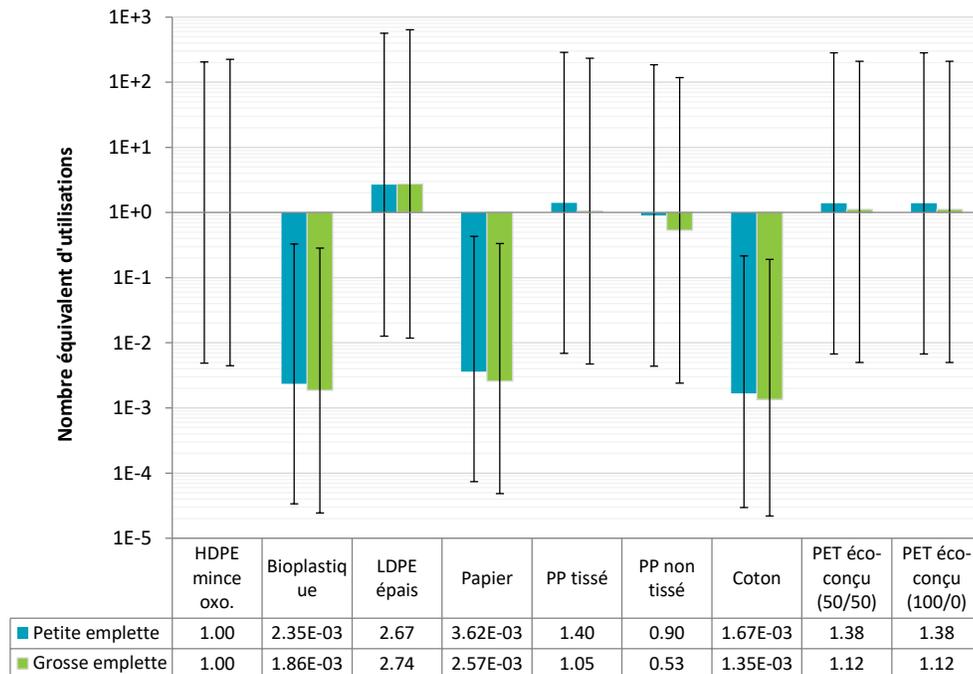


Figure H.3-5 : Nombres d'utilisations équivalents pour l'indicateur *Abandon dans l'environnement*.

Indicateurs Santé humaine, Qualité des écosystèmes et Utilisation des ressources fossiles

Le sac en PET écoconçu présente pour ces indicateurs des valeurs semblables au sac de PP tissé et donc plus faibles que le sac de coton réutilisable. Cependant, les écarts de valeurs avec le sac PP non tissé sont faibles par rapport à l'incertitude. Concrètement, le sac écoconçu doit être utilisé entre 15 et 74 fois afin d'être équivalent au sac de référence selon l'indicateur et le scénario d'emplètes.

L'analyse de contribution de la section précédente a indiqué que la production du sac écoconçu comporte plusieurs étapes, dont celle de la production du fil, composée elle-même de plusieurs sous-étapes (pelletisation, filage et texturation), qui contribue grandement aux impacts du cycle de vie. Elle consomme une quantité importante d'électricité selon les informations recueillies dans la littérature sur des techniques conventionnelles, et ce, dans un contexte américain où la génération d'électricité se fait largement à l'aide de gaz naturel et de charbon. Il s'agit d'un facteur majeur expliquant pourquoi les nombres d'utilisations équivalents du sac écoconçu ne sont pas plus bas.

La comparaison des résultats du sac écoconçu obtenus avec les deux approches de recyclage permet d'estimer les bénéfices de l'utilisation de PET recyclé à 100 %. Étant donné que la différence entre les résultats des deux approches correspond à la moitié de ces derniers, des réductions se situant entre 25 % et 58 % des impacts du cycle de vie sont observées selon l'indicateur.

Indicateur Abandon dans l'environnement

Pour l'indicateur *Abandon dans l'environnement*, le sac PET écoconçu a un nombre d'utilisations équivalent légèrement plus élevé que 1. Son score pour cet indicateur devient alors plus faible que le sac conventionnel dès la deuxième utilisation. Cette valeur est semblable à celle des autres sacs réutilisables faits de plastique, les mêmes hypothèses étant formulées. Par conséquent, les sacs à base de matière végétale restent ceux dont le nombre d'utilisations équivalent pour cet indicateur est le plus faible.

Le Tableau H.3-1 présente les résultats pour le sac écoconçu, ainsi que pour tous les autres sacs, selon le degré de certitude. Les valeurs associées à une certitude de 50 % correspondent aux valeurs médianes présentées aux graphiques précédents. Cela signifie que le consommateur réutilisant son sac d'emplètes un nombre de fois correspondant à ces valeurs a environ 50 % des chances de générer moins d'impacts environnementaux qu'en utilisant un sac de plastique conventionnel. Quant à celles associées à une plus grande certitude (97,5 %), elles correspondent aux valeurs médianes auxquelles on a ajouté deux écarts-types. Ces valeurs représentent les bornes supérieures des barres d'incertitude tracées sur les graphiques précédents. Cela signifie que le consommateur doit réutiliser plus souvent ses sacs d'emplètes afin d'augmenter les chances de générer moins d'impacts qu'avec l'utilisation de sacs de plastique conventionnels. La borne inférieure n'est pas montrée au Tableau H.3-1 puisqu'elle n'est pas pertinente en termes de nombre équivalent d'utilisations à communiquer aux consommateurs.

Tableau H.3-1 : Sommaire du nombre équivalent d'utilisations selon le degré de certitude⁸

Sac	Certitude de 50 %				Certitude de 97,5 %			
	SH	QE	URF	AE	SH	QE	URF	AE
Scénario « petite emplette »								
HDPE mince oxo	1,8	1,3	1,1	1,00	7	5	5	205
Bioplastique	11	9	2	0,002	37	31	8	0
LDPE épais	6	6	4	2,67	23	23	16	565
Papier	28	24	6	0,004	65	56	14	0
PP tissé	98	61	21	1,40	343	214	39	287
PP non tissé	59	37	18	0,90	159	96	32	185
Coton	3 657	870	124	0,002	9 400	2 248	195	0,2
PET écoconçu (50/50)	74	61	25	1.38	183	162	62	282
PET écoconçu (100/0)	65	53	18	1.38	160	141	44	282
Scénario « grosse emplette »								
HDPE mince oxo	1,8	1,3	1,1	1,00	8	6	5	225
Bioplastique	8	7	2	0,002	32	27	7	0,3
LDPE épais	6	6	5	2,74	26	26	18	637
Papier	20	17	4	0,003	50	43	10	0,3
PP tissé	73	46	16	1,05	279	174	31	234
PP non tissé	35	22	11	0,53	102	61	20	118
Coton	2 954	702	100	0,001	8 272	1 979	172	0,2
PET écoconçu (50/50)	60	49	20	1.12	136	120	46	209
PET écoconçu (100/0)	52	43	15	1.12	119	105	33	209

⁸ SH = santé humaine; QE = qualité des écosystèmes; URF = utilisation des ressources fossiles; AE = abandon dans l'environnement

Globalement, on retient que...

- Pour les indicateurs *Santé humaine*, *Qualité des écosystèmes* et *Utilisation des ressources fossiles*, le sac PET écoconçu doit être utilisé entre 15 et 74 fois afin d'être équivalent au sac de référence.
- Sur l'indicateur *Abandon dans l'environnement*, le sac PET écoconçu a un nombre équivalent d'utilisations semblable aux autres sacs de plastique.
- L'incertitude sur les résultats fait en sorte qu'il est difficile de différencier le sac écoconçu avec les sacs PP.

H.3.3 Évaluation de la qualité des données d'inventaire

L'analyse de la qualité des données d'inventaire a été effectuée pour le sac écoconçu de la façon expliquée à l'annexe D. Le tableau suivant en est le résultat.

Tableau H.3-2 : Contribution des processus et qualité des données du sac écoconçu (approche 50/50)

Étape du cycle de vie / Processus	Contribution à l'impact global du système		Qualité	
	SH, QE et UFR ⁹	AE ¹⁰	Fiabilité (Quantité)	Représentativité (Processus)
Sac écoconçu				
Production	95-98%	0%	3	3
Distribution	1-1%	0%	1	2
Fin de vie	1-4%	100%	2	3
Production				
Fabrication de PET vierge	21-36%	0%	2	2
Tri	0.3-0.5%	0%	2	2
Recyclage de PET postconsommation	6-8%	0%	2	3
Production de fil	53-63%	0%	3	3
Transport	3.4-3.7%	0%	2	2
Tissage	1-14%	0%	2	3
Fabrication du sac	0-2%	0%	2	2
Distribution				
Transport des sacs camion	99%	0%	1	2
Transport emballage camion	1%	0%	2	2
Fin de vie				
Enfouissement	100%	0%	1	3
Abandon	0%	100%	3	-

À partir de ce tableau, il a été possible d'identifier les processus à la fois présentant une forte contribution potentielle aux systèmes et ayant modélisés à l'aide de données dont la qualité pourrait être améliorée. Les principales données à améliorer pour augmenter la robustesse des résultats sont liées aux processus/paramètres suivants :

- **Production du fil** : l'étape de filage a été modélisée à l'aide des chiffres de van der Velden et al. (2014) en termes consommation d'électricité, de gaz naturel, de mazout et de vapeur. Il s'agit de valeurs de la littérature dont la représentativité géographique n'est pas connue. Selon la description du procédé de fabrication de fil, les valeurs correspondant le plus possible à la technologie étudiée ont été moyennées.
- **Tissage** : Des informations primaires approximatives ont été obtenues auprès de l'entreprise qui serait en charge de cette étape. Cependant, seulement la consommation d'électricité et les pertes ont été estimées.
- **Abandon dans l'environnement** : voir section 4.3.

⁹ SH = santé humaine; QE = qualité des écosystèmes; URF = utilisation des ressources fossiles

¹⁰ AE = abandon dans l'environnement

Ces processus représentent par le fait même une limite et diminuent la certitude des résultats. L'incertitude reliée à la plupart des éléments de la liste précédente a été évaluée à l'aide de simulations Monte Carlo et a été prise en compte lors de la présentation des résultats à la section précédente. D'autres sources d'incertitude, reliées aux hypothèses de modélisation, ont été vérifiées en analyse de sensibilité à la section suivante. Il faut se rappeler que le sac de PET recyclé est un prototype et n'est pas encore au stade de production.

La **fabrication de PET vierge** est le deuxième plus grand contributeur aux impacts potentiels du cycle de vie du sac écoconçu avec l'approche 50/50. Les données d'inventaire sur cette production sont considérées comme étant représentatives du contexte américain. Elles proviennent de la base de données US LCI et incluent deux technologies de production : polymérisation à partir de téréphtalate de diméthyl (DMT) et d'acide téréphtalique (PTA). Elles ont été compilées et révisées par la firme Franklin Associates et l'American Chemistry Council. L'incertitude se situe plutôt dans la quantité de PET nécessaire dans les processus en aval de la fabrication des sacs, les pertes lors du filage étant notamment inconnues.

Les processus de **tri et de production de flocons de PET recyclé postconsommation** (recyclage) été jugée de qualité adéquate en ce qui a trait à leur représentativité technologique, géographique et temporelle, ainsi que leur complétude et leur fiabilité. Ces données de la littérature ont également été compilées par Franklin Associates (2011) dans un rapport disponible sur Internet. Elles représentent un contexte américain de tri et de production de flocons de PET.

H.3.4 Analyses de sensibilité

Les analyses de sensibilités prévues à la section H.2.9 ont été effectuées. Elles comprennent celles effectuées pour les autres sacs. Des analyses de sensibilité additionnelles ont été réalisées, concernant la modélisation de procédés de teinture et de sérigraphie, deux étapes pouvant vraisemblablement être effectuées sur le sac à l'étude.

Méthode ÉICV

Comme pour les autres sacs, l'analyse de sensibilité avec la méthode ÉICV ReCiPe ne remet pas en question les conclusions tirées de l'analyse des résultats calculés avec la méthode ImpactWorld+. Elle démontre également que le sac PET écoconçu doit être réutilisé plusieurs dizaines de fois pour devenir équivalent au sac de référence.

Approche de recyclage

Aux sections précédentes, les résultats pour le sac écoconçu ont été présentés suivant deux approches de recyclage : la méthode 50/50 et la méthode 100/0. Elles ont été jugées comme les plus pertinentes pour ce sac pour les raisons évoquées à la section H.2.5. En complément, la présente analyse de sensibilité considère également la troisième approche, l'extension des frontières (0/100). De plus, contrairement aux résultats principaux, l'approche de recyclage du sac de référence est également changée. Le tableau suivant présente le nombre d'utilisations équivalent du sac écoconçu et des sacs PP réutilisables (à titre indicatif) pour la petite emplette selon les différentes approches de recyclage, et ce, pour tous les indicateurs excepté l'abandon pour l'environnement non affecté par cette analyse de sensibilité. Les pourcentages affichés sont les variations par rapport à l'approche 50/50 et sont les mêmes pour le scénario de grosse emplette. Les résultats de cette analyse de sensibilité pour les autres sacs sont présentés à la section 4.4.2 du rapport. Il est à noter que les valeurs pour l'approche 100/0 ci-dessous diffèrent

de celles présentées à la section H.3.2, car dans cette analyse de sensibilité les différentes approches de recyclage sont appliquées non seulement au sac écoconçu, mais également aux autres sacs étudiés, incluant le sac de référence (sac de plastique conventionnel jetable).

Tableau H.3-3 : Nombre d'utilisations équivalent selon l'approche de modélisation du recyclage pour la petite emplette et sa variation par rapport à l'approche de référence (50/50)

Sac	Approche extension des frontières (0/100)						Approche règle de coupure (100/0)					
	Santé humaine		Qualité des écosystèmes		Utilisation des ressources fossiles		Santé humaine		Qualité des écosystèmes		Utilisation des ressources fossiles	
PP tissé	165	+68%	99	+62%	47	+126%	67	-32%	42	-31%	8	-59%
PP non tissé	92	+57%	54	+49%	28	+56%	43	-27%	28	-25%	13	-27%
PET écoconçu	130	+76%	102	+68%	51	+101%	48	-36%	40	-35%	13	-48%

Les résultats pour le sac écoconçu montrent la même tendance que pour les autres sacs étudiés : le nombre d'utilisations équivalent de tous les sacs est affecté par l'approche de recyclage, en partie étant donné que les scores du sac de plastique conventionnel le sont. Dans l'approche 0/100, les scores du sac de référence sont plus faibles, entraînant une augmentation du nombre équivalent d'utilisations pour tous les sacs. À l'inverse, avec l'approche 100/0, les scores du sac de référence sont plus élevés, diminuant le nombre équivalent d'utilisations des autres sacs.

Le sac PET écoconçu est l'un des plus affectés par le choix de l'approche de recyclage, notamment pour l'indicateur d'*Utilisation de ressources fossiles*, qui est fortement influencé par la présence de matière vierge issue du pétrole. Avec l'approche 0/100, les avantages de son fort contenu en matière recyclée sont éliminés, en plus de l'effet à la hausse dû au sac de plastique conventionnel. Son nombre minimal d'utilisations atteint 130 fois (petite emplette) et 105 fois (grosse emplette) pour l'indicateur *Santé humaine*. Avec l'approche 100/0, l'effet inverse se produit : son nombre minimal d'utilisations descend à 48 fois (petite emplette) et 39 fois (grosse emplette), alors qu'avec la 50/50 on obtient respectivement 74 et 60.

Ces résultats montrent que le choix de l'approche de recyclage peut fortement influencer les nombres équivalents d'utilisations pour le sac écoconçu. Notamment, l'approche 0/100 le fait augmenter de façon importante. Or, cette approche n'a pas été considérée comme très pertinente pour ce sac tel qu'expliqué à la section H.2.5. Bien que cette analyse de sensibilité apporte des nuances concernant le nombre minimal d'utilisations du sac, les tendances principales sont inchangées par rapport aux autres sacs analysés.

Lavage des sacs

Le tableau suivant présente la variation la plus élevée entre les deux scénarios d'emplètes du nombre d'utilisations équivalent pour les sacs réutilisables étudiés dans le cas où un lavage des sacs est considéré. Les mêmes hypothèses que pour les autres sacs réutilisables ont été utilisées, c'est-à-dire une fréquence de lavage à la machine à l'eau froide une fois toutes les 12 utilisations, soit environ quatre fois par année pour une utilisation hebdomadaire. Il est à noter que les

paramètres de nettoyage peuvent grandement varier d'un consommateur à l'autre et que cette analyse de sensibilité n'évalue pas l'entièrement des scénarios possibles. On rappelle que l'indicateur Abandon dans l'environnement n'est pas affecté par le lavage.

Tableau H.3-4 : Variation maximale du nombre d'utilisations équivalent due au lavage des sacs réutilisables

Sac	Santé humaine	Qualité des écosystèmes	Utilisation des ressources fossiles
PP tissé	19%	20%	1%
PP non tissé	11%	12%	1%
Coton	45%	49%	2%
PET écoconçu (50/50)	18%	20%	1%

Comme dans le cas des sacs de PP tissé et de PP non tissé, l'ajout du lavage résulte en une augmentation du nombre d'utilisations nécessaires pour que le sac PET écoconçu soit équivalent au sac conventionnel. Le nombre d'utilisations minimal augmente ainsi de 87 à 103 utilisations dans le pire des cas (indicateur *Santé humaine*, scénario petite emplette).

Dans tous les cas, les résultats de cette analyse de sensibilité ne modifient pas les tendances présentées précédemment.

Taux de réutilisation comme sac à ordures

Le tableau suivant montre les résultats de cette analyse de sensibilité où on exclut le crédit de la réutilisation des sacs jetables comme sacs à ordures (voir section 4.4.4) pour le sac en PET écoconçu. On peut y voir que le nombre d'utilisations nécessaires diminue d'au moins 50 % pour les trois indicateurs.

Cette analyse de sensibilité ne remet pas en question les conclusions tirées des résultats principaux de l'étude. Elle montre toutefois l'influence très importante qui joue en faveur des sacs jetables du comportement du consommateur à assurer une fonction supplémentaire à ces derniers.

Tableau H.3-5 : Nombre équivalent d'utilisations sans crédit de réutilisation comme sac à ordures

Sac	Santé humaine	Qualité des écosystèmes	Utilisation des ress. fossiles	Abandon dans l'env.
Scénario « petite emplette »				
Sac de plastique oxo	1,2	1,1	1,0	1,00
Bioplastique	5	4	1,7	0,002
Sac de plastique épais	3	3	2	2,7
Papier	10	10	3	0,004
PP tissé	35	25	10	1,40
PP non tissé	21	15	9	0,90
Coton	1 309	358	61	0,002
PET écoconçu (50/50)	26	22	12	1,4
Scénario « grosse emplette »				
Sac de plastique oxo	1,2	1,1	1,0	1,00
Bioplastique	4	3	1,3	0,002
Sac de plastique épais	3	3	3	2,7
Papier	7	7	2	0,003
PP tissé	26	19	8	1,1
PP non tissé	12	9	5	0,5
Coton	1 058	289	49	0,001
PET écoconçu (50/50)	21	18	10	1,1

Procédés de teinture et de sérigraphie

La teinture et la sérigraphie du sac écoconçu peuvent faire augmenter de façon importante ses scores d'impacts. En ajoutant ces deux étapes, le nombre d'utilisations équivalent augmente jusqu'à 83 % par rapport au cas de base et peut atteindre 136 utilisations pour la Santé humaine (scénario petite emplette). Cette augmentation est principalement due à la teinture, pouvant requérir une grande quantité d'énergie et d'eau. Cependant, une technologie moderne telle le *air flow jet* (van der Velden et al., 2014) en consommerait beaucoup moins. Avec elle, l'augmentation la plus élevée du nombre d'utilisations équivalent avec teinture et sérigraphie ne serait que de 40 %. D'où l'importance sur le plan environnemental du choix de la technologie lorsque ces deux étapes sont envisagées.

Recyclage en fin de vie

Le tableau suivant présente les résultats de l'analyse de sensibilité sur le recyclage en fin de vie. Sur les deux premières lignes se trouvent le nombre d'utilisations équivalent du sac écoconçu non recyclé (scénario de base) selon les deux approches de recyclage, 50/50 et 100/0, et pour la petite emplette, tel que présenté à la section H.3.2. Les deux lignes suivantes montrent les valeurs pour les deux scénarios de recyclage en fin de vie, c'est-à-dire des taux de récupération de 35 % et 50 %, évalués avec l'approche 50/50, l'approche 100/0 ne tenant pas compte des bénéfices du recyclage en fin de vie. Les valeurs sont accompagnées des pourcentages de variation par rapport

à la valeur de référence (sac écoconçu non recyclé évalué avec approche 50/50). Enfin, les valeurs pour les sacs de PP sont présentées à titre indicatif. L'indicateur *Abandon dans l'environnement* n'étant pas affecté par cette analyse de sensibilité, ses résultats ne sont donc pas montrés.

Tableau H.3-6 : Nombre équivalent d'utilisations selon différents scénarios de recyclage en fin de vie

Sac et scénario de recyclage	Santé humaine		Qualité des écosystèmes		Utilisation des ressources fossiles	
Sac écoconçu non recyclé (50/50, référence)	74	-	61	-	25	-
Sac écoconçu non recyclé (100/0)	65	-12%	53	-13%	18	-29%
Sac écoconçu recyclé à 35 % (50/50)	71	-4%	58	-4%	24	-7%
Sac écoconçu recyclé à 50 % (50/50)	69	-6%	57	-6%	23	-10%
PP tissé non recyclé	98	-	61	-	21	-
PP non tissé non recyclé	59	-	37	-	18	-

Ces résultats indiquent que le recyclage en fin de vie du sac écoconçu serait positif. Les bénéfices de la matière vierge évitée par la production de matière secondaire surpassent les impacts dus aux opérations de recyclage. Les gains environnementaux équivalent à jusqu'à cinq utilisations en moins du sac écoconçu pour représenter moins d'impacts que le sac de plastique conventionnel. Plusieurs facteurs expliquent ce faible nombre : la transformation du PET en fil générant des impacts importants et l'approche 50/50 ne considérant que la moitié des bénéfices du recyclage en fin de vie. Ainsi, bien que ces résultats soient en faveur de cette pratique, ils laissent à penser que d'autres facteurs pourraient améliorer le cycle de vie d'un sac d'emplètes de façon plus marquée, tels le nombre d'utilisations et le choix du matériau.

Lieu de production du fil

Dans cette analyse de sensibilité, le lieu de production du fil a été changé pour le Québec, dans le but d'évaluer les effets de l'hydroélectricité et d'un moindre transport sur le cycle de vie du sac écoconçu. Le tableau suivant montre les résultats de façon similaire au Tableau H.3-6.

Tableau H.3-7 : Nombre équivalent d'utilisations selon le lieu de production du fil

Sac et lieu de production du fil	Santé humaine		Qualité des écosystèmes		Utilisation des ressources fossiles	
Sac écoconçu (50/50) – fil US	74	-	61	-	25	-
Sac écoconçu (50/50) – fil QC	30	-60%	39	-35%	12	-52%
Sac écoconçu (100/0) – fil US	65	-	53	-	18	-
Sac écoconçu (100/0) – fil QC	16	-75%	29	-45%	4	-79%
PP tissé	98	-	61	-	21	-
PP non tissé	59	-	37	-	18	-

On peut y voir que le potentiel de réduction des impacts du cycle de vie du sac écoconçu est majeur, dû à la contribution de l'électricité lors des différentes étapes de production du fil. Il serait donc pertinent de considérer un approvisionnement local québécois dans l'optique de réduire les impacts du cycle de vie du sac écoconçu.

H.3.5 Analyses de scénarios

Comme pour les autres sacs, une analyse de scénario a été effectuée afin de mettre en contexte le déplacement en voiture lors d'un oubli des sacs réutilisables.

Pour le sac PET écoconçu, la distance équivalente est d'environ 2,5 km pour les trois indicateurs d'impact étudiés dans le scénario de grosse emplette. Cette distance ne tient compte d'aucune réutilisation.

H.3.6 Limites de l'ACV

Les principales limites énumérées à la section 4.6 s'appliquent également à ce volet de l'étude concernant, d'une part, toutes les limites inhérentes à la méthodologie ACV en général et, d'autre part, les hypothèses sur le comportement de l'utilisateur et surtout les données d'inventaire. Étant donné que le sac écoconçu est au stade de prototype, la modélisation des impacts liés à son cycle de vie comporte de grandes incertitudes.

H.4 Conclusion de l'AeCV du sac écoconçu

À la suite de l'ACV de huit sacs d'emplettes dans un contexte québécois, les résultats de cette annexe viennent compléter l'étude en effectuant l'AeCV d'un prototype de sac réutilisable conçu en suivant des principes d'écoconception. Notamment, son contenu recyclé et son lieu de fabrication étaient des critères évalués. L'AeCV a été effectuée dans le but de donner une idée sommaire du potentiel de réduction d'impacts que pourrait offrir ce modèle de sac, le prototype n'étant pas encore au stade de production.

Selon les résultats obtenus, le nombre d'utilisations équivalent du sac écoconçu sont, selon l'indicateur, l'approche de recyclage et le scénario d'emplettes, de 52 à 74 fois pour la *Santé humaine*, de 43 à 61 fois pour la *Qualité des écosystèmes* et de 15 à 25 fois pour l'*Utilisation de ressources fossiles* pour avoir la même performance que le sac conventionnel. Quant à l'indicateur *Abandon dans l'environnement*, le sac de PET recyclé est meilleur que le sac conventionnel dès deux utilisations.

L'interprétation des résultats a permis d'établir des balises à suivre afin de réduire les impacts du cycle de vie du sac écoconçu dans un contexte où il n'est pas encore commercialisé. Tout d'abord, son haut taux en contenu recyclé constitue son principal avantage. En comparaison avec un approvisionnement en PET vierge à 100 %, les impacts du cycle de vie du sac sont réduits de 58 % dans le meilleur des cas. Cette caractéristique est donc incontournable dans un contexte d'écoconception.

Ensuite, l'étape de production du fil composée de plusieurs sous-étapes (pelletisation, filage et texturation) peut contribuer grandement aux impacts du cycle de vie du sac. Elle consomme une quantité importante d'électricité selon les informations recueillies dans la littérature sur des techniques conventionnelles, et ce, dans un contexte américain où la génération d'électricité se fait largement à l'aide de gaz naturel et de charbon. L'utilisation d'un fil de PET recyclé issu d'une filière québécoise plutôt qu'américaine permettrait des gains environnementaux substantiels, c'est-à-dire réduirait de plus de la moitié la majorité des scores d'indicateurs affectés, et ce, grâce à l'hydroélectricité québécoise et à la réduction du transport.

Plus loin dans l'étape de fabrication, lors de la confection du sac, le taux de perte de tissu est relativement élevé. Bien que non testée en analyse de sensibilité, une optimisation des procédés de coupage permettrait vraisemblablement de diminuer le besoin en tissu et de réduire les impacts environnementaux reliés au fil. Pour les pertes inévitables, le recyclage est à privilégier, tel que pratiqué lors du tissage.

De plus, l'analyse de sensibilité sur la teinture et la sérigraphie du sac démontre que, dans le pire cas, ces étapes peuvent faire augmenter de 83 % les impacts du cycle de vie selon les estimations effectuées, la teinture nécessitant une grande quantité d'énergie et d'eau. L'accès à des installations modernes de teinture est donc fortement conseillé, pouvant couper de moitié l'augmentation des impacts associée à ces étapes supplémentaires.

Enfin, le recyclage en fin de vie du sac amènerait également des gains environnementaux. Selon les calculs effectués, ces gains s'élèveraient dans le meilleur des cas à 10 % de réduction. La situation actuelle au Québec suggère fortement que le sac écoconçu unimatière, bien que recyclable en théorie, ne serait pas recyclé en fin de vie. Cependant, dans l'avenir, le développement de la filière de recyclage de textile au Québec pourrait rendre la fin de vie du sac écoconçu plus écologiquement responsable.

H.5 Références

- EPA (2017). eGRID2014v2 Summary Tables. Agence américaine de protection de l'environnement (EPA). En ligne : https://www.epa.gov/sites/production/files/2017-02/documents/egrid2014_summarytables_v2.pdf [Page consultée le 27 novembre 2017]
- FRANKLIN ASSOCIATES (2011). Life cycle inventory of 100% postconsumer hdpe and pet recycled resin from postconsumer containers and packaging. Étude réalisée pour le compte de l'American chemistry council, inc., l'Association of postconsumer plastic recyclers (APR), la National association for pet container resources (NAPCOR) et la PET resin association (PETRA). Kansas, 74 p. En ligne : <https://plastics.americanchemistry.com/Education-Resources/Publications/Life-Cycle-Inventory-of-Postconsumer-HDPE-and-PET-Recycled-Resin.pdf> [Page consultée le 30 octobre 2017]
- OMS (2003). Climate change and human health: Risks and Responses. Organisation mondiale de la santé, Genève. En ligne : <http://www.who.int/globalchange/publications/climchange.pdf> [Page consultée le 25 novembre 2017]
- RECYC-QUÉBEC (2017). Indice du prix des matières (moyenne). En ligne : <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/indice-prix-matieres-sommaire-2009-2016.pdf> [Page consultée le 27 novembre 2017]
- REPVEVE (2013). Discovery Channel: How REPVEVE Is Made. En ligne : <https://www.youtube.com/watch?v=B5-vPVRwkRE> [Page consultée le 25 novembre 2017]
- US LCI (2016). National Renewable Energy Laboratory. En ligne : <https://www.lcacommons.gov/nrel/search> [Page consultée le 30 octobre 2017]
- VAN DER VELDEN, N.M., PATEL, M.K. et VOGTLÄNDER, J.G. (2014). LCA benchmarking study on textiles made of cotton, polyester, nylon, acryl, or elastane. The International Journal of Life Cycle Assessment 19(2) p.331-356. En ligne : <https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-013-0626-9> [Page consultée le 20 octobre 2017]
- WRI & WBCSD (2011). Greenhouse Gas Protocol - Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard. World Resources Institute (WRI) et World Business Council for Sustainable Development (WBCSD), États-Unis. En ligne : http://www.ghgprotocol.org/sites/default/files/ghgp/standards/Product-Life-Cycle-Accounting-Reporting-Standard_041613.pdf [Page consultée le 25 novembre 2017]

Annexe I : Rapport de revue critique portant sur le sac écoconçu

Le contenu de cette annexe est inclus dans les fichiers
« Annexe I - Rapport Revue Critique - ACV Sac écoconçu QC - 20171215.pdf » et « Annexe I - ACV
Sac Emplettes - Annexe H - Revue Critique - 20171208.xlsx » fournis avec le présent rapport.