

Évaluation de l'effet de la spatialité sur la performance environnementale du recyclage des bouteilles de PET

par

Arthur LOUBERT

MÉMOIRE PRÉSENTÉ À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE
COMME EXIGENCE PARTIELLE À L'OBTENTION DE LA MAÎTRISE
EN GÉNIE, CONCENTRATION PERSONNALISÉE, GÉNIE DE
L'ENVIRONNEMENT,
M. Sc. A.

MONTRÉAL, LE 02 DÉCEMBRE 2022

ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC



Arthur Loubert, 2022



Cette licence [Creative Commons](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/) signifie qu'il est permis de diffuser, d'imprimer ou de sauvegarder sur un autre support une partie ou la totalité de cette œuvre à condition de mentionner l'auteur, que ces utilisations soient faites à des fins non commerciales et que le contenu de l'œuvre n'ait pas été modifié.

PRÉSENTATION DU JURY
CE MÉMOIRE A ÉTÉ ÉVALUÉ
PAR UN JURY COMPOSÉ DE :

M. Mathias Glaus, directeur de mémoire
Département de génie de la construction à l'École de technologie supérieure

M. Frédéric Monette, président du jury
Département de génie de la construction à l'École de technologie supérieure

M. Marc Journeault, membre du jury
Faculté des sciences de l'administration, École de comptabilité, à l'Université Laval

IL A FAIT L'OBJET D'UNE SOUTENANCE DEVANT JURY ET PUBLIC

LE 18 NOVEMBRE 2022

À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier mon directeur de recherche, Mathias Glaus, pour son dévouement, sa confiance, son enthousiasme, son savoir, sa bonne humeur et son temps. Je le remercie également de m'avoir permis de travailler librement, à mon rythme, et sur un sujet qui me plaît. Je suis heureux et honoré de pouvoir continuer l'aventure à ses côtés pour la suite de ma formation.

Je remercie également toutes les personnes que j'ai pu rencontrer dans le cadre de ma maîtrise, celles qui m'ont aidé et avec lesquelles j'ai pu échanger.

Je remercie finalement mes proches et amis, ainsi que ma famille, de m'avoir soutenu et aidé tout au long de mon cheminement.

Évaluation de l'effet de la spatialité sur la performance environnementale du recyclage des bouteilles de PET

Arthur LOUBERT

RÉSUMÉ

Le recyclage est une méthode de gestion en fin de vie des matières en pleine expansion. Elle permet notamment l'utilisation de matières premières secondaires, issues de transformations et évite par la même occasion un recours systématique à l'extraction de matières premières primaires. Les boucles de recyclage impliquent néanmoins d'intégrer des processus de transformations différents de ceux rencontrés dans la chaîne de valeur initiale et des distances supplémentaires pour les relier. L'efficacité de ce bouclage repose, en partie, sur ces distances, mais également sur d'autres caractéristiques intrinsèques du territoire, comme le mix électrique. Il existe cependant peu d'études qui font le lien entre le recyclage et les paramètres spatiaux et qui mesure l'impact des caractéristiques territoriales sur la performance d'une filière complète. Chaque procédé, qu'il transforme ou non la matière, est pris en compte et participe au bilan total des émissions de gaz à effet de serre (GES).

L'objectif de l'étude est de mesurer l'influence des caractéristiques territoriales sur la performance environnementale de la filière de recyclage des bouteilles de PET à l'échelle de l'Amérique du Nord (Canada et États-Unis). L'indicateur principal utilisé pour cela est la quantité de CO₂ équivalent émise par bouteille (500 mL ; 26 g de PET) tout au long de sa chaîne de valeur. La démarche méthodologique a permis de répondre aux trois sous-objectifs de recherche suivants : (1) cartographier l'ensemble des acteurs, (2) exprimer les flux de matières de bouteilles de PET actuels ainsi que les indicateurs environnementaux choisis, en fonction d'une situation de base, et (3) évaluer la performance d'alternatives élaborées en regard des spécificités territoriales.

L'étude a montré que le transport n'est responsable que de 0,2 % des émissions de GES imputées à l'ensemble de la chaîne de valeur. À l'inverse, le mix électrique, autre caractéristique spatiale des territoires a une influence plus significative sur l'indicateur d'émissions de GES. Certaines alternatives de redistributions des flux de matières, à destination de régions à faible mix électrique, ont permis d'abaisser la quantité de CO₂ équivalent émise par bouteille de plus de 95 %, alors que dans le même temps, les distances de parcours des flux ont augmenté de 573 km (soit 143 %). Cependant, dans le cas où le mix électrique est faible, l'impact du transport dans le bilan carbone n'est plus négligeable. Au Québec, le transport compte pour plus de 5 % de l'empreinte carbone d'une bouteille de PET.

La méthode développée se présente comme un outil d'aide à la décision dont le but est de permettre la prise en considération des disparités territoriales et la mise en lumière d'opportunités environnementales.

Mots-clés : PET, recyclage, spatialité, bilan d'émissions, acteurs, transport, mix électrique, redistribution

Evaluation of the effect of spatiality on the environmental performance of PET bottles recycling

Arthur LOUBERT

ABSTRACT

Recycling is a growing end-of-life management option. It allows the use of secondary raw materials, that came out of a transformation process, instead of the sole use of fossil fuels materials. Nevertheless, recycling requires the involvement of types of transformation processes different from those found in the initial value chain and additional distances to connect them. The recycling efficiency is partly based on those distances, but also on other intrinsic characteristic of the territory, such as the electricity mix. There are, however, few studies linking recycling with spatial parameters and measure the impact of territorial features on the performance of the entire value chain. Each process, whether it transforms or not the matter, is considered and participates in the total greenhouse gases emissions calculation.

The main aim of this study is to measure the impact of territorial features on the environmental performance of the PET bottle recycling through the North America scale (Canada and United States). The main indicator used is the amount of equivalent CO₂ emitted per bottle (500mL; 26 g of PET) throughout the entire value chain. The methodological approach has enabled the three following sub-objectives to be reached: (1) map the multiple processes, (2) calculate the current PET bottle flows as well as the chosen environmental indicators, based on the given situation, then (3) evaluate the performance of alternatives constructed based on the territorial particularities.

This study showed transportation is solely responsible for 0,2 % of GHG emissions attributable to the entire value chain. Conversely, the electricity mix, another spatial characteristic of territories, has a stronger influence on the GHG indicator. Some flows reallocations alternatives (towards territories with a lower electricity mix) permitted a decrease of the amount of equivalent CO₂ emitted per bottle higher than 95 %, while simultaneously, flows distances have increased of 573 km (correspondingly 143 %). Nevertheless, when the electricity mix is low (about a few grams of equivalent CO₂ per kWh of electricity), the impact of transportation on the carbon footprint is significant. In Quebec, transportation takes up more than 5 % of the PET bottle's carbon footprint.

The developed approach is presented as a decision-making tool to permit the consideration of territorial differences and highlight environmental opportunities.

Keywords: PET, recycling, spatiality, carbon footprint, processes, transportation, electricity mix, redistribution

TABLE DES MATIÈRES

	Page
INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1 ÉTAT DES CONNAISSANCES.....	3
1.1 Plastique, matière à recycler	3
1.1.1 Plastique, matière complexe	3
1.1.2 PET, plastique d’emballage prépondérant	5
1.1.3 Présentation des flux à différentes échelles	6
1.1.4 Initiatives, réglementations, objectifs, ... vers un modèle de plus en plus circulaire.....	10
1.2 Recyclage du plastique : système, processus et acteurs.....	13
1.2.1 Chaîne de valeur du recyclage	14
1.2.2 Processus de la filière plastique	15
1.2.3 Difficultés du recyclage du plastique.....	18
1.2.3.1 Difficultés systémiques.....	19
1.2.3.2 Difficultés liées à la matière	20
1.3 Indicateurs, méthodes et spatialité	21
1.3.1 Impact des différentes étapes de la chaîne de valeur	21
1.3.2 Influence du transport et des distances	24
1.3.3 Influence du mix électrique	27
CHAPITRE 2 MÉTHODOLOGIE.....	29
2.1 Définition du cadre de l’étude.....	29
2.2 Découpage de la chaîne de valeur.....	31
2.2.1 Méthode de construction des listes d’acteurs.....	32
2.2.2 Détermination des distances	34
2.3 Bilan des flux	36
2.3.1 Schéma de répartition des flux.....	36
2.3.2 Taux de rejet des processus de la chaîne et hypothèses simplificatrices.....	38
2.4 Évaluation de la performance de la chaîne de valeur du recyclage du PET	40
2.4.1 Indicateur d’émissions de GES.....	40
2.4.2 Alternatives de recyclage envisagées.....	43
2.4.2.1 Caractéristiques de catégorisations	43
2.4.2.2 Nouvelles distributions spatiales des flux.....	44
CHAPITRE 3 RÉSULTATS.....	45
3.1 Structuration du modèle de la chaîne des processus de recyclage des bouteilles de PET.....	45
3.1.1 Localisation des acteurs et caractérisation spatiale.....	45
3.1.2 Flux de matières mis en jeu	54
3.1.3 Impact environnemental de la chaîne actuelle	58

3.2	Alternatives de redistribution des flux	63
3.2.1	Classification des acteurs	63
3.2.2	Développement des alternatives	66
3.2.3	Comparaison avec la situation actuelle	69
CHAPITRE 4	DISCUSSION	73
4.1	Opérationnalisation de l'outil développé	73
4.1.1	Modification potentielle	73
4.1.2	Discussions sur les choix, hypothèses et alternatives envisagées	75
4.2	Perspectives	78
4.2.1	Pistes d'améliorations	79
4.2.2	Perspectives d'adaptations	81
CONCLUSION		83
ANNEXE I	MIX ÉLECTRIQUE	85
ANNEXE II	LIMITES TERRITORIALES DE RECENSEMENT ET MAILLAGE FINAL	87
ANNEXE III	LISTES DES ACTEURS SITUÉS AU CANADA	89
ANNEXE IV	LISTES DES ACTEURS SITUÉS AUX ÉTATS-UNIS	95
ANNEXE V	TERRITOIRE D'ÉTUDE – COUCHE RÉSULTANTE DE LA JOINTURE ENTRE LE MAILLAGE ET LES COUCHES DE RECENSEMENT DE POPULATION	113
ANNEXE VI	ÉVOLUTION DES INDICATEURS RETENUS POUR CHAQUE ÉTUDE DE CAS, EXPRIMÉ POUR CHAQUE ACTEUR DE TRI	115
ANNEXE VII	CARTE DE PRÉSENTATION DU CHEMINEMENT DES FLUX DE MATIÈRES, AVANT ET APRÈS LA REDISTRIBUTION, ZONES D'ÉTUDES 1 ET 2	119
LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES		121

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1.1	Classification des plastiques en sept catégories distinctes.....4
Tableau 1.2	Synthèse des différents flux de matières plastiques et des taux associés pour différentes échelles de territoire9
Tableau 1.3	Taux de collecte des différentes provinces du Canada, tiré de Canada Plastic Pact (2021)16
Tableau 1.4	Volumes de bPET collectés pour les différentes régions des États-Unis, tiré de NAPCOR (2018).....16
Tableau 1.5	Limites dans la mise en œuvre d’une économie circulaire dans l’industrie des plastiques, tiré de Laperche & Merlin-Brogniart (2016).....19
Tableau 1.6	Formes du réseau et détour moyen, tiré de Héran (2009).....27
Tableau 2.1	Ensemble des données et couches de données utilisées.....30
Tableau 2.2	Caractéristiques des couches de générateurs utilisées33
Tableau 2.3	Différents groupes d’acteurs retenus34
Tableau 2.4	Valeurs des taux de rejet des processus internes de la chaîne de valeur.....39
Tableau 2.5	Constantes retenues pour le calcul des consommations énergétiques42
Tableau 3.1	Intensités des flux de matières extrants pour les différentes catégories d’acteurs.....56
Tableau 3.2	Caractéristiques des différents groupes et sous-groupes d’acteurs de tri64
Tableau 3.3	Caractéristiques des zones de déploiement des alternatives67
Tableau 3.4	Valeurs des indicateurs avant et après les redistributions de flux et évolution de ces indicateurs, pour l’ensemble des études de cas envisagées70
Tableau 4.1	Sous-groupes potentiels, rassemblant des acteurs de tri ayant une empreinte carbone égale (tronquée à l’unité).....74

Tableau 4.2	Influence de la variation de la valeur de consommation énergétique associée à la production de résine vierge sur le bilan carbone d'une bPET	77
-------------	--	----

LISTE DES FIGURES

	Page
Figure 1.1	Diagramme des flux de matières plastiques d’emballage à l’échelle mondiale, tirée de World Economic Forum, Ellen MacArthur Foundation and McKinsey & Company (2016).....7
Figure 1.2	Diagramme de Sankey des flux de bPET aux États-Unis, tirée de NAPCOR (2018).....8
Figure 1.3	Hiérarchie des priorités dans la gestion des plastiques, tirée du Conseil Canadien des Ministres de l’Environnement (2018)11
Figure 1.4	Flux des résines canadiennes (en milliers de tonnes par an), tirée de ECCC (2019)13
Figure 1.5	Chaîne de valeur du plastique, adaptée de Wong (2010).....14
Figure 1.6	Représentation schématique de la chaîne de valeur des plastiques en fin de vie, tirée de CTTÉI (2021).....14
Figure 1.7	Émissions de GES par bPET en fonction de différents scénarios de production, tirée de Benavides, Dunn, Han, Bidy, & Markham (2018).....22
Figure 1.8	Répartition, en pourcentage, des distances parcourues par les matières en fin de vie, dans trois agglomérations françaises, adaptée de Durand, Bahers, & Beraud (2017)24
Figure 1.9	Évolution de la demande énergétique en fonction de la distance aux centres de collecte pour plusieurs modes de distribution, tirée de Kreiger, Anzalone, Mulder, Glover, & Pearce (2013).....26
Figure 2.1	Chaîne de valeur simplifiée du recyclage des bPET considérée.....31
Figure 2.2	Méthode de répartition des flux36
Figure 3.1	Cartes de présentation, respectivement, (a) de la répartition de la population sur les deux territoires d’études, par comtés ou subdivisions de recensement, et (b) de la couche de générateurs obtenue, agrandissement sur la zone englobant le lac Ontario46

Figure 3.2	Carte de présentation de la répartition des centroïdes pour la région frontalière entre le Saskatchewan (Canada) et le Montana (États-Unis), selon, (a) les subdivisions de recensement, et (b) la superposition du maillage hexagonal généré et des subdivisions de recensement.....	47
Figure 3.3	Histogramme de répartition des distances entre générateurs et acteurs de tri respectivement pour les États-Unis et le Canada	48
Figure 3.4	Carte de présentation de la distance moyenne, pondérée par l'intensité des flux, à parcourir par les gisements de PET entre les générateurs et les acteurs de tri, et du nombre de tonnes-kilomètres, présenté par acteur de tri	50
Figure 3.5	Évolution du nombre de tonnes-kilomètres en fonction de la distance moyenne parcourue par camion selon trois intervalles de surface d'approvisionnement.....	51
Figure 3.6	Histogramme de répartition des distances totales de chaîne, respectivement pour les États-Unis et le Canada.....	52
Figure 3.7	Histogrammes de répartition des distances deux à deux des acteurs de la chaîne, pour (a) les États-Unis et (b) le Canada.....	53
Figure 3.8	Carte de présentation de la répartition des gisements de PET collectés sur le territoire d'étude.....	55
Figure 3.9	Diagrammes de Sankey des flux de bPET transitant dans la chaîne de valeur, exprimés en tonnes, pour (a) les États-Unis et (b) le Canada.....	57
Figure 3.10	Zone d'illustration des limites de la méthode de répartition des flux utilisée.....	58
Figure 3.11	Répartition des sources d'émissions de CO ₂ dans le processus de recyclage d'une bPET (a) aux États-Unis et (b) au Canada.....	59
Figure 3.12	Carte de présentation du mix électrique moyen des acteurs de tri superposé à celui des territoires de la zone d'étude.....	61
Figure 3.13	Histogramme du nombre d'acteurs de tri par intervalles d'écart absolu entre le mix électrique de l'acteur et celui du territoire de localisation (Canada et États-Unis).....	62
Figure 3.14	Évolution de la quantité de CO ₂ eq/b en fonction de la distance totale pour les acteurs de tri localisés respectivement (a) au Québec et (b) en Ontario	63

Figure 3.15	Carte de présentation de la répartition spatiale des huit groupes d'acteurs, divisés en sous-groupes.....	65
Figure 3.16	Carte de présentation du cheminement des flux de matières (a) avant et (b) après la redistribution (pour l'acteur de tri ET246).....	68

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

ACV	Analyse de cycle de vie
bPET	Bouteilles de polyéthylène téréphtalate
CO₂	Dioxyde de carbone
CPP	Canadian Plastic Pact
CTTÉI	Centre de transfert technologique en écologie industrielle
ECCC	Environnement et changement climatique Canada
EPA	Environmental Protection Agency
GAPC	Groupe d'action plastiques circulaires
GES	Gaz à effet de serre
ICI	Industries, commerces et institutions
LCC	Life Cycle Cost
MRF	Material Recovery Facilities
NAPCOR	National Association for PET Container Ressources
PE	Polyéthylène
PEHD	Polyéthylène haute densité
PP	Polypropylène
PS	Polystyrène
PET	Polyéthylène téréphtalate
PETr	Polyéthylène téréphtalate recyclé
PETv	Polyéthylène téréphtalate vierge
SCR	Système de coordonnées de référence

LISTE DES SYMBOLES ET UNITÉS DE MESURE

Unités de mesure

Longueur

km	kilomètre
m	mètre

Aire

km ²	kilomètre carré (= 1 000 000 m ²)
m ²	mètre carré

Volume

mL	millilitre
----	------------

Masse

g	gramme
kg	kilogramme
T	tonne
lb	livre américaine (US pound)
g CO ₂ eq	gramme de CO ₂ équivalent

Temps

a	année
---	-------

Température

°C	degré Celsius
----	---------------

Énergie

MJ	mégajoule
kWh	kilo Watt par heure

Symboles

hab	habitant
-----	----------

INTRODUCTION

L'accroissement de la population mondiale, couplé à celle de la consommation de biens et de services, augmentent la pression des activités anthropiques sur l'environnement. L'utilisation accrue de ressources par les filières de production participe à l'intensification des rejets dans les milieux récepteurs. Des stratégies de gestion en fin de vie (collecte et exploitation) des matières résiduelles issues du secteur industriel et de la post-consommation se développent, en témoigne une volonté croissante de réduire à la source, réutiliser, recycler, et valoriser (BAPE, 1997). L'intérêt du bouclage des flux de matières est de diminuer la pression appliquée en amont sur les ressources vierges et en aval sur les milieux récepteurs (RECYC-QUÉBEC, 2018a).

Les boucles actuelles de recyclage impliquent cependant des processus de transformations différents de ceux rencontrés dans la chaîne de valeur initiale et parfois du transport supplémentaire (Wong, 2010). De plus, la globalisation des marchés a tendance à éclater les chaînes d'approvisionnement et à les rendre mondiales (Glushkova, Lomakina, & Sakulyeva, 2019), ce qui participe à l'augmentation des distances parcourues par les biens de consommation. Les opportunités économiques et l'optimisation des ressources priment souvent sur le bouclage des flux. Ainsi, la complexification des marchés et la multiplication des acteurs ne permettent pas nécessairement aux filières de recyclages d'intégrer les spécificités des territoires dans lesquels elles se développent. De plus, les politiques territoriales de gestion des matières en fin de vie sont souvent cloisonnées (Barles, 2017). Dans ce contexte, l'intérêt de déployer une vision systémique pour visualiser les intérêts et inconvénients des boucles de recyclage est grandissant. La diversité des territoires et leurs spécificités (acteurs, processus industriels, ressources énergétiques et notamment mix électrique) nécessitent d'avoir recours à des outils d'aide à la décision pour appréhender la complexité d'une filière de valorisation de matières résiduelles et en optimiser la gestion.

L'industrie des plastiques, pour laquelle les enjeux liés au bouclage des flux sont nombreux et les processus industriels complexes, n'échappe pas aux phénomènes décrits. Depuis les années

1950 et le début de l'utilisation de plastiques à grande échelle, leur production, principalement à partir de pétrole raffiné, ne cesse de croître et ils s'accumulent, notamment dans la nature (Geyer, Jambeck, & Law, 2017). En un peu moins de 70 ans, plus de neuf millions de tonnes ont été accumulées et seulement un tiers a encore une utilité aujourd'hui (Ritchie, & Roser, 2018). La tendance n'est, à l'heure actuelle, pas à la décroissance. Puisqu'on les retrouve partout, et qu'ils se dégradent mal, leur recyclage est devenu un centre d'intérêt mondial.

La présente recherche vise à mesurer l'influence des caractéristiques territoriales sur l'efficacité environnementale d'une filière de recyclage des bouteilles en polyéthylène téréphthalate (PET). Pour ce faire, l'indicateur privilégié est la quantité de CO₂ équivalent émise par bouteille (500 mL ; 26 g de PET) tout au long de sa chaîne de valeur. L'étude se concentre principalement sur l'influence de la localisation de l'ensemble des acteurs de la filière sur le bilan environnemental. De cet objectif principal, découlent plusieurs sous-objectifs :

- cartographier l'ensemble des acteurs de la chaîne de valeur actuelle;
- exprimer les flux de matières de PET en jeu et les indicateurs environnementaux choisis, en fonction d'une situation actuelle;
- évaluer la performance environnementale en termes d'émissions de CO₂ équivalent pour des scénarios d'interventions élaborés en regard des spécificités territoriales.

Le premier chapitre fait l'état des connaissances liées à l'impact environnemental de la filière de recyclage des bouteilles en PET. Il établit tout d'abord un contexte général introductif sur les plastiques et les enjeux environnementaux associés. Par la suite, il expose le fonctionnement de la filière avant d'aborder les indicateurs et les paramètres potentiellement influents. La méthodologie qui découle des différents objectifs de la recherche est ensuite présentée au chapitre 2. Elle est appliquée à l'échelle du continent nord-américain (plus précisément du Canada et des États-Unis). Les résultats sont présentés au chapitre 3 tandis que le chapitre 4 présente une discussion et apporte des perspectives d'améliorations tout en présentant les limites du cadre de l'étude.

CHAPITRE 1

ÉTAT DES CONNAISSANCES

Ce premier chapitre est divisé en trois parties. La première présente la complexité des plastiques et le contexte de l'industrie associée. Dans une deuxième partie, l'accent est mis sur la filière du recyclage du polytéréphtalate d'éthylène (PET). Les acteurs et les processus sont notamment présentés. Enfin, la troisième partie présente les indicateurs, les méthodes et les concepts utiles à la réalisation de l'étude.

1.1 Plastique, matière à recycler

Cette section présente les différentes catégories de matières plastiques et notamment les plastiques d'emballage dont font partie les bouteilles de PET (bPET). Les flux de matières plastiques sont ensuite quantifiés à différentes échelles. Pour finir, plusieurs initiatives et réglementations sont présentées et viennent appuyer une vision de plus en plus circulaire de la gestion en fin de vie de ces matières.

1.1.1 Plastique, matière complexe

Un plastique (ou matière plastique) est, selon le Larousse (s.d.), un « mélange comportant, comme composant fondamental, une substance macromoléculaire » et « la propriété d'être moulé ou modelé ». Le terme est emprunté au latin *plasticus*, « relatif au modelage », du grec *plastikos* signifiant « malléable, qui sert à modeler ».

Les plastiques sont des polymères, c'est-à-dire des macromolécules composées d'un enchaînement de molécules identiques appelées monomère. La plupart des matières plastiques ne sont en réalité composées que d'un seul type de polymère, c'est pourquoi elles sont souvent désignées par le nom de celui-ci. D'autres éléments entrent dans leur composition. Les additifs, par leurs propriétés, permettent aux plastiques d'être commercialisables (Diouf-Lewis, 2017). Si les plastiques ont commencé à être produits à grande échelle à partir des années 1950, les

premières tentatives de commercialisation des polymères chimiquement modifiés ont débuté dès 1862 (Brydson, 1999).

Il existe principalement deux types de polymères : naturel ou synthétique. Les polymères naturels, ou bio polymères, comme les polysaccharides (amidon, cellulose ...) et les protéines (laines, soja, gluten ...), sont directement issus de la nature. Ils sont considérés comme étant des matières plastiques du fait de leur aptitude à être moulés et formés avec la chaleur (Mossman, 2008). À l'inverse, les polymères synthétiques, comme le polystyrène ou les polycarbonates, sont fabriqués à partir de molécules développées artificiellement (St-Charles, 2020). À mi-chemin, il existe des polymères semi-synthétiques qui sont des polymères naturels ayant été chimiquement modifiés comme le nitrate de cellulose.

En fonction de leur comportement sous l'effet de la chaleur, les plastiques peuvent appartenir à deux grandes familles : les thermodurcissables ou les thermoplastiques. Tandis que les polymères thermodurcissables durcissent progressivement sous l'action de la chaleur pour atteindre un stade solide irréversible, les thermoplastiques ont la capacité de répéter un nombre élevé de fois le processus de ramollissement puis de durcissement (Thomas Register, 2022a). Les principaux types de plastiques, classés en sept catégories et présentés au Tableau 1.1, sont tous des polymères thermoplastiques (Gall, Schweighuber, Buchberger, & Lang, 2020).

Tableau 1.1 Classification des plastiques en sept catégories distinctes

Numéro de catégorie	Acronymes	Nom
1	PET	Polyéthylène téréphtalate
2	PEHD	Polyéthylène haute densité
3	PVC	Polychlorure de vinyle
4	LDPE	Polyéthylène basse densité
5	PP	Polypropylène
6	PS	Polystyrène
7	Autres	Polycarbonate, nylon, acrylique, biopolymères, ...

En fonction des sources de matières premières nécessaire à leur fabrication, les plastiques peuvent être décrits comme issus de la pétrochimie ou biosourcés. L'industrie des plastiques représentait 1 % des émissions totales de gaz à effet de serre (GES) des États-Unis en 2017 (Benavides, Lee, & Zarè-Mehrjerdi, 2020). Les plastiques biosourcés peuvent jouer un rôle dans la réduction du recourt aux énergies fossiles et des émissions de GES. En effet, la production d'un bioplastique comme le polyéthylène furanoate, nécessite moins de combustibles fossiles (40 à 50 %) et émet moins de GES (45 et 55 %) que celle de PET (Eerhart, Faaij, & Patel, 2012). À ce jour, les principaux plastiques produits et utilisés, comme le polyéthylène (PE), le polypropylène (PP), le polyéthylène téréphtalate (PET) ou encore le polystyrène (PS) sont produits à partir de matières premières et de sources d'énergie d'origine fossile. Les plastiques biosourcés représentaient environ 1 % de la production de plastique mondiale en 2017 (Benavides, Lee, & Zarè-Mehrjerdi, 2020).

Dans un contexte de préservation des ressources et de minimisation des impacts, le recyclage constitue une solution permettant de fournir aux filières de production une alternative aux matières vierges. Cependant, les différents types de plastiques ne sont pas égaux face au recyclage. De manière générale, ce sont les plastiques d'emballage rigides qui se recyclent le mieux (notamment le PET et polyéthylène haute densité, PEHD). À l'inverse, les plastiques flexibles se trient et se recyclent plus difficilement. Parmi les plastiques d'emballage rigides, si le PE et le PP se trient et se recyclent correctement, ils se trient moins bien que le PET et le PEHD. Le PVC et les plastiques biodégradables se collectent, se trient et se recyclent difficilement (Canada Plastic Pact, 2021).

1.1.2 PET, plastique d'emballage prépondérant

Si les matières plastiques sont utilisées par divers secteurs industriels (construction, textile, transport notamment), environ 42 % de la production primaire de plastique concerne celui de l'emballage, viennent ensuite les secteurs de la construction et des textiles avec respectivement 65 et 59 millions de tonnes produites en 2015 (Ritchie & Roser, 2018).

Le PET est le plastique primaire d'emballage le plus utilisé. Il représentait 62 % du total en 2013 (Mashek, 2017). Le recyclage du PET intéresse l'industrie. Il s'agit par exemple de la catégorie de ballots la plus vendue par les centres de tri du Québec avec 20 500 tonnes en 2018 (GAPC, 2021). Les bouteilles d'eau en font partie et chaque minute qui passe, environ un million de bouteilles en plastique sont vendues. Cela représentait 480 milliards de bouteilles en 2018 (Reuters Graphics, 2019). Le marché des plastiques représente actuellement 1 % du budget carbone global (budget calculé pour limiter à 2 °C l'augmentation de température globale d'ici à 2100) mais dans un scénario de non-action, cela pourrait atteindre 15 % en 2050 (World Economic Forum, Ellen MacArthur Foundation and McKinsey & Company, 2016).

1.1.3 Présentation des flux à différentes échelles

À l'échelle mondiale, la production annuelle de plastiques d'emballage s'élève à 78 millions de tonnes (Figure 1.1). Plus de 70 % de ces plastiques finissent enfouis ou perdus dans la nature tandis que dans le même temps, 14 % sont collectés et seulement 2 % sont recyclés et serviront de nouveau l'industrie de l'emballage plastique (World Economic Forum, Ellen MacArthur Foundation and McKinsey & Company, 2016).

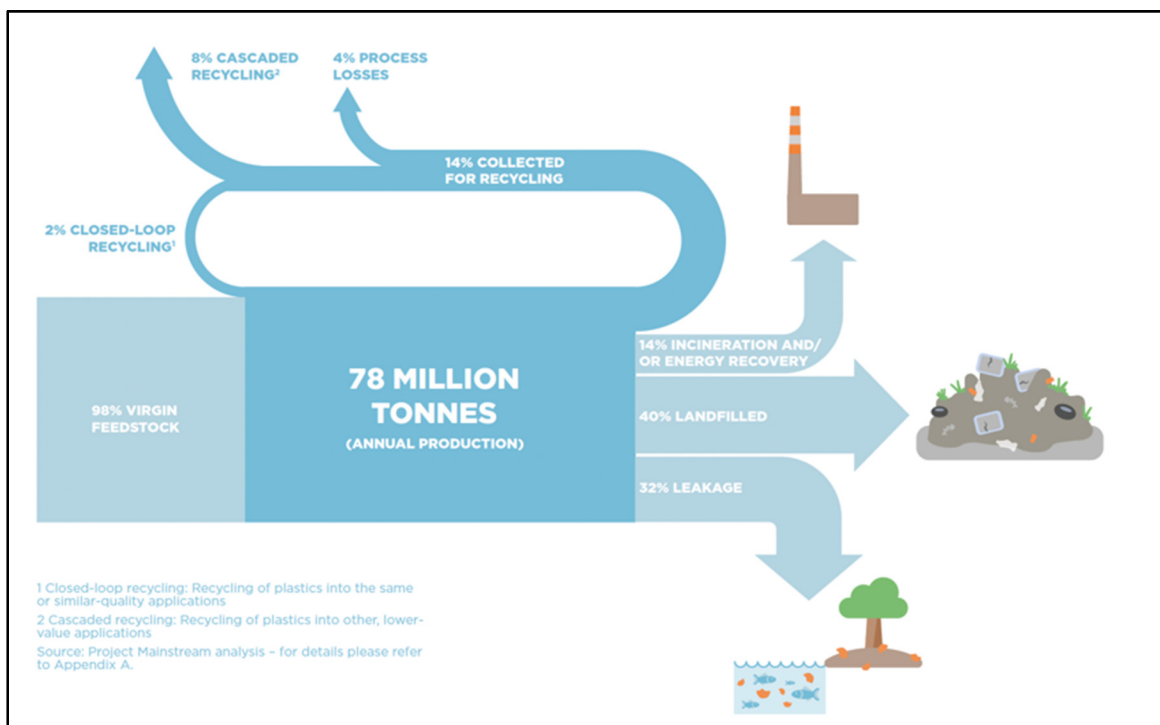


Figure 1.1 Diagramme des flux de matières plastiques d’emballage à l’échelle mondiale, tirée de World Economic Forum, Ellen MacArthur Foundation and McKinsey & Company (2016)

À l’échelle mondiale, les taux de recyclage des plastiques varient grandement entre les pays. À titre d’exemple, les pays membres de l’Union européenne (plus la Norvège, le Royaume-Uni et la Suisse) possèdent un taux de recyclage moyen de 34,2 % (Plastics Europe, 2021), alors qu’il est trois fois plus faible aux États-Unis (Environmental Protection Agency, 2014).

Aux États-Unis, seulement 29 % des bPET en fin de vie sont collectées et 19 % sont recyclées. Comme le montre le diagramme de Sankey présenté à la Figure 1.2, seule une petite partie de ce PET recyclé (PETr) servira à fabriquer de nouveaux contenants alimentaires et/ou de boissons en PET (environ 6 %).

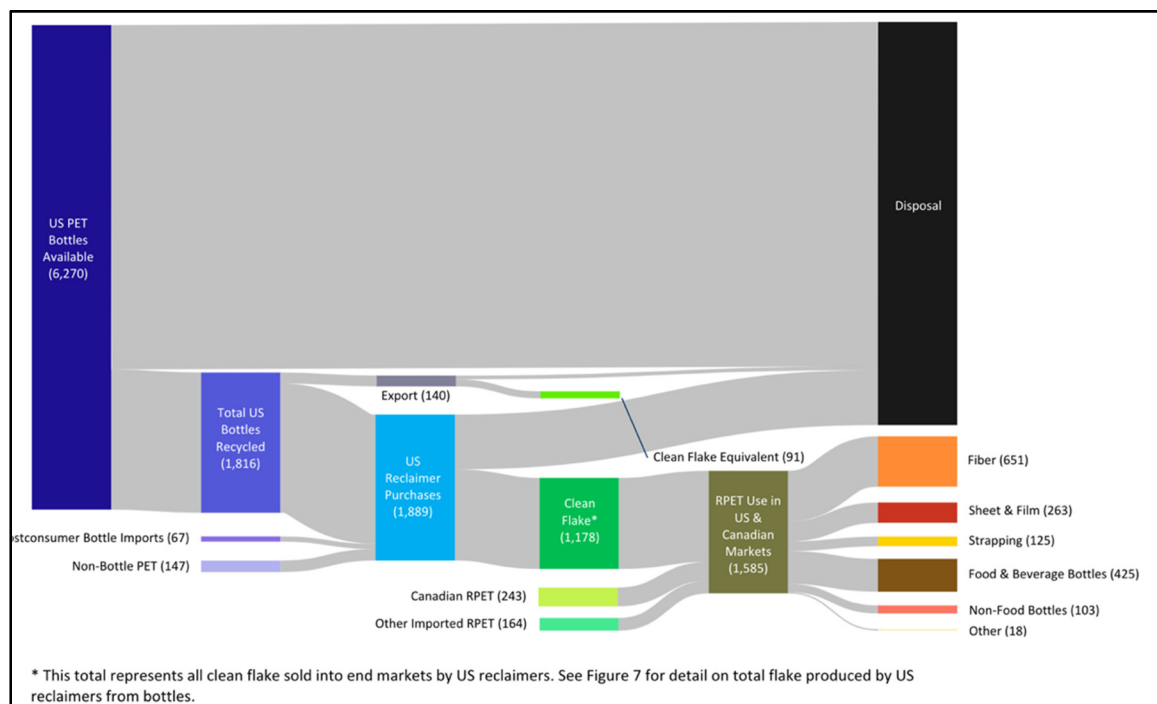


Figure 1.2 Diagramme de Sankey des flux de bPET aux États-Unis, tirée de NAPCOR (2018)

Selon le rapport du Canada Plastic Pact (2021), le Canada a généré 1,89 million de tonnes de plastiques d'emballage. Ces déchets plastiques proviennent à 3 % des systèmes de dépôts, à 44 % des habitations et à 53 % des commerces et institutions. Le plastique d'emballage post-consommation (issu des habitations) est collecté à hauteur de 31 %. Cette valeur s'élève à 42 % pour les plastiques durs et 57 % pour le PET. Finalement, 46 % du PET généré est finalement recyclé à l'échelle du Canada.

Le Québec a généré un total d'environ 408 000 tonnes de plastiques d'emballage sur l'année 2019. De cette masse, 25 % de ces plastiques ont été collectés, 15 % sont sortis du processus de tri et près de 11 % ont été recyclés. En ce qui concerne le PET, 62 % des 48 000 tonnes générées sont collectées, 52 % sont triées et 41 % sont recyclées (Canada Plastic Pact, 2021). Au Québec, le plastique trié en centre ne reste pas nécessairement sur le territoire. Même si la plus grande partie sert aux recycleurs et aux conditionneurs du Québec (66 %), une partie des ballots est vendue aux marchés d'Amérique du Nord (11 %) tandis qu'une autre partie est

exportée en dehors du continent (4 %). Environ 20 % sont utilisés pour de la valorisation énergétique (CTTÉI, 2021).

Synthèse

L'étude des flux de plastiques à différentes échelles permet de rendre compte de la relative faiblesse des taux de recyclage. Les différents rapports accompagnant ces valeurs chiffrées invitent les différents acteurs à repenser la gestion de ces matières à chaque étape de leur cycle de vie. Le Tableau 1.2 résume les valeurs de flux ainsi que les principaux taux de collecte et de recyclage relatifs aux différentes échelles présentées et pour différentes catégories de plastiques.

Tableau 1.2 Synthèse des différents flux de matières plastiques et des taux associés pour différentes échelles de territoire

Zone d'étude	Catégorie	Quantité générée	Quantité collectée		Quantité recyclée		Source
		kt	kt	% (génééré)	kt	% (génééré)	
Monde	Plastique d'emballage	78 000	10 920	14 %	7 800	10 %	(World Economic Forum, Ellen MacArthur Foundation and McKinsey & Company, 2016)
Canada	Plastique d'emballage	1 890	416	22 %	227	12 %	(Canada Plastic Pact, 2021)
Québec	Plastique d'emballage	408	102	25 %	45,8	11 %	(Canada Plastic Pact, 2021)
Canada	PET	212	129	61 %	98	46 %	(Canada Plastic Pact, 2021)
Québec	PET	48,3	29,9	62 %	19,8	41 %	(Canada Plastic Pact, 2021)
États-Unis	Bouteille PET	2 820	817	29 %	534	19 %	(NAPCOR, 2018)

Si le taux de collecte mais surtout le taux de recyclage des matières plastiques restent actuellement faibles (inférieur à 30 % dans la majorité des cas), il existe un nombre croissant d'initiatives et de réglementations qui tendent à les faire croître.

1.1.4 Initiatives, réglementations, objectifs, ... vers un modèle de plus en plus circulaire

L'utilisation du plastique est aujourd'hui linéaire. Plus généralement, la Circularity Gap Reporting Initiative (CGRi) estime à 8,6 % la circularité mondiale actuelle (CGRi, 2021). L'économie circulaire tend à s'opposer à la linéarité de ce modèle du « tout jetable ». Elle consiste en une gestion plus responsable des ressources, qui passe par une diminution de l'extraction des matières premières, et une exploitation plus raisonnée. Ce modèle a été décliné en 12 stratégies par Recyc-Québec (2020). Les trois stratégies que sont l'écoconception, la consommation et l'approvisionnement responsables et l'optimisation des opérations traduisent l'idée de « repenser » le système actuel. Les neuf autres stratégies, qui comprennent, premièrement, l'économie collaborative et la location court terme, deuxièmement, l'entretien et la réparation, le don et la vente, le reconditionnement et l'économie de fonctionnalité, et finalement l'écologie industrielle, le recyclage et le compostage et la valorisation, traduisent davantage l'idée d'« optimiser » ce système. L'application hiérarchique du concept des 3R-V (réduction à la source, réemploi, recyclage et valorisation) pour les déchets est mise en avant dans le rapport du Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE) de 1997. Suite au projet de loi n°90 visant à modifier la Loi sur la Qualité de l'Environnement datant de 1999, la notion de « déchets » a été remplacée par celle de « matières résiduelles ». Ce nouveau projet de loi modifie, pour l'époque, les dispositions législatives concernant la gestion des matières résiduelles et favorise le déploiement de la stratégie 3R-V. Ainsi, il existe une hiérarchisation des méthodes de gestion des matières en fin de vie et notamment des plastiques. Comme le montre la Figure 1.3, la méthode à privilégier est la réduction de l'intensité des flux de déchets plastiques et la réutilisation de ces derniers avant de vouloir les recycler ou d'avoir recours à de la valorisation énergétique.

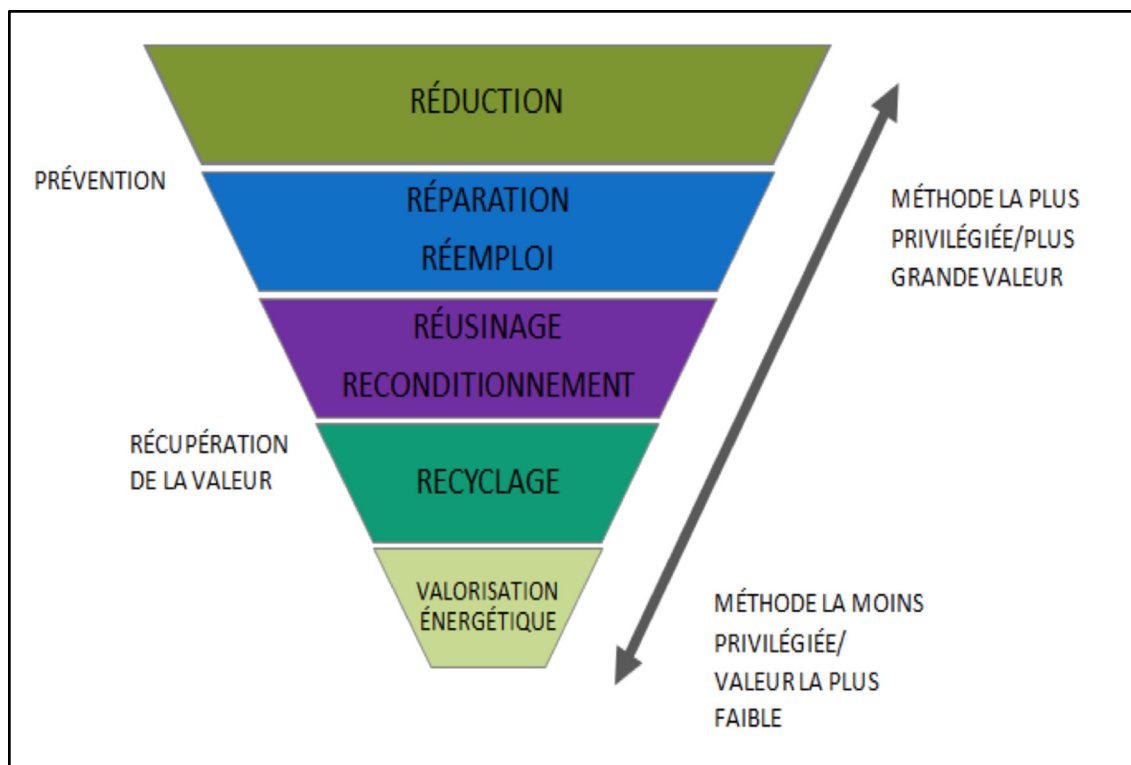


Figure 1.3 Hiérarchie des priorités dans la gestion des plastiques, tirée du Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (2018)

De plus en plus d'initiatives se développent dans ce sens. À l'échelle mondiale, une charte sur les plastiques dans les océans a été adoptée en 2018 (Environnement et Changement Climatique Canada, 2018) par la plupart des pays membres du G7 et d'autres gouvernements (pour un total de 28) mais également des partenaires économiques mondiaux comme IKEA, Nestlé ou encore The Coca-Cola Company. Cette charte vise principalement à promouvoir une gestion plus durable des plastiques en s'assurant de leurs caractères réutilisable et recyclable et en évitant qu'ils ne deviennent des déchets (Environnement et Changement Climatique Canada, 2018). Le bannissement des plastiques à usage unique est également une considération mondiale. Au total, 127 pays sur les 192 considérés ont d'ores et déjà adopté des réglementations plus ou moins fortes sur l'usage des sacs plastiques (United Nations Environment Programme, 2018).

La France est le premier pays du monde à s'être doté d'une loi anti-gaspillage en réponse aux principes d'économie circulaire. Sur la base de 130 articles, elle est construite autour de cinq grands axes dont la fin du plastique jetable. À la suite du vote à l'unanimité de la loi anti-gaspillage issue de l'acte II du quinquennat, plusieurs mesures ont été prises le 1^{er} janvier 2021 comme l'interdiction de fabriquer et d'importer des sacs en plastique à usage unique ainsi que de distribuer gratuitement des bouteilles d'eau en plastique dans les établissements publics. Cette loi prévoit également une interdiction d'utilisation de vaisselle jetable dans les fast-foods à partir de 2023 et une interdiction de vente de produits médicaux contenant des microplastiques dès 2024 (Ministère de la Transition Écologique, 2021).

À l'échelle du Canada, une vision d'économie circulaire pour les plastiques a été mise en place en 2018. Cette stratégie du Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement, visant l'atteinte zéro déchet, s'articule autour de 10 domaines prioritaires dont la conception de produits, les plastiques à usage unique, les systèmes de collecte, les capacités de recyclage, la sensibilisation des consommateurs, la recherche, et le nettoyage. La mise en place de stratégies efficaces de déploiement de l'économie circulaire pourrait entraîner des gains environnementaux (réduction des émissions de GES de 30 à 40 %) et économiques (génération d'avantages économiques de plus de quatre milliards de dollars) importants d'ici à 2030 (Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement, 2018). Plus récemment, le gouvernement canadien a publié le texte final interdisant la fabrication ou l'importation de certains plastiques à usage unique comme les sacs, les ustensiles, certains récipients alimentaires, les anneaux des emballages de boissons ou encore les pailles à partir de décembre 2022 (Environnement et Changement Climatique Canada, 2022).

Dans cette optique, une étude menée pour Environnement et Changement Climatique Canada (ECCC) a développé un scénario selon lequel 90 % des déchets plastiques destinés aux sites d'enfouissement seraient réacheminés. La Figure 1.4 présente les flux relatifs à ce scénario. Il prévoit notamment une nette augmentation du recyclage mécanique et surtout chimique qui augmenterait de 1 à 36 % du flux total de résines (ECCC, 2019).

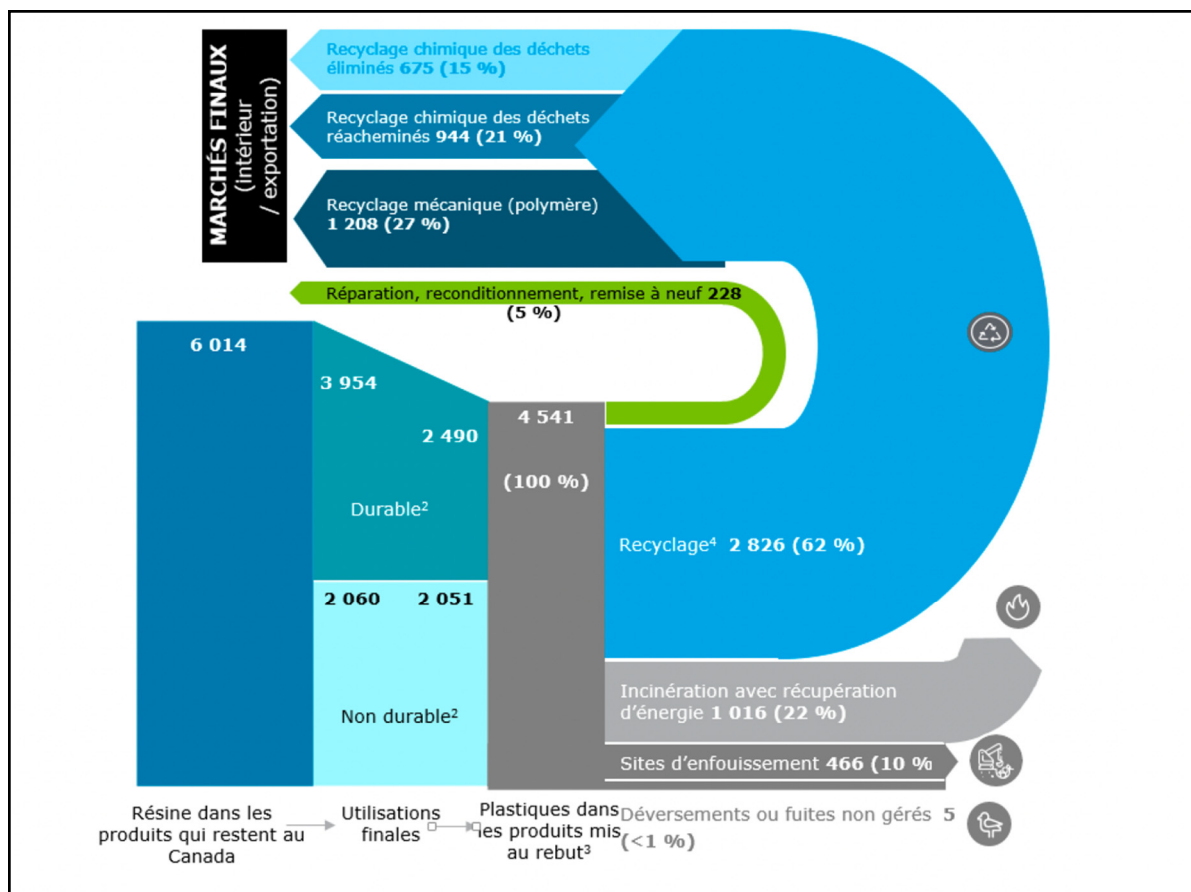


Figure 1.4 Flux des résines canadiennes (en milliers de tonnes par an), tirée de ECCC (2019)

Selon cette étude, le déploiement de ce scénario nécessiterait des investissements importants, mais il serait économiquement bénéfique. Il pourrait réduire la perte de valeur des plastiques non récupérés de 11,1 à 1,4 milliard de dollars canadiens (ECCC, 2019), présentant alors le recyclage comme une opportunité économique.

1.2 Recyclage du plastique : système, processus et acteurs

Cette section porte plus spécifiquement sur la chaîne de recyclage des bPET dans son ensemble en se focalisant notamment sur les différents acteurs, ainsi que les processus qui lui sont propres. Le recyclage est un procédé de transformation de matières qui s'inscrit (en vert sur la

Figure 1.5) à l'intérieur de la chaîne principale de production de plastique historiquement linéaire (en noir sur la Figure 1.5).

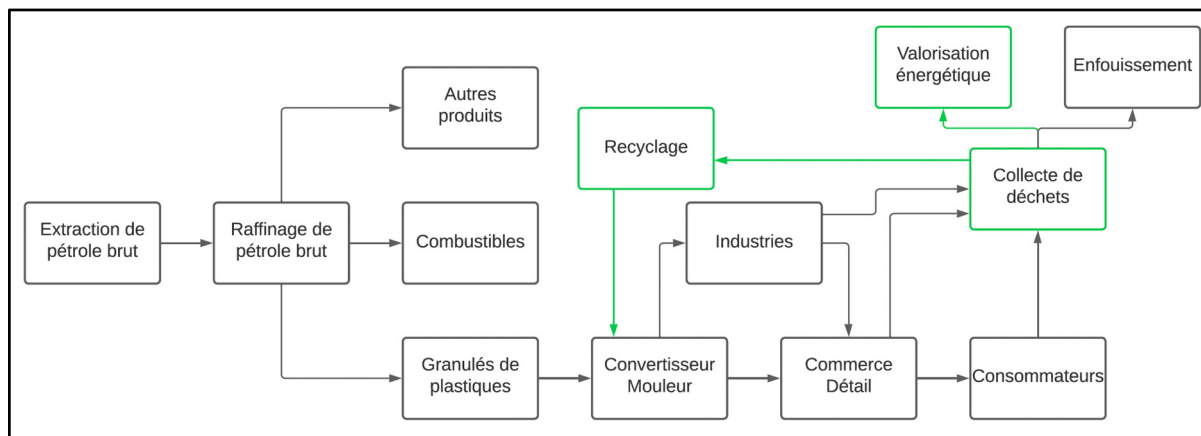


Figure 1.5 Chaîne de valeur du plastique, adaptée de Wong (2010)

1.2.1 Chaîne de valeur du recyclage

Le recyclage des plastiques est caractérisé par sa propre chaîne de valeur, imbricable dans celle plus générale (ensemble des encadrés noirs, présentées à la Figure 1.5). La Figure 1.6 présente la chaîne de valeur proposée par le CTTÉI.

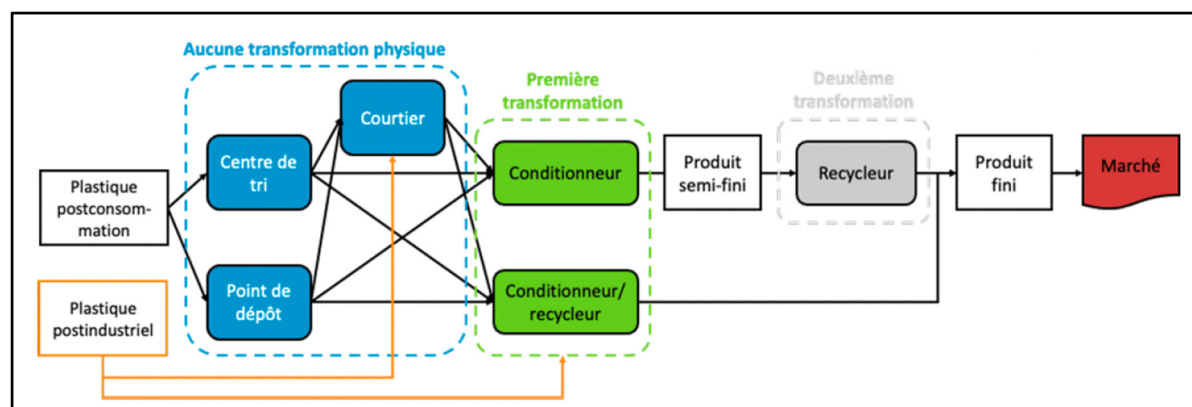


Figure 1.6 Représentation schématique de la chaîne de valeur des plastiques en fin de vie, tirée de CTTÉI (2021)

La complexité des plastiques ne se résume pas uniquement aux différentes catégories. En effet, les matières plastiques en fin de vie peuvent être issues de différents types d'utilisateurs. Le CTTÉI (2021) définit plusieurs types de gisements de plastique : les plastiques postconsommation (gisement qui provient des citoyens), postindustriel (gisement provenant des activités de fabrication et de production) et postcommercial et postinstitutionnel (gisement qui provient principalement d'activités commerciales). L'accès aux données et leur fiabilité dépendent significativement de l'origine des gisements. Celles relatives aux gisements postconsommation sont plus accessibles et offrent une meilleure fiabilité que les données relatives aux gisements provenant des industries, commerces ou institutions (ICI) (Canada Plastic Pact, 2021).

1.2.2 Processus de la filière plastique

En Amérique du Nord, il existe principalement deux techniques de récupération des matières résiduelles issues du secteur résidentiel : la collecte sélective (*curbside recycling*) et le dépôt de matières (*deposit collection*). Au Canada, la récupération des plastiques d'emballage se fait en grande partie via la collecte sélective et peu via le système de dépôt (3 % des plastiques générés, en comptant ceux issus des commerces et institutions) (Canada Plastic Pact, 2021). Aux États-Unis le recours au système de *deposit collection* diffère selon les régions. Si ce mode de récupération représente 33,4 % du PET récupéré à l'échelle du pays, il atteint 74,2 % pour les États de la côte ouest. D'autres états comme ceux de l'Atlantique sud ou du sud-central n'ont pas recours au système de dépôt pour le PET.

L'efficacité de la collecte des plastiques post-consommation n'est pas partout la même. Comme le montre le Tableau 1.3, le taux de récupération des gisements de PET peut varier de plusieurs dizaines de points de pourcentage d'une province canadienne à une autre (Canada Plastic Pact, 2021).

Tableau 1.3 Taux de collecte des différentes provinces du Canada, tiré de Canada Plastic Pact (2021)

Province		Taux de collecte PET (%)
Alberta	AB	74,3
Colombie-Britannique	BC	76,8
Manitoba	MB	64,1
Nouveau-Brunswick	NB	58,9
Nouvelle-Écosse	NS	58,9
Nunavut	NU	79,1
Île-du-Prince-Édouard	PE	58,9
Ontario	ON	55,1
Québec	QC	62,0
Saskatchewan	SK	81,6
Terre-Neuve-et-Labrador	NL	58,9
Territoires du Nord-Ouest	NT	79,1
Yukon	YT	79,1

Le même phénomène est également observable à l'échelle des différentes régions des États-Unis. Les états, regroupés en régions, présentent des taux de collecte mais également des taux de dépôt des plastiques sous consigne différents (Tableau 1.4).

Tableau 1.4 Volumes de bPET collectés pour les différentes régions des États-Unis, tiré de NAPCOR (2018)

Region	Population	Curbside Collection (MMlbs)	Curbside Collection (lbs/cap)	Deposit Collection (MMlbs)	Total Collection (MMlbs)	Total Collection (lbs/cap)
New England	14,853,290	68	4.57	33	101	6.81
Middle Atlantic	41,257,789	223	5.41	98	321	7.77
East North Central	46,931,883	221	4.70	36	257	5.47
West North Central	21,376,861	91	4.27	10	102	4.75
South Atlantic	65,322,408	249	3.81	0	249	3.81
East South Central	19,112,813	41	2.15	0	41	2.15
West South Central	40,318,727	109	2.71	0	109	2.71
Mountain	24,552,385	58	2.37	0	58	2.37
Pacific	53,441,278	149	2.78	429	578	10.81
TOTAL	327,167,434	1,209	3.70	607	1,816	5.55

Les matières plastiques recyclables sont généralement transportées du lieu de génération vers les centres de tri au moyen de camions à déchets, dont 96 % environ fonctionnent au diesel aux États-Unis (Benavides, Dunn, Han, Biddy, & Markham, 2018). Le type de véhicule dépend de la manière dont les matières recyclables sont triées par le consommateur et notamment du nombre de bacs dont il dispose pour le faire (une, deux ou trois voies de collecte). La collecte à une voie représente près de 92 % des matières collectées. La part massique du PET dans le chargement des camions de collecte une voie est de 2,8 %. Pour les camions utilisés pour de la collecte trois voies, cette part s'élève à 3,6 % (The Association of Plastics Recyclers, 2018).

Les matières collectées et transportées par camion sont triées dans des centres de tri ou *Materials Recovery Facilities* (MRF). Ces centres utilisent pour la plupart d'entre eux des trieuses optiques (lecteur infrarouge ou système de reconnaissance d'objets utilisant l'intelligence artificielle) pour séparer les matières. Le triage manuel n'est utilisé que dans les centres où les flux entrants sont faibles (GAPC, 2021). Plusieurs passages successifs permettent notamment de réduire les pertes de matières. Si un premier passage permet de récupérer 66 % des matières désirées, deux autres passages permettent d'en récupérer encore 16 %, ce qui porte le total à 82 % (Reclay StewardEdge, 2017). Des ballots triés sont ensuite formés et acheminés vers les processus de transformation. Le rapport du CTTÉI (2021) explicite les proportions de chaque constituant des ballots de PET mélangés issus des centres de tri québécois : 56 % de bouteilles, 25 % d'autres PET et 9 % de contaminants. Des ballots de plastiques « mélangés », composés en moyenne de 7 % de bPET, sont également vendus (CTTÉI, 2021).

La transformation de la matière plastique en vue du recyclage peut se faire via deux techniques différentes : mécanique et chimique. Le recyclage mécanique est le procédé le plus utilisé et permet d'obtenir des paillettes de plastique broyées ou des granules (issu d'une extrusion). Il s'agit pour l'instant de la seule technologie utilisée à grande échelle (Davidson, Furlong, & McManus, 2021). Le processus se décompose en plusieurs étapes : déchiquetage, broyage, lavage, séparation, séchage, purification. Cette succession de procédés permet d'obtenir des flocons de plastiques recyclés. L'obtention de granules nécessite une étape supplémentaire

d'extrusion voir de pelletisation (GAPC, 2021). Le recyclage chimique, quant à lui, permet de produire une grande diversité de sous-produits et peut être décliné en trois grandes catégories : la purification, la décomposition et la conversion. Chacune d'entre elles permet de produire différentes matières : polymères, monomères et produits pétrochimiques intermédiaires (CTTÉI, 2021). Il s'agit de la méthode de gestion des déchets plastiques la moins utilisée à l'heure actuelle. Même si le recyclage chimique est une option d'amélioration de la gestion des matières plastiques, il n'en est qu'à un stade précoce de développement (Davidson, Furlong, & McManus, 2021). Le déploiement à plus grande échelle du recyclage chimique est actuellement ralenti par sa forte demande en énergie.

La matière plastique première secondaire, issue de ce recyclage, peut être réintroduite dans les chaînes de production et utilisée pour la fabrication de nouvelles bouteilles. Le ministère de la Transition Écologique (2022) en France a fixé comme objectif une incorporation minimale de 25 % de PETr dans les nouvelles bouteilles pour boisson d'ici à 2025 et 30 % d'ici 2030. La mise en forme de bouteilles en plastique peut être réalisée par l'intermédiaire de deux procédés : le moulage par extrusion soufflage (en anglais, *extrusion blow molding*, EBM) et le moulage par injection soufflage (en anglais, *injection blow molding*, IBM). Ces procédés utilisent aussi bien des granules de PET recyclées que vierges (Belcher, 2011).

Le déploiement des différents processus de la filière, présentés ici, et l'optimisation de leur fonctionnement peuvent se heurter à un ensemble de difficultés. Pour la plupart, ces difficultés résultent de limites à surmonter.

1.2.3 Difficultés du recyclage du plastique

De manière générale, les freins au déploiement d'une économie circulaire dans l'industrie des plastiques correspondent à ceux rencontrés lors du développement de démarches d'économie circulaire et d'écologie industrielle. Ils peuvent être organisationnels, techniques, économiques, réglementaires, informationnels, humains ou liés aux infrastructures et sont présentés au Tableau 1.5 (Laperche & Merlin-Brogniart, 2016).

Tableau 1.5 Limites dans la mise en œuvre d’une économie circulaire dans l’industrie des plastiques, tiré de Laperche & Merlin-Brogniart (2016)

Types de limites	Explications
Techniques	Complexité des flux, dégradation de la matière, tri et séparation des matières
Économiques	Rapport coût/bénéfice, limites quantitatives à la rentabilité
Informationnelles	Coordination des acteurs, diffusion, confidentialité, communication
Organisationnelles	Manque d’expérience, technologie indisponible
Réglementaires	Insuffisance des incitations, réglementation trop lourde
Infrastructurelles	Absence de services de transport, de stockage, de traitements adéquats
Humaines	Confiance insuffisante entre les acteurs, manque d’implication

Par ailleurs, cette chaîne de production de matières premières secondaires entre en compétition avec celle de la résine vierge. L’utilisation de cette matière première secondaire, issue du recyclage, fait sens dans une perspective de circularisation des flux de matières. La mise en place de ces boucles nécessite l’introduction d’acteurs et de procédés supplémentaires. Leur déploiement se heurte à plusieurs obstacles qui concernent chaque étape du processus.

1.2.3.1 Difficultés systémiques

Au Canada et à l’échelle globale du système de collecte sélective des matières résiduelles, le Canadian Plastic Pact a identifié plusieurs incohérences (CPP, 2021). Le manque d’investissement pour soutenir le système de collecte et de recyclage des plastiques ainsi qu’un manque de transparence concernant les matières plastiques provenant des industries, commerces ou institutions (ICI) sont mis en avant à l’échelle de l’ensemble des flux de plastiques d’emballage au Canada. Ainsi, plusieurs enjeux se situent autour des systèmes de collecte. Les municipalités, responsables dans la plupart des cas de la collecte, ont peu

d'informations quant aux exigences des acteurs en aval en termes de qualité de matière acceptable pour les filières industrielles. Le manque de coordination et d'échanges entre les différents acteurs de la chaîne de valeur est un handicap à surmonter (CTTÉI, 2021). Ainsi, de façon systémique, le perfectionnement des processus de recyclage des matières plastiques, et du PET en particulier, doit permettre de simplifier le tri tout en diminuant le taux de contamination des matières entrantes.

Actuellement, les ballots de plastiques issus des centres de tri ne sont pas purs. *The Association of Plastic Recyclers* (APR) caractérise ainsi les fractions de PET dans les différents grades de ballots. Un ballot de grade A est composé à minima de 94 % de PET tandis que ballot de grade F en est lui composé de 72 % ou moins (APR, s.d.). L'amélioration des processus de tri devra permettre, dans le futur, de mieux identifier les types de résines des constituants afin de les séparer de manière plus efficiente.

1.2.3.2 Difficultés liées à la matière

D'autres difficultés, plus spécifiques aux plastiques d'emballage rigides comme les bouteilles, ont été mises en lumière. À titre d'exemple, les difficultés peuvent provenir des raisons suivantes : récipients hors de forme, trop lourds pour les systèmes de tri ou ayant une ou plusieurs parties faites d'un autre type de matière ou de plastique (CPP, 2021).

L'exigence des acteurs locaux, en termes de qualité de ballots, peut, dans certains cas, entraîner une redistribution de la matière à d'autres acteurs plus éloignés du lieu de conditionnement, impliquant dans le même temps une augmentation des coûts de la matière première secondaire liée au transport. La répartition des plastiques triés issus des centres est également dictée par la compétitivité économique des acteurs. Au Québec par exemple, les centres de tri ont tendance à vendre leurs ballots aux plus offrants, empêchant ainsi le déploiement d'une valorisation locale (CTTÉI, 2021).

La dégradation du plastique lors du recyclage empêche également une réutilisation totale du gisement dans le même secteur d'activité. Pour certains polymères, la qualité de la résine recyclée est inférieure à celle de la résine vierge. Actuellement, 27 % du PET issu de bouteilles, recyclé aux États-Unis, sera de nouveau utilisé dans la même filière de production (NAPCOR, 2018). Les technologies utilisées actuellement par les acteurs de tri ne permettent pas de séparer certains polymères et les rendent ainsi difficilement recyclables (Smart Prosperity Institute, 2018).

Compte tenu des difficultés potentielles, le prix de revient du plastique recyclé ou produit à partir de la chimie renouvelable peut finalement être supérieur au prix du plastique issu de ressources fossiles, rendant dès lors la filière du recyclage vulnérable aux conditions économiques du marché (ECCC, 2019). Les pertes et rejets de matières, propres aux processus de tri et de transformation, sont de l'ordre de 20 % pour chacun d'eux (Bataineh, 2020).

1.3 Indicateurs, méthodes et spatialité

La diminution globale des impacts environnementaux liés à un processus ne correspond pas nécessairement à la résultante de l'amélioration de l'ensemble des procédés qui le composent. Les approches par analyse de cycle de vie (ACV) permettent de faire un état des lieux de l'impact des différentes composantes de la chaîne de valeur. En considérant l'ensemble des étapes de la vie d'un produit, cet outil d'évaluation environnemental, permet d'éviter le phénomène de transfert de pollution (Guérin-Schneider, & Tabi, 2017). Il est ainsi pertinent d'étudier les différentes étapes d'une chaîne de valeur afin de repérer les composantes ayant un impact environnemental plus significatif, le tout sans perdre de vue la performance globale de la filière de recyclage.

1.3.1 Impact des différentes étapes de la chaîne de valeur

L'impact environnemental de la phase de production d'une bPET dépend de la manière dont le PET utilisé est obtenu. Les travaux de Benavides et al. (2018) évaluent les émissions de GES imputées à la production d'une bPET provenant de différentes sources, en incluant toutes les

étapes de la chaîne. Les résultats des travaux ont permis de mettre en évidence que chaque étape du processus de fabrication (en incluant le transport) a un impact spécifique sur les émissions de GES. Une bPET faite à 35 % de PETr (issu du processus de collecte, tri et recyclage) émet 20 % moins de GES qu'une bouteille faite à 100 % de PET vierge (PETv) issu de ressource fossile. Dans l'étude, il a été considéré que les fabricants de bPET sont localisés dans un rayon de 161 kilomètres (100 miles) autour des producteurs de résine associés. Pour la part du transport dans le bilan carbone total, la valeur de 0,4 gramme de CO₂ équivalent par bouteille (0,4 g CO₂eq/b) est retenue. La demande énergétique pour la production de résine vierge issue de la pétrochimie est fixée à 21,1 MJ/kg. Le mix électrique des États-Unis a été considéré unique (448 g CO₂eq/kWh) pour tous les scénarios, sans prendre en compte les spécificités territoriales. Pour le scénario 1 de ces travaux, qui correspond à une bouteille produite à partir de PETv uniquement, l'empreinte carbone totale est de 119 g CO₂eq/b. Comme le montre la Figure 1.7, la production de PETv (en rouge) et la fabrication de bouteilles à partir de pellets de plastiques (en orange) sont les deux étapes les plus émettrices de GES avec des valeurs respectives de 62 g CO₂eq/b et 46 g CO₂eq/b (Benavides, Dunn, Han, Biddy, & Markham, 2018).

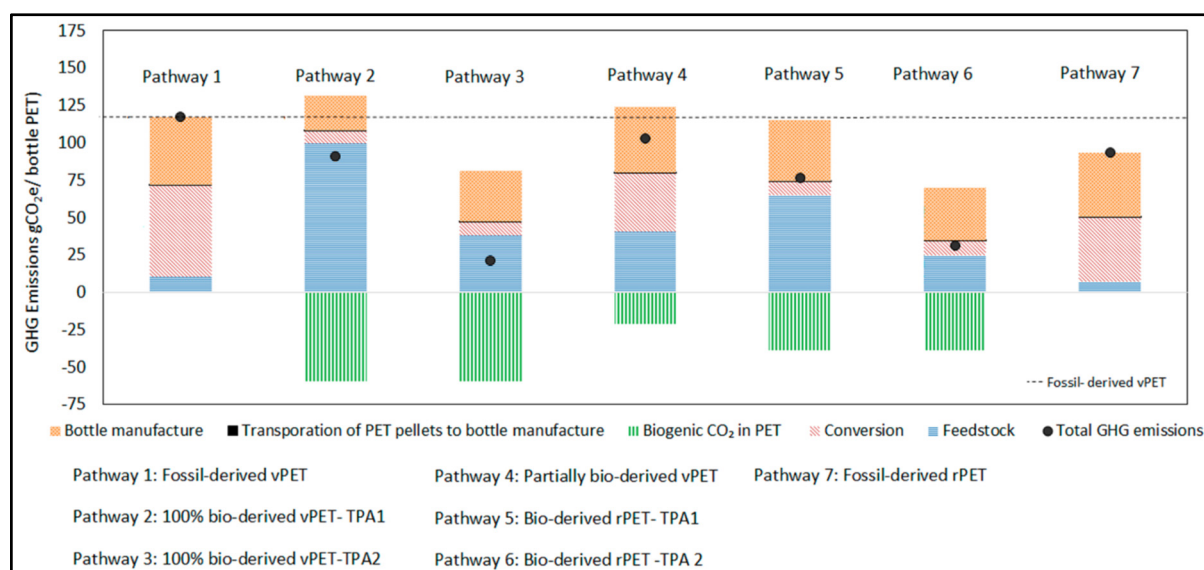


Figure 1.7 Émissions de GES par bPET en fonction de différents scénarios de production, tirée de Benavides, Dunn, Han, Biddy, & Markham (2018)

Au-delà de la phase de production d'une bPET, la manière dont sa fin de vie est envisagée a des conséquences sur le bilan carbone général. Une ACV a été réalisée au Moyen-Orient (Liban) sur 46 000 bPET de 500 mL en prenant en compte les phases de production des matières premières, de fabrication et de transport. Trois scénarios de fin de vie différents ont été développés (réutilisation, recyclage et enfouissement) et l'étude s'est attardée sur l'énergie nécessaire et l'empreinte carbone associées à chacun d'eux. Il a notamment été conclu que pour chaque cycle, la réutilisation d'une bPET permettrait un gain de 1 MJ/b. De plus, ce scénario de réutilisation utilise 74 % d'énergie en moins et réduit de 182 % la production de CO₂ comparativement au scénario de recyclage. Avec un nombre de réutilisations supérieur à un, les gains sont décuplés (Hamade, Hadchiti, & Ammouri, 2020).

Honma & Hu (2021) se sont intéressés au processus de collecte des matières et ont évalué, en particulier, l'influence du taux de collecte sur le coût de gestion des matières résiduelles dans le contexte territorial du Japon. Dans un objectif purement financier, ils ont mis en évidence l'existence d'un taux de collecte optimal pour la minimisation des coûts de gestion à 6,9 %. Sans que les raisons en soient clairement expliquées, ce taux est nettement inférieur au taux moyen de récupération réel qui est de l'ordre de 21 %.

Dans le but de diminuer l'empreinte carbone, il existe également des stratégies complémentaires à l'amélioration des processus et qui concernent davantage les ressources. Augmenter l'utilisation de plastiques bio-sourcés en lieu et place de plastiques vierges issus d'énergies fossiles permettrait également d'atténuer les émissions de GES associées à la production de granules de PET nécessaire à la fabrication de bouteilles (Zheng, & Suh, 2019). Les scénarios 2 à 6 de l'étude de Benavides et al. (2018) envisage l'utilisation de plastiques bio-sourcés. La production de matières premières joue un rôle prépondérant dans le pourcentage total des émissions de GES associés à chacun des scénarios 2 et 6 et dépasse même la contribution de la production de résine vierge des scénarios 1 et 7. Cependant, les crédits de carbone biogéniques « offerts » aux bPET bio-sourcées (en vert sur la Figure 1.7) leur permettent finalement d'afficher des émissions de GES, associés à la totalité de leur cycle de vie, plus faibles.

1.3.2 Influence du transport et des distances

Plusieurs études ont montré l'importance de considérer la spatialité et le transport dans le processus complet de recyclage. Si les matières résiduelles sont amenées à parcourir des distances variables en fonction de leur valeur monétaire, la densité de population et la répartition des acteurs sur le territoire ont également une influence sur la performance environnementale de la chaîne.

L'étude de Durand & al. (2017) présente les distances parcourues par les déchets ménagers pour trois agglomérations françaises. Le type de déchets a une grande influence sur les distances de parcours. Comme le montre la Figure 1.8, les déchets ultimes (c'est-à-dire ceux qui sont éliminés sans valorisation) sont ceux dont le traitement (dans la plupart des cas l'incinération ou l'enfouissement), se fait au plus proche de la génération. De manière générale, la valeur monétaire des matières influence la distance de parcours. Les déchets à forte valeur ajoutée entrent dans un système de répartition de flux à échelle mondiale du fait d'une concurrence importante.

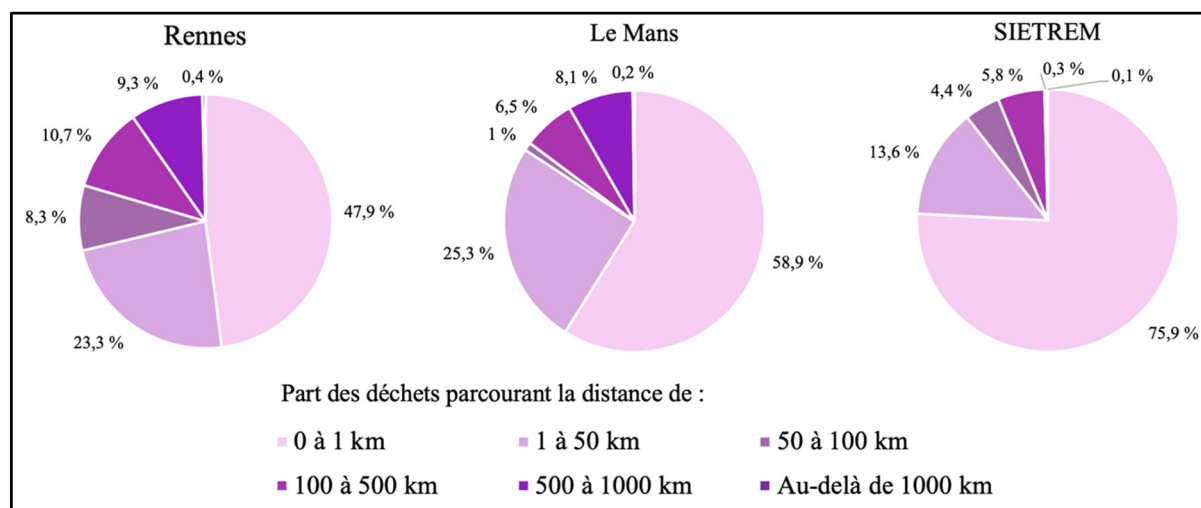


Figure 1.8 Répartition, en pourcentage, des distances parcourues par les matières en fin de vie, dans trois agglomérations françaises, adaptée de Durand, Bahers, & Beraud (2017)

Au-delà du type de déchet, la densité de population conditionne le recyclage des matières. En effet, les zones à plus faible densité présentent des taux de recyclage moins importants. Les distances à parcourir entre les acteurs freinent le déploiement des filières de recyclages dans ces zones. Le bénéfice environnemental potentiel, lié au recyclage de matières, peut être annihilé si le processus requiert de longues distances, impliquant de multiples moyens de transport (Offenhuber, Lee, Wolf, Phithakkitnukoon, Biderman, & Ratti, 2012).

Les travaux de Kreiger et al. (2013) comparent la demande énergétique liée au recyclage de PEHD pour plusieurs stratégies de localisation des processus. Un processus de recyclage dit « distribué » où du PEHD est recyclé localement en filaments de matières premières et un processus « centralisé », plus conventionnel. Le but de ces travaux était d'évaluer le potentiel du recyclage « distribué » (qui permet une réduction de transport de matières) en zone faiblement peuplée où les gisements de matières résiduelles sont faibles et les distances à parcourir entre acteurs sont élevées. Les résultats ont montré un potentiel de réduction de la demande énergétique allant de 69 à 82 %, dépendamment de la fréquence de collecte des matières, dans le cas d'un déploiement du recyclage « distribué ». Comme le montre la Figure 1.9, la demande énergétique liée au recyclage « centralisé » augmente proportionnellement avec la distance parcourue par la matière.

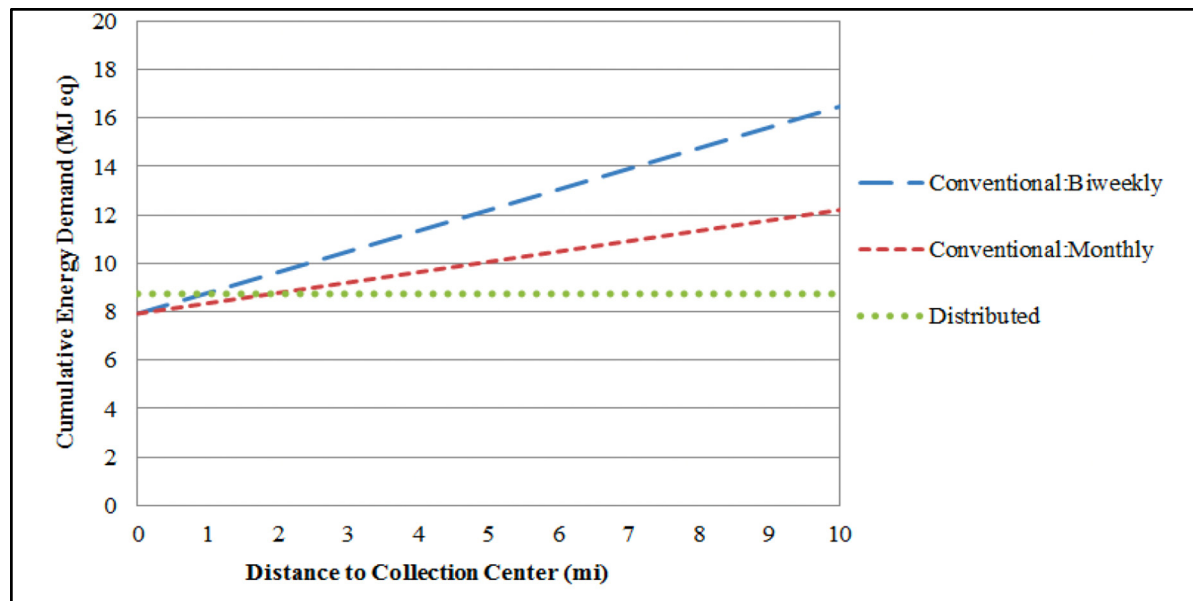


Figure 1.9 Évolution de la demande énergétique en fonction de la distance aux centres de collecte pour plusieurs modes de distribution, tirée de Kreiger, Anzalone, Mulder, Glover, & Pearce (2013)

Dès lors, dans une perspective spatiale de l'analyse de la performance environnementale d'une filière de recyclage, l'identification des distances entre acteurs revêt un intérêt. Certains outils géographiques permettent d'accéder à des distances à vols d'oiseaux tandis que d'autres offrent des distances par la route. Ces deux grandeurs sont liées par le coefficient de détour, défini par le géographe Schaur en 1991 (Héran, 2009). Il est égal au rapport de la distance parcourue (ou distance par la route) par la distance à vol d'oiseau. Il est ainsi possible de l'exprimer sous la forme d'un pourcentage d'accroissement. Ce détour dépend du type de réseau viaire (réseau formé par l'ensemble de voies de circulation existantes). Les valeurs associées aux principaux types de réseau sont résumées dans le Tableau 1.6. En milieu urbain, un coefficient multiplicateur allant de 1,15 à 1,25 est préconisé.

Tableau 1.6 Formes du réseau et détour moyen, tiré de Héran (2009)

Forme des îlots et du réseau viaire	Détour maximum		Détour minimum	Détour Moyen
	d'un carrefour à l'autre	d'une rue à l'autre		
Formes canoniques			0	30%
– carrés (réseau en damier)	41,4%	100%	0	30%
– rectangles (grille)	41,4%	> 100%	0	10%
– triangles équilatéraux	15,5%	100%		
– triangles rectangles isocèles	en étoile 8,4%	100%	0	6%
– (réseau en croix de Saint André)	en croix 41,4%			
– hexagones (réseau en nid d'abeille)	46,4%	73%	15,5%	30%
Cas généraux				
– réseau régulier en damier				30%
– réseau irrégulier mais bien maillé				15 à 25%
– réseau irrégulier et peu maillé				> 35%

1.3.3 Influence du mix électrique

Le mix électrique correspond à la répartition des différentes sources d'énergie utilisées pour produire de l'électricité. Il s'exprime communément en gramme de CO₂ équivalent par kWh d'électricité produit et diffère selon les territoires. Ainsi, en 2021, le Canada émettait 124 g CO₂eq par kWh produit tandis que les États-Unis en émettaient 379 g CO₂eq/kWh (Ritchie, Roser, & Rosado, 2021). Cela étant, ces disparités de mix électrique existent également entre territoires sous-nationaux. À titre d'exemples, le mix électrique du Québec est de 1,5 g CO₂eq/kWh alors que celui de l'Alberta atteint à 590 g CO₂eq/kWh. Aux États-Unis, si l'état du Kentucky émet 782 g CO₂eq/kWh produit, le Vermont n'en émet que 4 g CO₂eq/kWh (Energy Information Administration, 2021). Les valeurs de mix électriques par provinces canadiennes et par états américains sont disponibles à l'ANNEXE I.

À l'intérieur d'une chaîne de valeur, l'identification des processus consommateurs d'énergie électrique est essentielle. Il est alors important de les localiser pour être en mesure de leur associer un facteur d'émission spécifique et dépendant de cette localisation. Les travaux de Zheng et Suh (2019) montrent l'importance du mix électrique dans les émissions de GES. La production de résine et les étapes de transformation de la matière (nécessaire à l'obtention du produit final) nécessitent l'utilisation d'électricité et contribuent majoritairement aux émissions de GES. La diminution du mix électrique (c'est-à-dire du facteur d'émissions de

CO₂ lié à l'utilisation d'électricité) envisagée dans ces travaux réduirait alors cette contribution. Pour réduire ce mix électrique, ils ont développé un scénario de décarbonisation de l'énergie. Il s'agit d'utiliser des énergies renouvelables (considérées comme étant carboneutre) en substitution des filières charbon et pétrole dont les émissions sont d'environ 1 kg CO₂eq/kWh produit (EIA, 2021b). En 2021, ces deux filières étaient utilisées pour produire environ 40 % de l'électricité mondiale (Ritchie, Roser, & Rosado, 2021). Le scénario développé dans l'étude prévoit d'atteindre graduellement un mix électrique composé à 100 % d'énergies renouvelables en 2050. Un tel scénario permettrait de réduire les émissions de GES liées au cycle de vie complet du plastique de 62 % (Zheng, & Suh, 2019). Ce questionnement autour de l'influence du mix électrique existe dans d'autres secteurs industriels comme celui de la construction (Potrč Obrecht, Jordan, Legat, & Passer, 2021).

CHAPITRE 2

MÉTHODOLOGIE

Ce chapitre présente la méthodologie utilisée dans le cadre de ce projet et se découpe en trois parties. Dans la première partie, le cadre spatial, temporel et conceptuel de l'étude est défini. La chaîne de recyclage du PET est ensuite décrite au travers des acteurs qui la composent et des distances entre ces derniers. Les méthodes de détermination des flux de matières et d'évaluation de l'impact environnemental de la chaîne sont ensuite expliquées. Enfin, le processus de classification d'acteurs, l'établissement d'alternatives de répartition de flux et leur confrontation à la situation actuelle sont décrits.

2.1 Définition du cadre de l'étude

La disponibilité des données de recensement constitue le point de départ de l'étude et détermine le cadre spatial et temporel (i.e. la période pour laquelle la méthode est utilisée). L'étude porte sur les territoires du Canada et des États-Unis. Certaines provinces du nord (Yukon, Territoires du Nord-Ouest et Nunavut), peu peuplées, n'ont pas été retenues. Les États-Unis ont été conservés dans leur ensemble, hormis les états de l'Alaska, d'Hawaï et le territoire de Porto Rico. Les données utilisées appartiennent à l'intervalle temporel suivant [2016 ; 2020]. Pour chaque source de données ouvertes considérée dans le cadre de la présente étude, l'année est spécifiée au Tableau 2.1.

Tableau 2.1 Ensemble des données et couches de données utilisées

Catégorie	Année	Source	Couche	Géoréférencement
États-Unis				
Recensement de population	2020	(Environmental Systems Research Institute, 2022)	Informations relatives aux différents comtés de recensement différents états	EPSG :4326 - WGS 84
Limites d'eaux	-	-	Délimitations des zones d'eaux intérieurs (délimitation n°1)	EPSG :4269 - NAD83
		-	Délimitations des zones d'eaux intérieurs (délimitation n°2)	EPSG :4269 - NAD83
Mix électrique	2020	(Energy Information Administration, 2021)	Données	-
Canada				
Recensement de population	2016	(Environmental Systems Research Institute Canada, 2022)	Informations relatives aux subdivisions de recensement des différentes provinces	EPSG :4326 - WGS 84
Limites d'eaux	-	(Statistique Canada, 2019)	Délimitations des zones d'eaux intérieurs	EPSG :4269 - NAD83
			Délimitations des zones d'eaux extérieurs	EPSG :4269 - NAD83
Mix électrique	2020	(Gouvernement du Canada, 2022)	Données	-

La représentation spatiale des données s’est faite à l’aide du logiciel QGIS version 3.20 avec le fond de carte raster OpenStreetMap accessible via le logiciel. Les travaux de localisation cartographiques ont été réalisés en utilisant le Système de Coordonnées de Référence (SCR) WSG 84 / Pseudo-Mercator (EPSG : 3857).

2.2 Découpage de la chaîne de valeur

La structure de la chaîne de valeur considérée, présentée à la Figure 2.1, repose sur cinq processus correspondants à cinq catégories d'acteurs ayant des dénominations génériques (ce qui permet de rassembler ceux ayant des rôles similaires). Ces ajustements permettent de simplifier la chaîne de valeurs et de clarifier les différents flux qui la caractérisent.

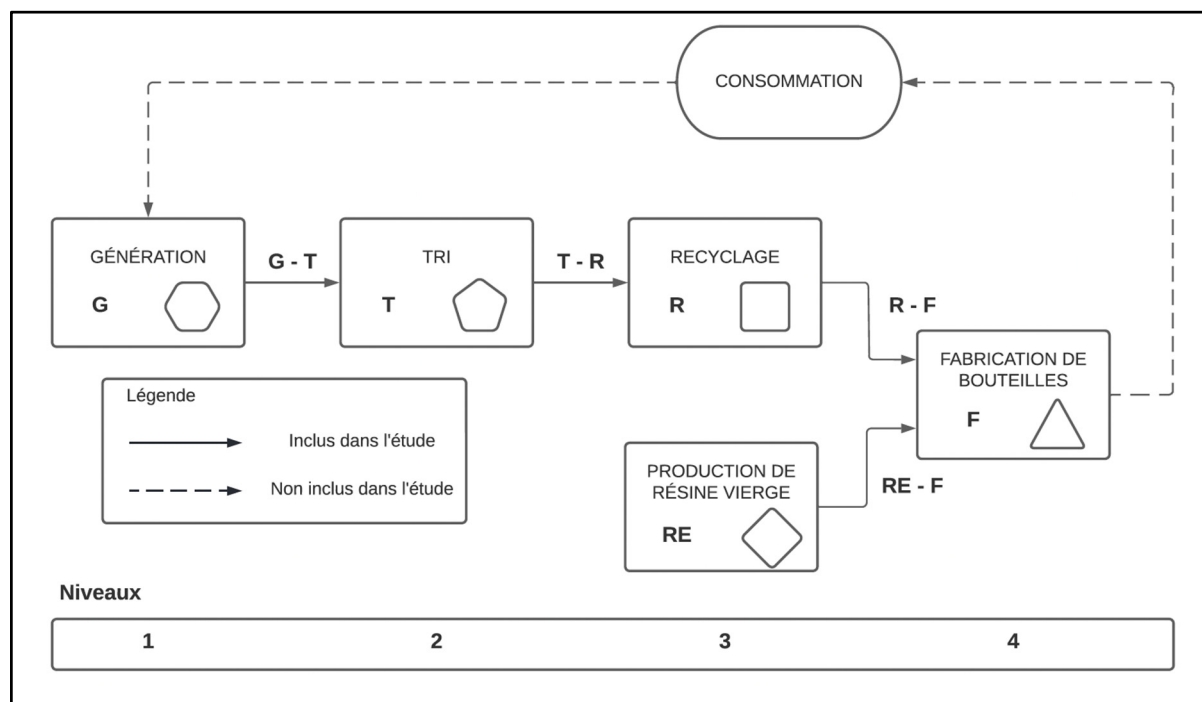


Figure 2.1 Chaîne de valeur simplifiée du recyclage des bPET considérée

Le départ de la chaîne de valeur correspond à la fin d'utilisation d'une bouteille par le consommateur qui devient le générateur de PET. À l'autre bout de la chaîne, la nouvelle bPET est en sortie d'usine de fabrication, prête à être distribuée. Les acteurs responsables de la distribution post-production des bouteilles vers l'utilisateur final ne font pas partie du cadre de l'étude. Les cinq catégories d'acteurs, sont caractérisées par trois attributs : une position dans la chaîne, une catégorie (lettre) et un symbole. L'attribution du symbole suit le principe suivant : plus un acteur intervient en aval dans la chaîne, plus le symbole a un nombre faible de côtés.

Chaque acteur, appartenant à l'une de ces cinq catégories, possède également un code d'identification unique. Il se compose de trois éléments : l'indicatif de pays (E pour les États-Unis et C pour le Canada), la catégorie de l'acteur et le numéro de l'acteur dans la catégorie en question.

2.2.1 Méthode de construction des listes d'acteurs

Dans cette sous-partie, la méthode d'obtention des acteurs est détaillée pour chaque processus. Si la liste d'acteurs de génération (G) a été générée, celles des catégories T, R, RE et F sont issues d'une sélection.

La couche d'acteurs de génération est obtenue en deux étapes. Premièrement, la population est répartie dans des fractions d'hexagones issues de la superposition des limites des hexagones du maillage et de celles des comtés ou subdivisions de recensement. La répartition maillée de la population permet de déterminer le gisement de PET disponible par fractions d'hexagones. Pour les États-Unis, le tableau répartition du volume de PET récupéré par habitant, en fonction de l'état, a été utilisé. Celui-ci inclut le PET issu de la collecte sélective et du dépôt en points de collecte. Pour le Canada, le PET post-consommation, issu du secteur résidentiel et le PET déposé en point de collecte sont également considérés. Le Tableau 2.2 présente les caractéristiques des couches de générateurs de PET créées ainsi que les flux de matières considérés.

Tableau 2.2 Caractéristiques des couches de générateurs utilisées

Zone d'étude	Canada	États-Unis
Maillage initial		
Taille de maille (en km ²)	2167	2167
Forme	Hexagonale	Hexagonale
Couche de recensement		
Année de recensement	2016	2020
Nombre de subdivisions	5 054	3 108
Nombre de fractions d'hexagones total (après découpage par superposition des limites administratives de recensement)	20 447	19 368
Aire moyenne des fractions d'hexagones	274 km ²	387 km ²
Écart-type des fractions d'hexagones	281 km ²	382 km ²
Flux de matière initial (en t/an)		
Génération	119	2 820
Collecte	75	817

Les listes d'acteurs des catégories T, R, RE et F sont issues de listes provenant de différentes sources, présentées au Tableau 2.3. Tous les acteurs des listes issues de la littérature ne sont pas considérés. Seuls les acteurs de tri traitant les matières issues du secteur résidentiel ont été conservés. Pour les acteurs des catégories R, RE et F, seuls ceux traitant le PET ont été sélectionnés. Les listes d'acteurs retenues ne sont ni complètes et ni exhaustives. La liste de tous les acteurs retenus est disponible en ANNEXE III pour ceux situés au Canada et en ANNEXE IV pour ceux localisés aux États-Unis.

Tableau 2.3 Différents groupes d'acteurs retenus

Catégorie d'acteurs	Région	Acteurs couverts par la catégorie	Nombres	Source
Tri	CAN	Centres de tri, <i>Material Recovery Facilities</i>	42	(ENF Recycling, 2022a)
	ÉU	<i>Material Recovery Facilities, Deposit Facilities</i>	259	(ENF Recycling, 2022b)
Recyclage	CAN	Recycleurs, Conditionneurs, Recycleurs-Conditionneurs	22	(ENF Recycling, 2022c)
	ÉU	Recycleurs, Conditionneurs, Recycleurs-Conditionneurs	81	(ENF Recycling, 2022d)
Production de résine vierge	CAN	Producteur de résine de PET	14	(Thomas Register, 2022c)
	ÉU	Producteur de résine de PET	59	(Thomas Register, 2022c)
Fabrication de bouteilles	CAN	Fabricant de bouteilles de PET	33	(Thomas Register, 2022b)
	ÉU	Fabricant de bouteilles de PET	48	(Thomas Register, 2022b)

2.2.2 Détermination des distances

Tous les acteurs présentés à la section précédente ont été géolocalisés en utilisant leurs coordonnées latitudes/longitudes, elles même obtenues à partir de leur adresse postale. Le calcul des distances suit l'hypothèse de travail selon laquelle, à chaque étape de la chaîne, la distance entre deux acteurs correspond à la distance entre un acteur en amont et le plus proche de l'ensemble des acteurs en aval dans la chaîne de valeur. La méthode de calcul des distances au(x) k plus proche(s) voisin(s) a été utilisée. La valeur de k est fixée ici à 1. Les différentes distances ainsi calculées sont classées dans quatre catégories qui correspondent aux liens entre

les cinq catégories d'acteurs (les codes d'identification correspondants à ces distances sont définis à la Figure 2.1).

D'un point de vue opérationnel, l'outil « matrice des distances » de QGIS permet de déterminer la distance séparant plusieurs points repérés spatialement, via un calcul matriciel. La fonction « utiliser les points cibles les plus proches » est utilisée pour mettre en place la méthode de calcul au plus proche voisin. Les distances en question correspondent à des distances à vol d'oiseau. Un facteur de détour de 1,25 a été utilisé pour convertir les distances à vol d'oiseau en distances par la route (Héran, 2009).

Pour éviter que les acteurs de fabrication, ayant des flux de matières non nuls en entrée, ne soient alimentés par aucun producteur de résine vierge, la détermination du plus proche voisin se fait à l'aide d'une matrice de distance allant de F vers RE (et non l'inverse comme l'imposerait la direction des flux).

La distance entre acteurs, *Dacteurs*, une fois connue, permet de déterminer la distance effective *Def*, définie par l'équation (2.1), et qui est utilisée pour le calcul des émissions de GES associées au transport des flux sur ces distances.

$$Def = 2 \cdot Nb_{camions} \cdot Dacteurs \quad (2.1)$$

Cette distance tient compte des allers-retours et du nombre de voyages par camion $Nb_{camions}$ nécessaire pour déplacer la matière. Cette valeur s'obtient en prenant l'arrondi à la valeur entière supérieure du rapport entre le flux de matières total à déplacer et la capacité de chargement des camions considérée égale à 32 tonnes (Ministère des Transports du Québec, 2013). Deux principales hypothèses de travail ont été considérées : (1) les camions transportent un chargement composé à 100 % de bPET et (2) les camions sont pleins à chaque trajet aller (et vide à chaque trajet retour).

2.3 Bilan des flux

Dans cette section, la manière dont les flux transitent entre les processus est expliquée. L'ensemble des hypothèses accompagnant la répartition de ces flux sont également présentées.

2.3.1 Schéma de répartition des flux

Le processus d'obtention du bilan des flux est le même pour le Canada et États-Unis et ne dépend donc pas du territoire d'étude. Les flux de bPET qui transitent entre chaque acteur de la chaîne sont calculés. Le schéma explicatif, présenté à la Figure 2.2, image la méthode de répartition des flux au fur et à mesure de la chaîne.

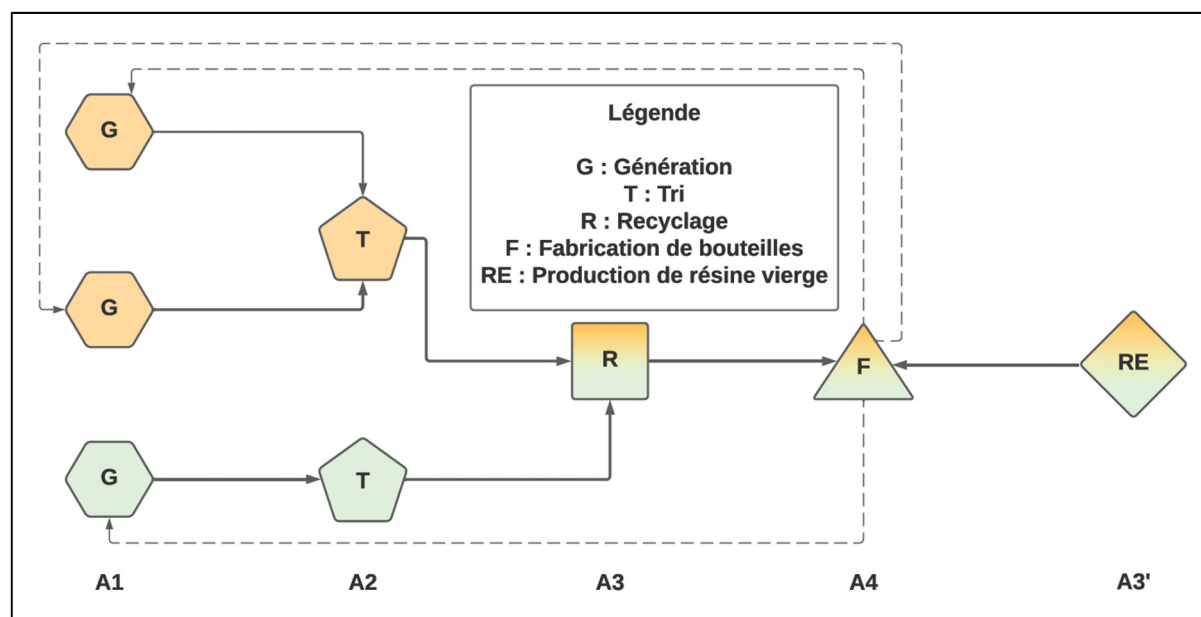


Figure 2.2 Méthode de répartition des flux

Les lettres E et S sont utilisées pour indiquer, respectivement, l'entrée ou la sortie d'un processus. De manière générale, la valeur du gisement en entrée de processus pour un acteur, $A(I+1)$, correspond à la somme des gisements issus de l'ensemble des acteurs A_I ayant cet acteur $A(I+1)$, comme plus proche voisin. L'équation (2.2) est utilisée pour calculer l'intensité des flux entre les quatre catégories d'acteurs suivant : G, T, R et F.

$$\forall i \in [1; 4], \forall n \in [1; N_i], \forall I \in [1; 3], \quad A(I + 1)_n E = \sum_{j=1}^m A I_j S, \quad (2.2)$$

Avec :

- $A I_n$: nème acteur de la catégorie AI;
- m : nombre d'acteurs de la catégorie AI ayant pour plus proche voisin $A(I + 1)_n$;
- N_I : nombre d'acteurs de la catégorie AI.

Les flux sont initialement exprimés en fonction des acteurs auxquelles ils se rapportent : le flux $A(I + 1)_n E$ s'exprime en tonnes par rapport à $A(I + 1)_n$. Dans un deuxième temps, tous les flux sont rapportés aux acteurs de la catégorie A2. Le flux $A(I + 1)_n E$ s'exprime alors en tonnes par rapport à A2. Le calcul se fait en utilisant le rapport de la valeur du flux sortant d'un acteur $A I_j$ sur le flux total en entrée de l'acteur de niveau suivant $A(I + 1)_n$.

Cette méthode ne s'applique pas au cas des flux de PETv issus des producteurs de résine vierge (A3') et à destination des fabricants de bouteilles de PET (A4). Le volume de PETv à produire par les acteurs A3' est calculé en utilisant l'équation (2.3). Ce volume permet de fournir la quantité de matière additionnelle à celle issue des recycleurs (A3), pour fabriquer la quantité de bouteilles nécessaire (pour que le volume de bPET fabriqué soit égal au volume de bPET généré en post-consommation). Un acteur A3' peut avoir plusieurs A4 à fournir en PETv.

$$\forall n \in [1; N_{3'}], \quad A3'_n S = \sum_{j=1}^m A1_j E - \sum_{j=1}^p A3_j S \quad (2.3)$$

Avec :

- p : nombre d'A3 ayant le même A4 que A3';
- m : nombre de A1 ayant le même A4 que A3';
- N_I : nombre d'acteurs de la catégorie AI.

La construction de ce schéma de répartition des flux a nécessité de considérer un ensemble d'hypothèses :

- les bouteilles fabriquées sont toutes identiques avec une masse de 26 g et ne comportent ni bouchons, ni étiquettes. Elles ont l'aspect et les caractéristiques d'une bouteille en sortie de processus de soufflage;
- la totalité du gisement issu d'un acteur AI est dirigée vers l'acteur A(I+1) désigné;
- les acteurs ont des capacités de traitement, de production et/ou de stockage illimitées (aucune contrainte de volume n'a été prise en compte);
- l'ensemble des nouvelles bPET en sortie de A4 sont destinées aux A1 initiaux (aucune exportation vers d'autres régions) ;
- en sortie d'acteurs A4, le volume de bPET fabriqué est égal au volume de PET généré en post-consommation, soit en entrée d'acteurs A1;
- la consommation de bPET reste constante pour la période envisagée et sur le territoire d'étude.

2.3.2 Taux de rejet des processus de la chaîne et hypothèses simplificatrices

Le Tableau 2.4 résume, pour les différents processus de la chaîne de valeur, les taux de rejets internes de matières retenus. Ces valeurs sont identiques pour toute la zone d'étude.

Tableau 2.4 Valeurs des taux de rejet des processus internes de la chaîne de valeur

Processus	Valeur(s) de la littérature	Source(s)	Taux de rejet retenu
Génération/Collecte	États-Unis : 29 %	(NAPCOR, 2018)	États-Unis : 29 %
	Canada : voir Tableau 1.3	(Canada Plastic Pact, 2021)	Canada : voir Tableau 1.3
Tri	19 %	(RECYC-QUÉBEC, 2018)	20 %
	22 %	(CTTÉI, 2021)	
Recyclage	20 %	(Bataineh, 2020)	20 %
Production de résine vierge	10,7 %	(Papong, Malakul, Trungkavashirakun, Wenunun, Chom-in, Nithitanakul, & Sarobol, 2014)	10,7 %
Fabrication de bouteilles	12,3 %	(Benavides, Dunn, Han, Biddy, & Markham, 2018)	12,3 %

Si les rejets internes aux processus ont été pris en compte dans l'étude, ce n'est pas le cas d'un certain nombre d'autres paramètres. Plusieurs hypothèses, listées ici, ont été considérées :

- la totalité du PETr issu du recyclage de bPET sert à produire de nouvelles bouteilles;
- la technique de mise en forme des bouteilles est considérée comme étant identique pour chaque acteur. Il s'agit de l'injection soufflage;
- aucune perte de matières lors du transport n'est envisagée (cela signifie que la somme des flux sortants de chacun des acteurs d'une catégorie est égale à la somme des flux entrants chez les acteurs de la catégorie suivante);
- le traitement, par le fabricant de bouteilles, du PETr et du PETv est unique. Aucune différence n'est faite entre le type de matières entrantes (les flux sont mélangés en entrée de processus).

2.4 Évaluation de la performance de la chaîne de valeur du recyclage du PET

Dans cette section, le calcul de l'indicateur d'émissions de GES est détaillé. Il est notamment utile pour l'évaluation des alternatives de recyclage. Dans un deuxième temps, les différentes alternatives de redistributions spatiales des flux sont décrites.

2.4.1 Indicateur d'émissions de GES

Le choix de la quantité de CO₂ équivalent émise par bouteille tout au long de sa chaîne de valeur comme indicateur pour exprimer la performance environnementale se justifie par la nécessité de prendre en considération l'impact environnemental de l'ensemble des processus (procédés industriels et transport) de l'étude. La quantité de CO₂ émise par chacun des processus est calculée par rapport aux acteurs concernés avant d'être exprimée par rapport aux acteurs de tri (A2). La masse totale de CO₂ équivalent issue de la fabrication de l'ensemble des nouvelles bPET transitant par une chaîne de valeur composée de l'acteur de tri A2_t, notée M_{CO2t} est déterminée par l'équation (2.4).

$$\forall t \in [1; T], \forall I \in [1; 3], M_{CO2t} (kg/A2_t) = \sum_I (E_{procédé_{AI+1}} \cdot MixÉ_{AI+1_t} \cdot AI + 1_t E) + E_{procédé_{A3'}} \cdot MixÉ_{A3'_t} \cdot A3'_t E + F_{Transport} \cdot (\sum_I Def f_{(I_t - I + 1_t)} + Def f_{A3'_t - A4_t}) \quad (2.4)$$

Avec :

- T : le nombre d'acteurs de tri;
- $E_{procédé_{AI+1}}$: consommation énergétique du procédé caractéristique de l'acteur $AI + 1_t$ (exprimée en kWh);
- $MixÉ_{AI+1_t}$: mix électrique de la région dans laquelle l'acteur $AI + 1_t$ est localisé (exprimé en gramme de CO₂ par kWh);
- $F_{Transport}$: facteur d'émission les poids lourds. Égale à 0,874 kg de CO₂ par km (EPA, 2021);
- $Def f_{(I_t - I + 1_t)}$: distance effective entre l'acteur AI_t et l'acteur $AI + 1_t$.

Cette masse totale de CO₂ émise par l'acteur de tri $A2_t$ est divisé par le nombre de bouteilles s'y rapportant, lui-même calculé en utilisant l'équation (2.5). Il s'agit de l'ensemble des bouteilles générées par la population associée géographiquement à l'acteur de tri $A2_t$.

$$\forall t \in [1; T], \quad NbA2_t = \sum_{i=1}^n A1_i E / (2,6 \cdot 10^{-5}), \quad (2.5)$$

Avec :

- $A1_i$, les n générateurs ayant $A2_t$ comme plus proche acteur de tri.

L'ensemble des valeurs de consommations énergétiques des procédés de la chaîne, issues de la littérature, sont résumées au Tableau 2.5. De plus, les mix électriques retenus sont résumés en ANNEXE I.

Tableau 2.5 Constantes retenues pour le calcul des consommations énergétiques

Procédés	Valeur(s) issue(s) de la littérature	Source(s)	Remarque(s)	Valeur retenue
Tri et Recyclage	4,1 MJ/kg	(Benavides, Dunn, Han, Biddy, & Markham, 2018)	La valeur prend en compte le transport	1,66 MJ/kg
Tri	0,06 MJ/kg	(Bataineh, 2020)	-	
Recyclage	1,60 MJ/kg	(Bataineh, 2020)	-	
Production de résine vierge	71,2 MJ/kg	(Bataineh, 2020)	-	71,2 MJ/kg
	62 à 108 MJ/kg	(Low-Tech Magazine, s.d.)	-	
	83 MJ/kg	(Hopewell, Dvorak, & Kosior, 2009)	-	
	79,7 MJ/kg	(Kreiger, Anzalone, Mulder, Glover, & Pearce, 2013)	Valable pour PEHD	
	21,1 kWh/kg	(Benavides, Dunn, Han, Biddy, & Markham, 2018)	Unité incertaine	
Fabrication de bPET	8,4 MJ/kg	(Papong, Malakul, Trungkavashirakun, Wenunun, Chom-in, Nithitanakul, & Sarobol, 2014)	-	9,1 MJ/kg
	9,1 MJ/kg	(Benavides, Dunn, Han, Biddy, & Markham, 2018)	Énergie nécessaire pour l'injection (2,9 MJ/kg) et le soufflage (6,2 MJ/kg)	
	7,2 MJ/kg	(Benavides, Lee, & Zarè-Mehrjerdi, 2020)	-	

2.4.2 Alternatives de recyclage envisagées

La mise en place d'alternatives de recyclage, qui consistent en une redistribution des flux de matières, s'effectue en deux étapes. La première permet de rassembler les acteurs de tri ayant un impact environnemental et/ou présentant des caractéristiques géographiques similaires. Dans un second temps, cette caractérisation, couplée à la présence d'opportunités sur le territoire, sera utile à l'identification de zones à forts potentiels d'amélioration (c'est-à-dire des zones où la redistribution des flux de matières est susceptible de diminuer l'impact environnemental du recyclage des bouteilles de PET).

2.4.2.1 Caractéristiques de catégorisations

Le nombre d'acteurs de tri étant important (301 au total), une classification de ces derniers en fonction de certaines caractéristiques rend l'analyse des alternatives de recyclage plus synthétique. L'indicateur d'émissions de GES sert de critère principal pour la catégorisation. À un deuxième niveau, deux autres indicateurs, la distance totale de la chaîne et le mix électrique moyen sont également utilisés.

Distance totale de chaîne

Cette distance correspond à la somme des distances séparant chaque acteur de la chaîne. Ne tenant pas compte des flux de matières, elle est différente de la distance effective. Chaque centre de tri est caractérisé par une distance totale qui lui propre et qui dépend uniquement des acteurs de recyclage, de fabrication et de production de résine vierge qui lui sont associés.

Mix électrique moyen

L'objectif de cette grandeur est de rendre compte du mix électrique global de la chaîne d'acteurs associés à chaque centre de tri. Il s'agit d'une valeur moyenne des mix électriques de chacun des acteurs de la chaîne, pondérés par les masses de PET qui transitent par ces acteurs.

2.4.2.2 Nouvelles distributions spatiales des flux

Les modifications spatiales apportées sont toutes de même nature. Il s'agit de redistribuer les flux de matières des acteurs localisés dans des régions à mix électrique de forte empreinte carbone vers les acteurs de même catégorie localisés, eux, dans des régions à mix électrique de plus faible empreinte carbone. Chacune des zones choisies pour les redistributions revêtissent cependant un sous-objectif distinct. La sélection des zones soumises aux modifications utilise le résultat de la catégorisation d'acteurs en fonction des caractéristiques définies, la présence d'opportunités sur le territoire du fait de leur positionnement géographique et la possibilité d'atteindre l'un des trois sous-objectifs de redistribution. Aucun acteur, notamment ceux qui bénéficient de flux supplémentaires après redistribution, n'est soumis à une limite quelconque de stockage, de traitement ou de production.

Pour le premier sous-objectif, l'influence de la redistribution des flux de matières vers des acteurs localisés sur des territoires à plus faible mix électrique est observée. La part de la population représentée par les acteurs sujets à modification est faible.

Le second sous-objectif complète le premier en permettant, sur la base d'un nombre d'acteurs plus important, d'étudier l'influence de la distance entre acteurs de la chaîne sur la pertinence de la redistribution des flux.

Finalement, le troisième sous-objectif, plus complexe dans sa structure (car faisant intervenir un nombre d'acteurs et des spécificités territoriales plus importantes), fait l'objet d'une modification échelonnée. La première correspond à une redistribution des flux vers des acteurs existants localisés sur des territoires à plus faible mix électrique. La seconde consiste à transporter l'électricité produite depuis une région à plus faible mix électrique vers des acteurs déjà existants et localisés dans une région à plus fort mix.

Une fois les alternatives mises en œuvre, les valeurs des indicateurs retenus sont comparées. Les potentiels gains environnementaux sont calculés.

CHAPITRE 3

RÉSULTATS

Ce chapitre présente les résultats de la présente étude. Il est structuré en trois parties. La première présente une cartographie des acteurs retenus ainsi que les flux de matières qui leur sont associés. La deuxième partie présente le bilan de la performance environnementale de la filière actuelle de recyclage du PET, exprimée en termes d'émissions de GES. Pour finir, le chapitre présente l'analyse du potentiel environnemental d'une redistribution spatiale des flux de matières au sein d'un territoire.

3.1 Structuration du modèle de la chaîne des processus de recyclage des bouteilles de PET

Cette section présente, dans un premier temps, la répartition des générateurs sur le territoire et la caractérisation spatiale des acteurs de tri. Dans un deuxième temps, le bilan des flux de matières et l'impact environnemental sont présentés pour l'ensemble des processus de la chaîne de valeur.

3.1.1 Localisation des acteurs et caractérisation spatiale

La représentation de la génération de bPET est spécifiquement liée à la consommation et donc à la répartition de la population sur le territoire. La Figure 3.1 (a) présente une cartographie de la répartition de la population par subdivisions de recensement ou par comtés de recensement, respectivement du Canada et des États-Unis. Les données de population de cette couche ont été jointes au maillage (ANNEXE II) permettant de générer la couche de générateurs présentée à la Figure 3.1 (b). Pour des raisons visuelles et notamment de clarté de figure, seul un agrandissement de cette couche (englobant Toronto et Montréal) est présenté. La couche entière est disponible à l'ANNEXE V.

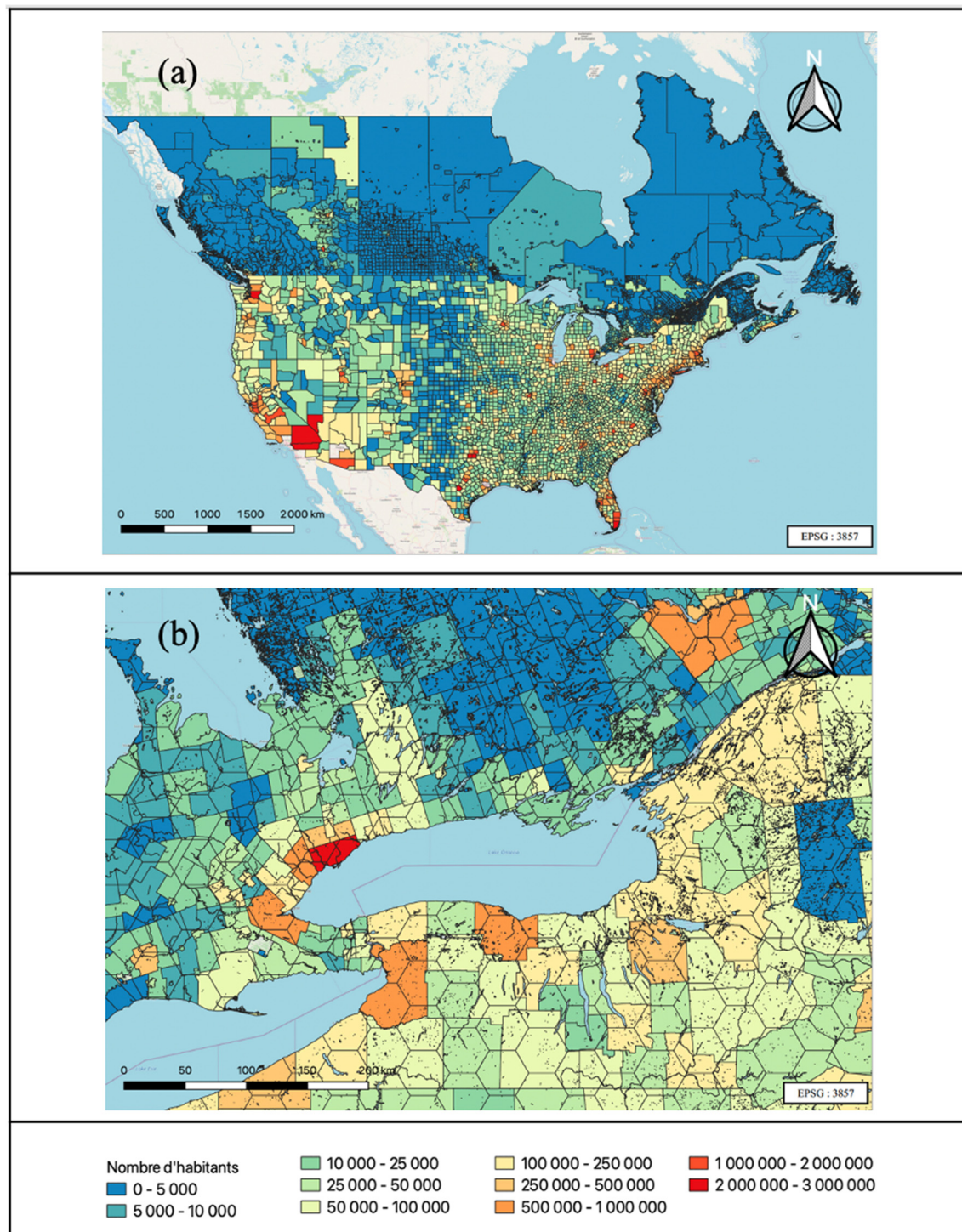


Figure 3.1 Cartes de présentation, respectivement, (a) de la répartition de la population sur les deux territoires d'études, par comtés ou subdivisions de recensement, et (b) de la couche de générateurs obtenue, agrandissement sur la zone englobant le lac Ontario

À des fins de comparaisons, l'échelle de couleur est la même pour l'ensemble de la zone d'étude. Cette jointure, qui consiste en une juxtaposition de couches, permet de découper en plusieurs parties les subdivisions ou comtés de recensements existants (et observables sur la Figure 3.1) et ainsi augmenter le nombre d'entités de générateur (Figure 3.2). La plus grande entité territoriale sur l'ensemble de l'Amérique du Nord est alors l'hexagone (superficie de 2167 km²). Des comtés de recensement comme San Bernardino en Californie, avec une superficie d'un peu plus de 52 000 km², sont ainsi segmentés. L'augmentation du nombre d'entités génératrices implique par définition une augmentation équivalente du nombre de centroïdes (centres de ces entités), comme le montre la Figure 3.2. La distance G – T étant calculé entre le centroïde de chaque générateur et l'acteur de tri concerné, le biais de distance diminue avec l'augmentation du nombre d'entités. C'est la raison principale expliquant ce découpage. Le nombre d'entités génératrices a ainsi augmenté de 296 % pour le Canada (passant de 5054 à 20 447) et de 523 % pour les États-Unis (passant de 3108 à 19 368).

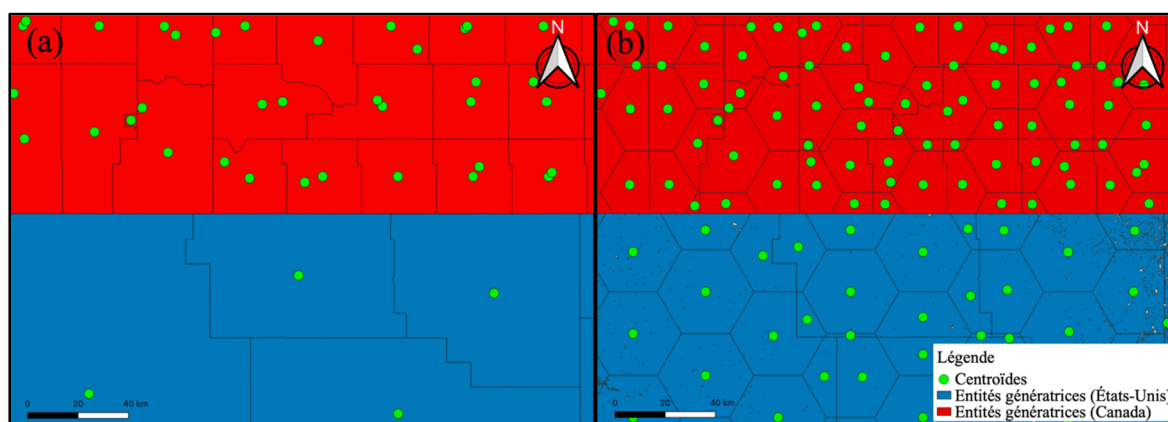


Figure 3.2 Carte de présentation de la répartition des centroïdes pour la région frontalière entre le Saskatchewan (Canada) et le Montana (États-Unis), selon, (a) les subdivisions de recensement, et (b) la superposition du maillage hexagonal généré et des subdivisions de recensement

Dans la chaîne de valeur, le PET en fin de vie issu des générateurs est ensuite acheminé vers le deuxième processus, et plus précisément l'acteur de tri le plus proche. La distance entre les entités génératrices, calculée à partir de leur centroïde, et leur acteur de tri géographiquement

associé n'est pas uniforme pour toute la zone d'étude. La Figure 3.3 présente, sous la forme d'un histogramme, la distribution de la totalité des entités génératrices en fonction de différents intervalles de distances (20 447 pour le Canada et 19 368 pour les États-Unis). Les distances à vol d'oiseau sont réparties dans huit intervalles.

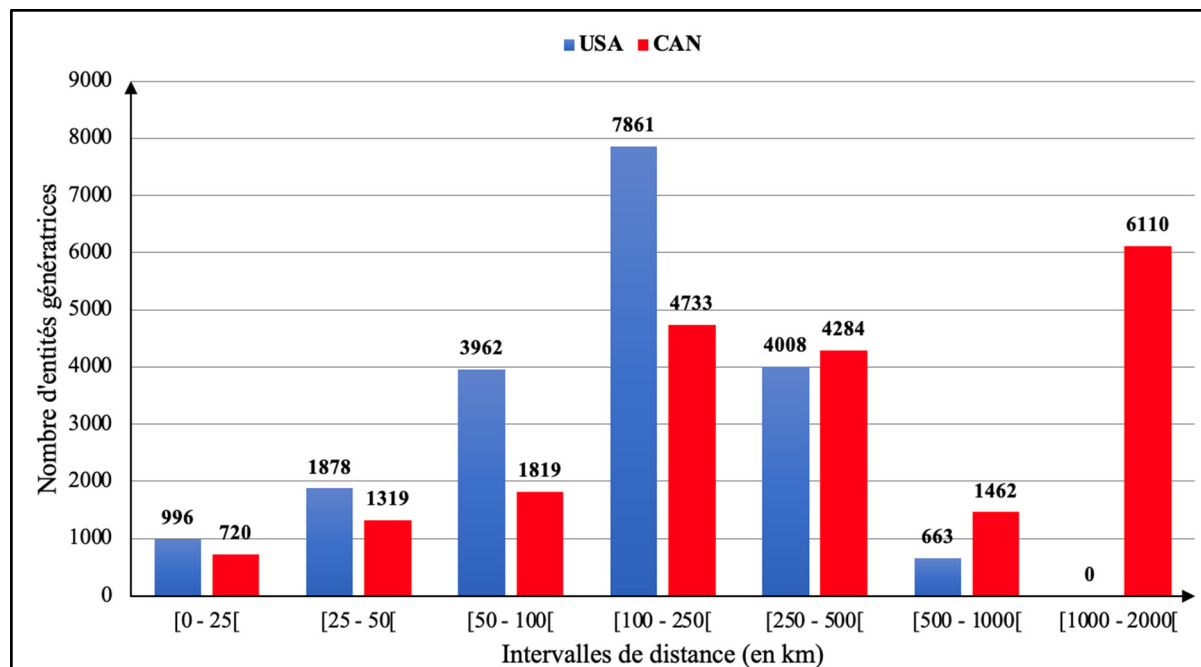


Figure 3.3 Histogramme de répartition des distances entre générateurs et acteurs de tri respectivement pour les États-Unis et le Canada

La distance moyenne est de 428 km pour le Canada et 179 km pour les États-Unis. Si environ 60 % des entités génératrices sont situées à plus de 500 km de l'acteur de tri le plus proche, cela ne signifie pas que 60 % des gisements s'y trouvent. En effet, la population, et donc les gisements de PET, représentés par chaque fraction d'hexagone sont différents.

Une analyse de ces distances, en regard de la diversité territoriale des flux générés, est ensuite réalisée en utilisant deux approches. La première consiste à pondérer les distances par l'intensité des flux amenés à transiter alors que la deuxième utilise le concept de tonnes-kilomètres.

La distance présentée à la Figure 3.3 d'une entité génératrice à l'acteur de tri le plus proche a ensuite été pondérée par le pourcentage que représente le gisement de PET collecté à l'échelle de chaque entité, par le gisement total récupéré par l'acteur de tri correspondant. Cette distance moyenne pondérée correspond à la distance moyenne de parcours d'un camion de transport pour faire transiter le PET collecté jusqu'aux acteurs de tri. Elle est de 60,1 km par camion pour les États-Unis et de 93,6 km par camion pour le Canada. Cette distance moyenne a également été calculée pour chaque acteur de tri et les résultats cartographiques sont présentés à la Figure 3.4.

Afin de mesurer l'impact de l'augmentation du nombre d'entités génératrices sur les distances entre les processus de génération et de tri, la distance moyenne par camion a été calculée à partir des entités génératrices initiales (c'est-à-dire celles issues des subdivisions ou comtés de recensements) puis des entités génératrices redécoupées. À l'échelle du Canada, l'augmentation du nombre d'entités génératrices a entraîné une diminution de 0,59 % de la distance moyenne par camion (soit environ 0,55 km par camion). Aux États-Unis, la diminution est plus importante et est de l'ordre de 30 % soit environ 18 km par camion.

Le nombre de tonnes-kilomètres associé à chaque acteur de tri a également été calculé. Il est égal à la somme des tonnes-kilomètres attribuées à l'ensemble des entités génératrices, associées par proximité, à ces acteurs de tri. Sur la Figure 3.4, la taille de l'empreinte noire des acteurs de tri permet de visualiser le nombre de tonnes-kilomètres qui leur est associé.

Chaque acteur de tri est caractérisé par un territoire d'approvisionnement qui correspond à la somme des surfaces de chaque entité génératrice associées à celui-ci. La Figure 3.5 présente l'évolution de la distance moyenne parcourue par camion en fonction de nombre de tonnes-kilomètres pour trois intervalles de surfaces d'approvisionnement : 0 à 10 000 km², 10 000 à 100 000 km² et plus de 100 000 km².

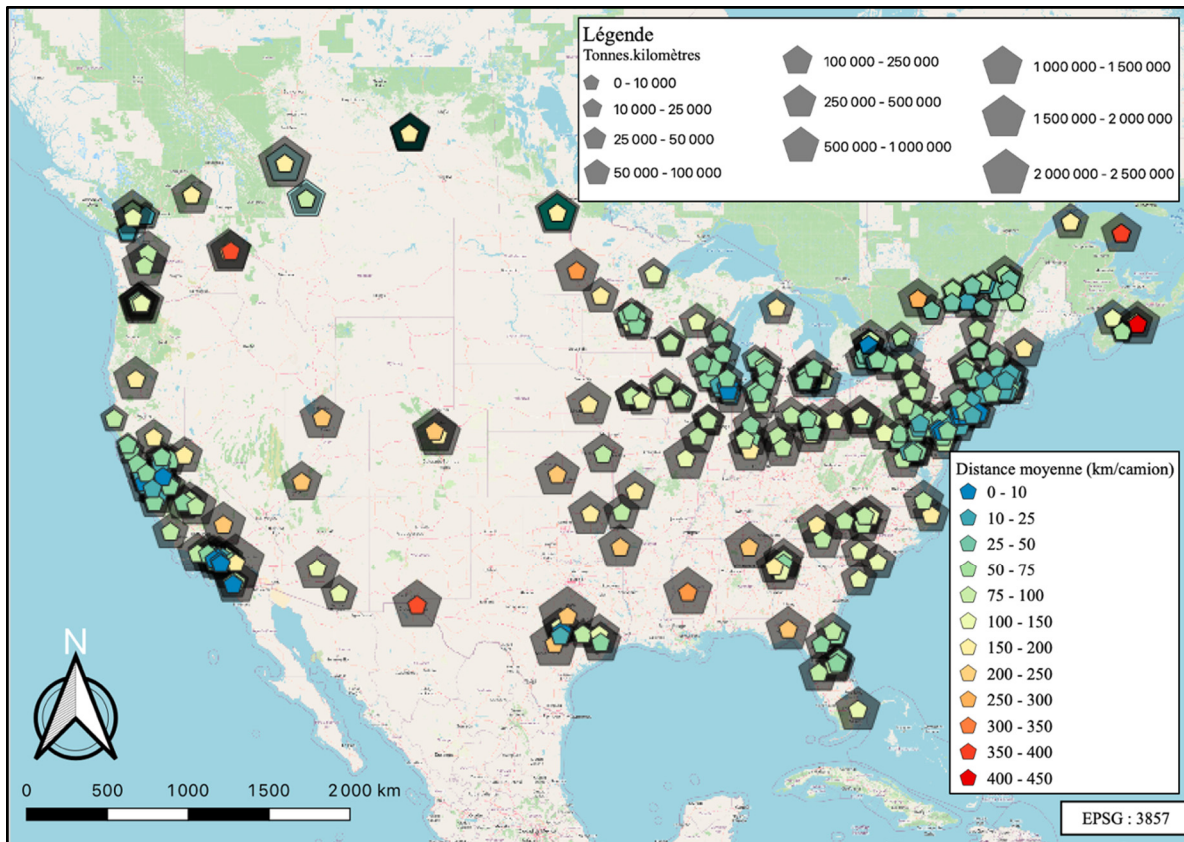


Figure 3.4 Carte de présentation de la distance moyenne, pondérée par l'intensité des flux, à parcourir par les gisements de PET entre les générateurs et les acteurs de tri, et du nombre de tonnes-kilomètres, présenté par acteur de tri

Certains acteurs de tri ont une distance moyenne parcourue par camion semblable mais un nombre de tonnes-kilomètre très différent. C'est le cas lorsque les flux transportés sont d'intensité très différente. La distance moyenne parcourue par camion est élevée si la distance de parcours et le volume à transporter sont tous les deux élevés tandis que l'un des deux suffit pour que le nombre de tonnes-kilomètre le soit. En effet, un nombre de tonnes-kilomètres important peut correspondre à une situation où un gisement important transite entre deux acteurs proches ou, à l'inverse, un faible gisement qui transite sur une grande distance.

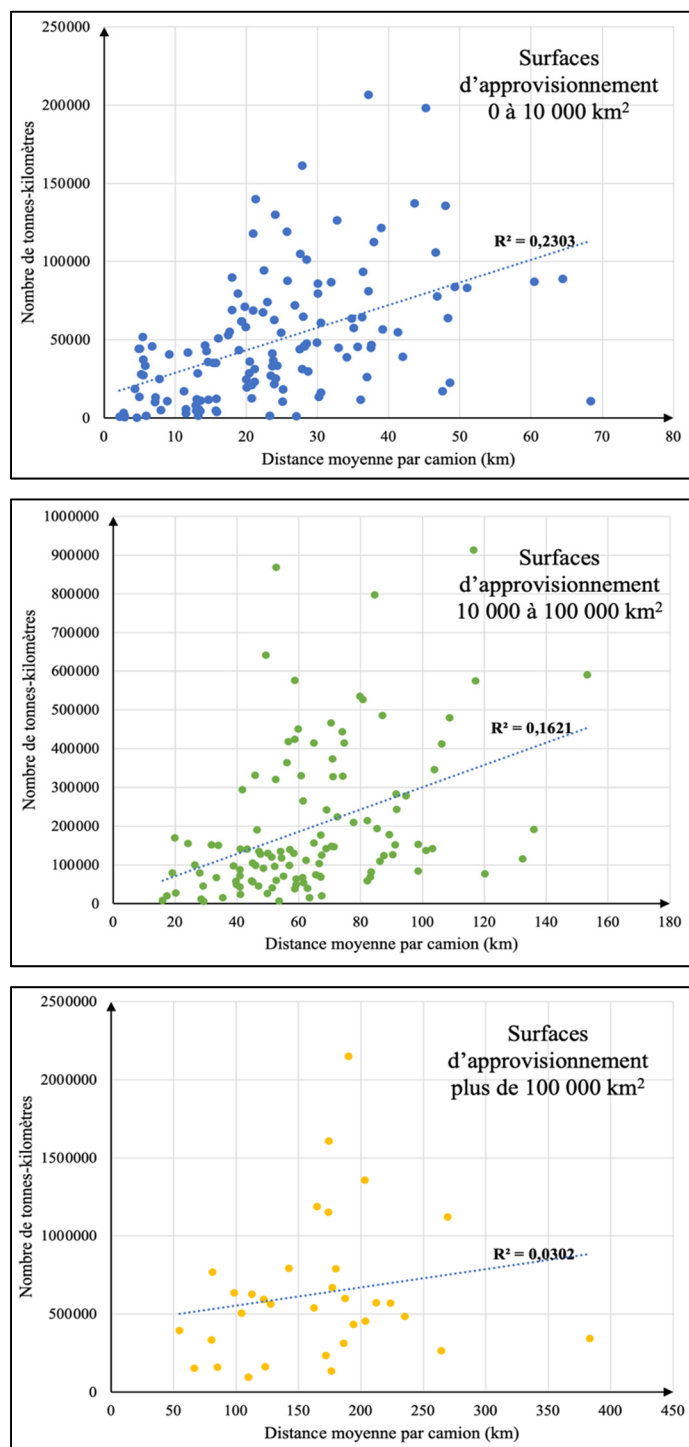


Figure 3.5 Évolution du nombre de tonnes-kilomètres en fonction de la distance moyenne parcourue par camion selon trois intervalles de surface d'approvisionnement

Pour les trois intervalles de surface d’approvisionnement, le nombre de tonnes-kilomètres et la distance moyenne parcourue par camion ont une faible corrélation. Plus la surface augmente et plus la corrélation est faible. En effet, la qualité de la régression linéaire se dégrade avec l’augmentation des surfaces d’approvisionnement. Le coefficient de détermination est de 0,23 pour les surfaces d’approvisionnement comprises entre 0 et 10 000 km², de 0,16 pour celles comprises entre 10 000 et 100 000 km² et seulement de 0,03 pour les surfaces supérieures à 100 000 km².

En parallèle de la distance effective, qui tient compte de l’intensité des flux de matières et qui est utilisée pour le calcul de l’indicateur principal, chaque acteur de tri est caractérisé par une distance totale de chaîne. Cette distance lui est propre et dépend uniquement des acteurs de recyclage, de fabrication et de production de résine vierge qui lui sont associés. Elle donne une image de l’éloignement relatif des acteurs appartenant à une même chaîne de valeur. La répartition de l’ensemble de ces distances totales est disponible sous la forme d’un histogramme (Figure 3.6).

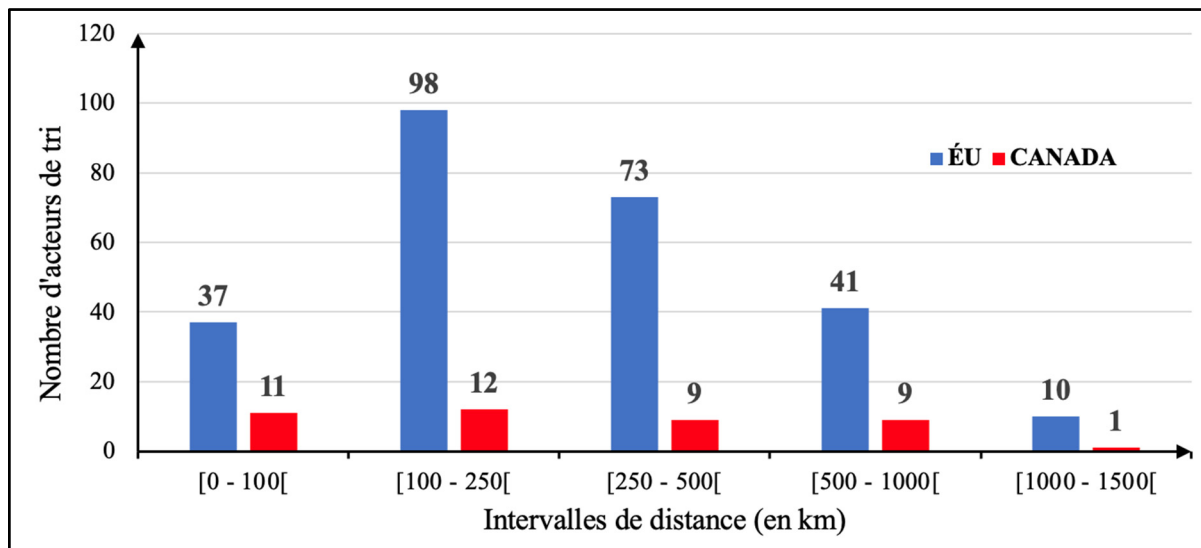


Figure 3.6 Histogramme de répartition des distances totales de chaîne, respectivement pour les États-Unis et le Canada

Les quatre premiers intervalles de distance regroupent chacun environ 25 % des distances totales au Canada. À l'inverse, 66 % des distances totales sont comprises dans l'intervalle 100 à 500 km aux États-Unis, 38 % dans l'intervalle 100 - 250 et 28 % dans l'intervalle 250 – 500. En moyenne, la distance totale de chaîne est similaire entre les deux pays de la zone d'étude, soit 328 km aux États-Unis et 312 km au Canada.

L'analyse de l'histogramme de la Figure 3.6 et les conclusions qui peuvent en être tirés sont générales. Une analyse plus spécifique des distances acteurs à acteurs, qui ont permis de calculer ces distances totales de chaîne, est effectuée. La Figure 3.7 montre la répartition des distances deux à deux des acteurs de la chaîne en fonction de huit intervalles fixés. L'intervalle 0 à 100 km utilisé à la Figure 3.6 a été divisé en quatre intervalles distincts.

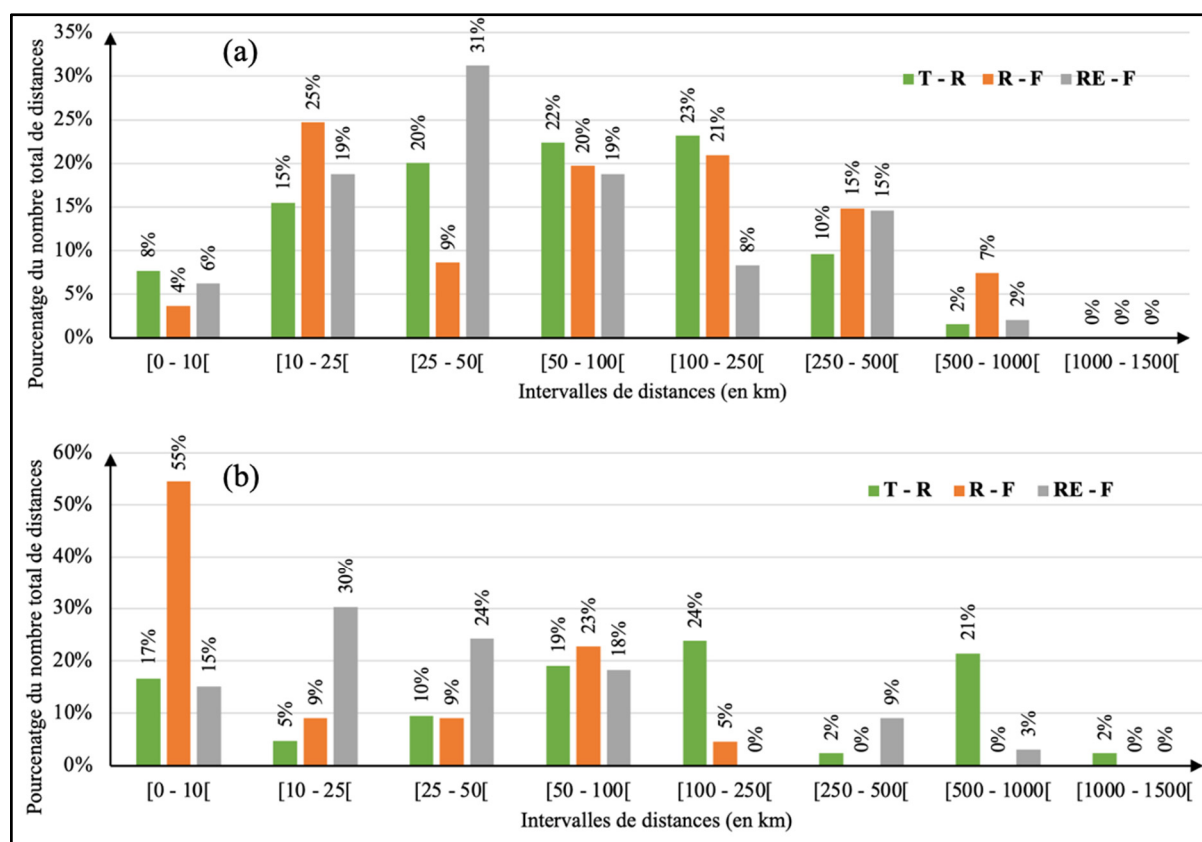


Figure 3.7 Histogrammes de répartition des distances deux à deux des acteurs de la chaîne, pour (a) les États-Unis et (b) le Canada

À l'image de la distance totale de la chaîne, la distance moyenne entre producteurs de résine vierge et fabricants de bouteilles est comparable pour les deux pays d'étude (92 km pour le Canada contre 118 km pour les États-Unis). Ce sont davantage les distances des couples acteurs de tri/recycleurs et recycleurs/fabricant de bouteilles qui diffèrent. Plus de 70 % des fabricants de bouteilles canadiens se situent à moins de 50 km d'un recycleur et 95 % sont situés dans un rayon maximal de 100 km contre respectivement 38 et 58 % aux États-Unis. La distance moyenne entre les acteurs de ces deux catégories est de 30 km contre 158 km aux États-Unis. À l'inverse, les acteurs de tri sont distants en moyenne de 105 km des acteurs de recyclages aux États-Unis contre 228 km au Canada. Au total, 23 % de ces acteurs de tri canadiens sont situés à plus de 500 km de leurs recycleurs associés alors qu'aux États-Unis cela ne concerne que 2 %.

3.1.2 Flux de matières mis en jeu

Entre les acteurs associés aux différents processus circulent des flux de matières. Initialement, ce sont les bPET, consommées sur le lieu d'habitation qui deviennent un gisement potentiellement récupérable. Avant qu'une partie de ce PET ne se retrouve en entrée du processus de tri, celui-ci est collecté sur le lieu de consommation. À l'échelle du Canada, la distribution de ces gisements correspond exactement à la distribution de la population. En effet, un coefficient de génération de PET en kg par habitant et par an identique à l'ensemble des provinces a été utilisé (3,38 kg/hab, valeur calculée en prenant le rapport entre le gisement total de PET généré à l'échelle du pays et le nombre d'habitants). Pour les États-Unis, les gisements ont été déterminés à partir des données de quantités de bouteilles collectées pour les différentes régions des USA (NAPCOR, 2018).

La Figure 3.8 présente une carte de la distribution du PET collecté, qui rend compte de la répartition des gisements sur le territoire. Pour des raisons de visibilité, les plus petits générateurs (ceux dont le flux généré est inférieur à dix tonnes) n'ont pas été représentés sur cette carte. Ils ne représentent que 1,2 % des gisements totaux collectés. Parmi les générateurs représentés à la Figure 3.8, les catégories correspondantes à des flux compris entre 10 et 100

tonnes représentent 11,1 % des gisements de PET collectés. Aux États-Unis, cela représente 8,9 % tandis qu'au Canada, ces générateurs comptent pour 34,8 % des bPET collectées. À l'inverse, 23,2 % des flux proviennent des grands générateurs (i.e. subdivision ou comté de recensement où le gisement collecté est supérieur à 5000 tonnes). Ces grands générateurs sont responsables de 25 % du PET collecté aux États-Unis et seulement de 7 % au Canada. Le Tableau 3.1 rappelle les valeurs de taux de rejet internes des différents processus et présente les quantités de bPET, mises en jeu, ramenées par habitant.

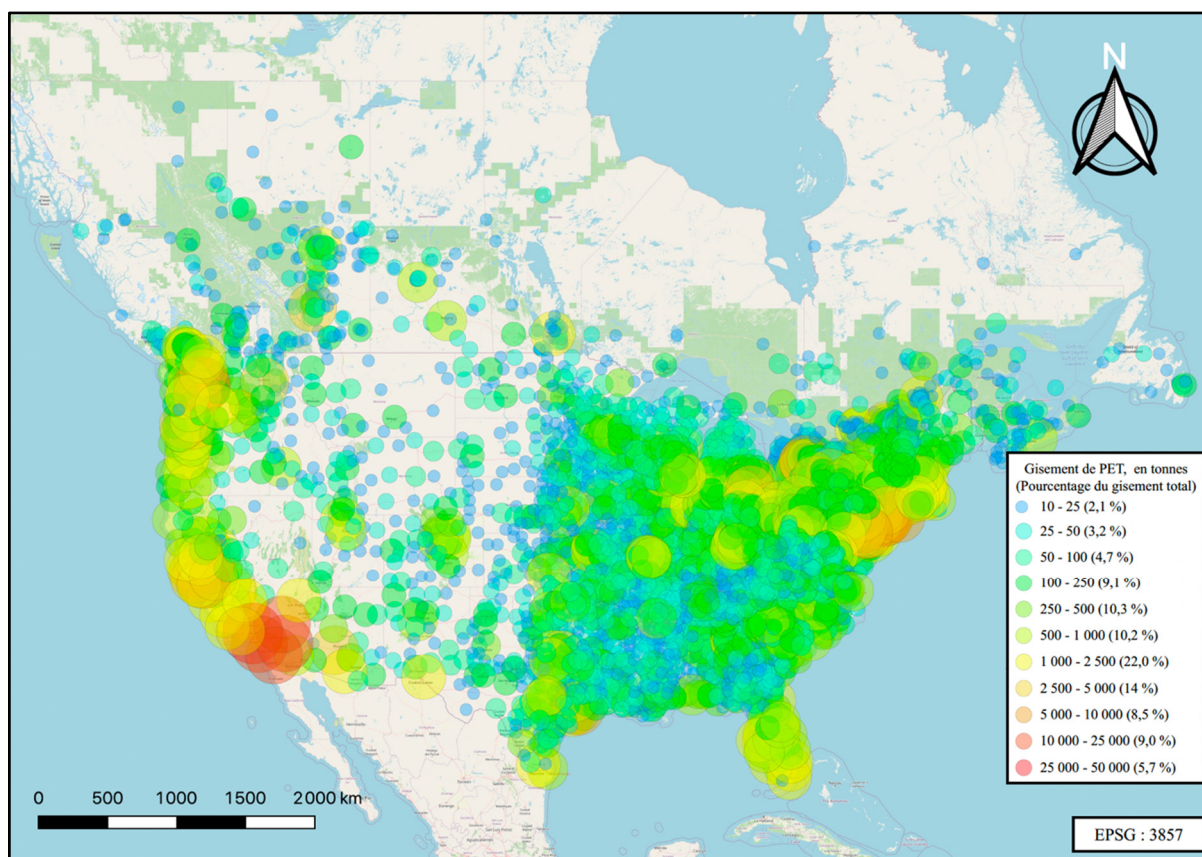


Figure 3.8 Carte de présentation de la répartition des gisements de PET collectés sur le territoire d'étude

Tableau 3.1 Intensités des flux de matières extrants pour les différentes catégories d'acteurs

	Taux de rejet	États-Unis		Canada	
		t/an	kg/hab	t/an	kg/hab
Génération	37 % (CAN) 71 % (USA)	2 717 722	8,14	118 813	3,38
Tri	20 %	788 139	2,36	75 139	2,14
Recyclage	20 %	630 512	1,89	60 112	1,71
Production de résine vierge	10 %	2 957 707	8,86	96 737	2,75
Fabrication de bouteilles	12 %	3 098 889	9,28	135 476	3,86

Si un habitant des États-Unis consomme environ 2,5 fois plus de bPET qu'un Canadien, le faible taux de collecte du pays ne lui permet pas d'afficher une masse de PET recyclée par générateur significativement supérieur au Canada. En effet, les flux de matières triées et recyclées, ramenés par habitant sont du même ordre de grandeur (1,1 fois supérieur aux États-Unis). La différence de volume généré entre les États-Unis et le Canada se répercute donc au niveau des flux extrant des producteurs de résine et des fabricants de bouteilles, ce qui s'explique par la manière dont est construit le modèle.

Les flux massiques issus de la situation actuelle et relatifs aux des deux pays d'études sont présentés à la Figure 3.9 sous la forme de diagrammes de Sankey. Hormis pour les taux de collecte post-génération, les pourcentages associés aux différents flux présentés sur les deux diagrammes de Sankey sont donc comparables pour les deux pays. C'est au niveau de l'intensité des flux qu'il existe une différence.

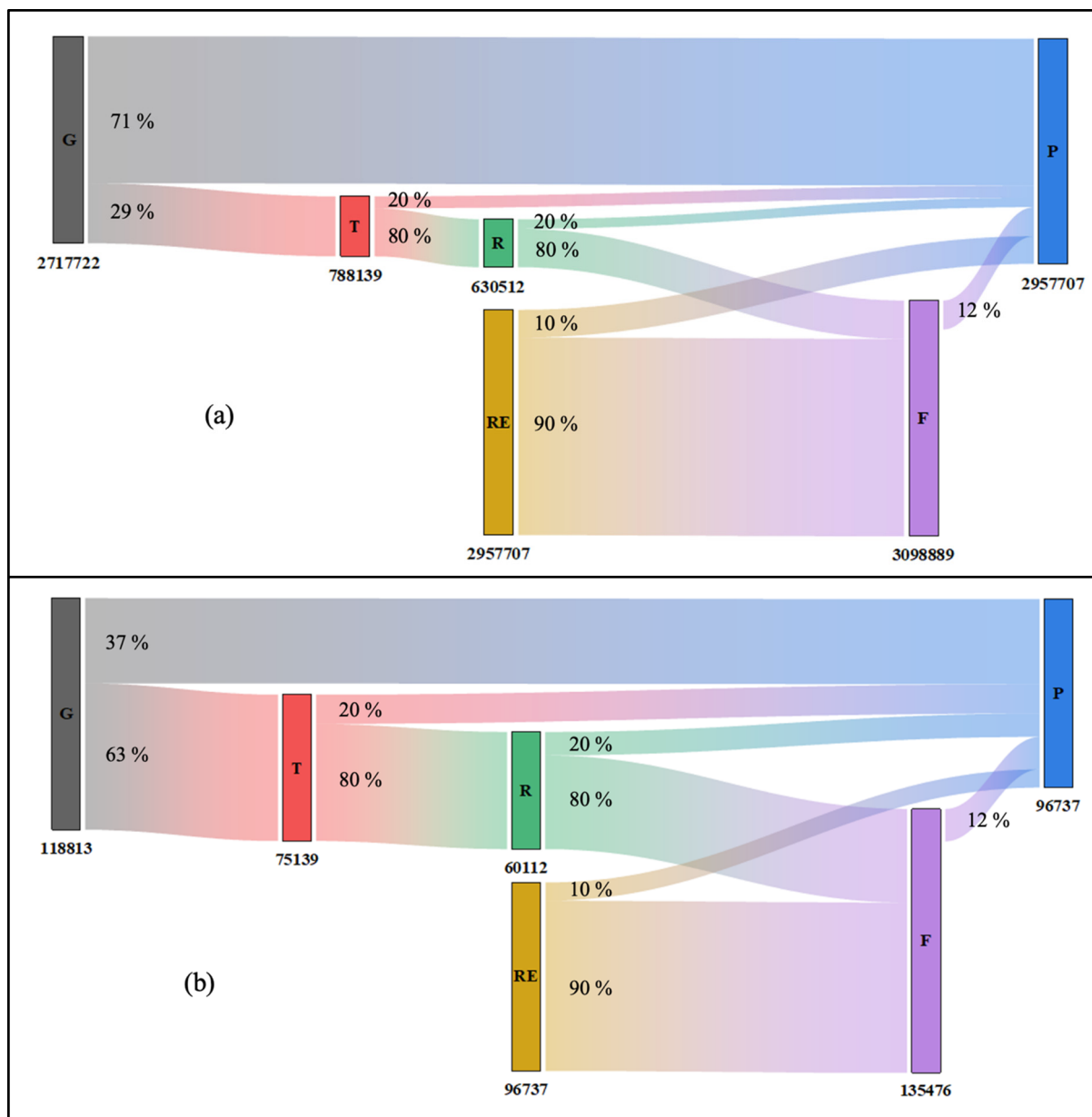


Figure 3.9 Diagrammes de Sankey des flux de bPET transitant dans la chaîne de valeur, exprimés en tonnes, pour (a) les États-Unis et (b) le Canada

L'hypothèse de capacité de traitement, de production et/ou de stockage illimitée pour tous les acteurs a permis de répartir les flux de matière selon la méthode du plus proche voisin, sans avoir à diviser les flux entre plusieurs acteurs en aval. L'effet direct de cette hypothèse est observable à la Figure 3.10. Certains acteurs en aval se retrouvent sans flux entrant comme

l'acteur de tri encerclé. Cela concerne les acteurs aval qui ne sont les plus proches d'aucun acteur en amont. En effet, tous les générateurs de PET ont un autre acteur de tri comme plus proche voisin. À l'échelle des États-Unis, 11 acteurs de tri sur 259 sont dans ce cas. Seuls les 248 acteurs ayant des flux de matières non nuls ont été classés en groupes et sous-groupes.

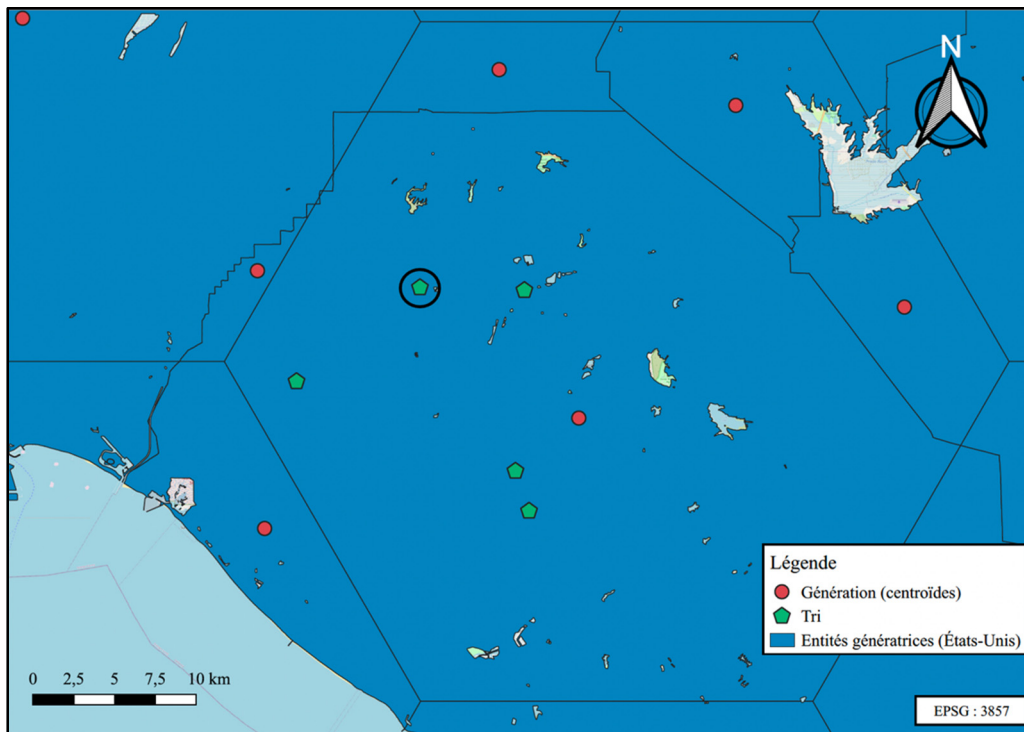


Figure 3.10 Zone d'illustration des limites de la méthode de répartition des flux utilisée

3.1.3 Impact environnemental de la chaîne actuelle

La détermination des émissions de GES associées au transport se base sur les flux de matières transitant entre les processus. Pour cela, les distances entre acteurs sont utilisées pour déterminer un nombre de trajets de camion (d'une capacité de 32t) et sont combinées au facteur d'émission (0,87 kg CO₂/km). L'impact environnemental de la chaîne est obtenu en faisant la somme de l'impact des procédés à celui des transports. Les émissions de GES imputées aux procédés dépendent notamment du mix électrique des territoires dans lesquelles ils se situent.

La quantité de CO₂ émise (exprimée en gramme par bouteille) pour obtenir une nouvelle bouteille a été calculée pour chaque acteur de tri. En moyenne, le bilan carbone d'une bPET produite aux États-Unis est de 200 g CO₂eq contre 69,6 g CO₂eq au Canada. La Figure 3.11 montre la part de chacun de ces processus dans l'empreinte carbone totale associée à l'obtention d'une nouvelle bouteille.

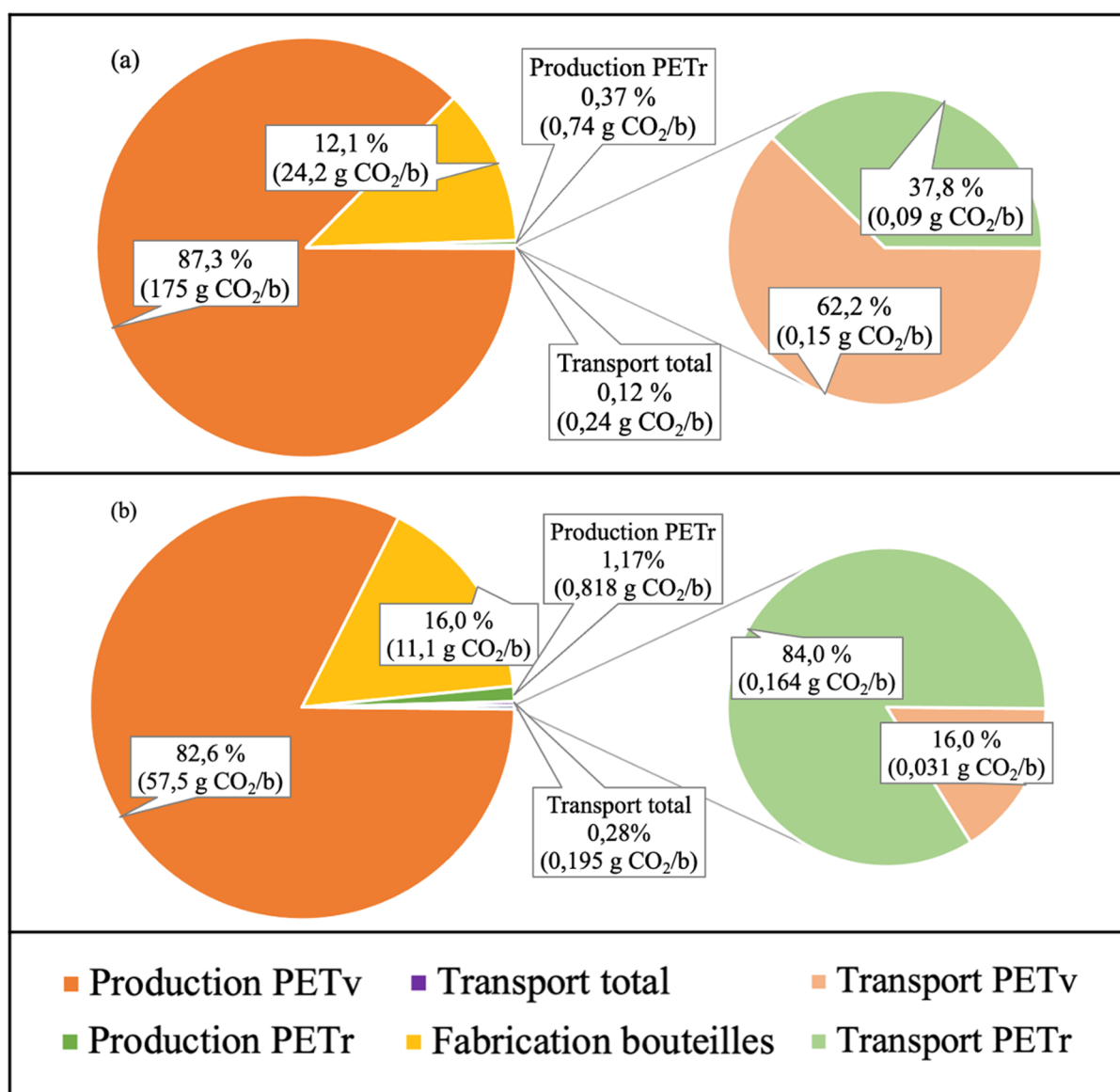


Figure 3.11 Répartition des sources d'émissions de CO₂ dans le processus de recyclage d'une bPET (a) aux États-Unis et (b) au Canada

La part importante de la production de PETv dans la répartition des sources d'émissions de CO₂ s'explique par la valeur de consommation énergétique du procédé utilisé (71,2 MJ/kg). À l'échelle du Canada, un gramme de PETr a une empreinte carbone de 0,061 g CO₂eq alors qu'un gramme de PETv a une empreinte de 1,73 g CO₂eq. Aux États-Unis, un gramme de PETr présente une empreinte carbone de 0,173 g CO₂eq alors qu'un gramme de PETv a une empreinte de 7,12 g CO₂eq. Pour chacune des deux régions étudiées, la part du transport dans le bilan total est faible : 0,12 % pour les États-Unis et 0,28 % pour le Canada. La différence de taux de collecte associé à la répartition des acteurs sur le territoire explique principalement cet écart. Le PET collecté passe par une succession de trois processus (tri, recyclage et fabrication de nouvelles bouteilles) alors que le PET produit à partir de résine vierge ne transite seulement que par deux procédés. La distance de parcours du PETr comprend les distances T – R et R – F tandis que la distance de parcours du PETv correspond uniquement à la distance RE – F. Comme 63 % du gisement est collecté au Canada contre seulement 29 % aux États-Unis, la part du transport dans le bilan total est plus importante pour le Canada. Aux États-Unis, ce sont les distances RE – F qui sont, par rapport à celles du Canada, plus grandes. À l'inverse, les distances T – R sont plus de deux fois supérieures au Canada qu'aux États-Unis (228 km contre 105 km). Cela explique également pourquoi à l'intérieur même du transport, la part du transport de PETr est supérieure à celle du PETv au Canada et non aux États-Unis.

Les disparités dans la génération et donc dans les distances associées au transport et l'hétérogénéité du mix électrique justifient l'intérêt d'étudier l'influence des caractéristiques spatiales des territoires sur le bilan carbone des différentes régions. Pour cela, deux paramètres spatiaux, la distance totale de chaîne et le mix électrique moyen, ont été utilisés. Étant donné que l'impact du transport dans le bilan global n'excède pas 1 %, l'accent est mis ensuite sur le bilan carbone des procédés.

Le mix électrique moyen permet de rendre compte du mix électrique global de la chaîne d'acteurs associée à chaque centre de tri. Il s'agit d'une image de l'empreinte carbone des différents processus mobilisés pour fabriquer une bPET. Il correspond à la valeur moyenne des mix électriques associés aux territoires où sont localisés chacun des acteurs de la chaîne,

pondérés par les masses de bPET qui transitent par ces acteurs. Le mix électrique moyen associé à un acteur de tri n'est pas nécessairement égal à celui de l'état ou de la province dans lequel il est situé. La Figure 3.12 présente une cartographie de la superposition spatiale du mix électrique moyen associé à chaque acteur de tri (au nombre de 259 pour les États-Unis et de 42 pour le Canada) avec celui de chaque état et province.

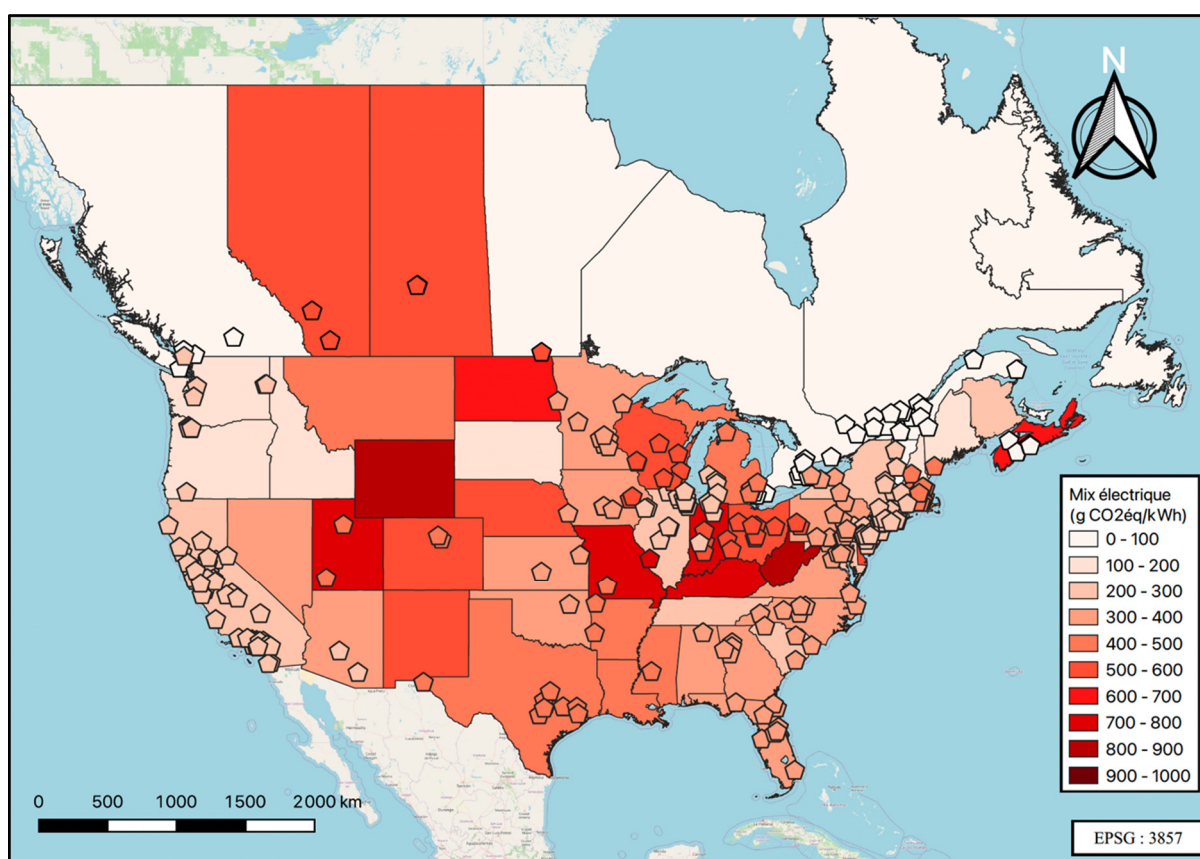


Figure 3.12 Carte de présentation du mix électrique moyen des acteurs de tri superposé à celui des territoires de la zone d'étude

Cette carte met en avant les disparités territoriales. Par exemple, l'un des acteurs situés dans l'Indiana (état ayant un mix électrique de 718 g CO₂eq/kWh) possède un mix électrique moyen de 275 g CO₂eq/kWh. Pour la moitié des acteurs de tri, il n'y a aucune différence entre les deux valeurs de mix. Pour l'autre moitié, cependant, les écarts absolus atteignent 668 g CO₂eq/kWh. La Figure 3.13 montre les écarts absolus entre le mix électrique associé à

un acteur de tri et celui du territoire de localisation de cet acteur pour le Canada et les États-Unis.

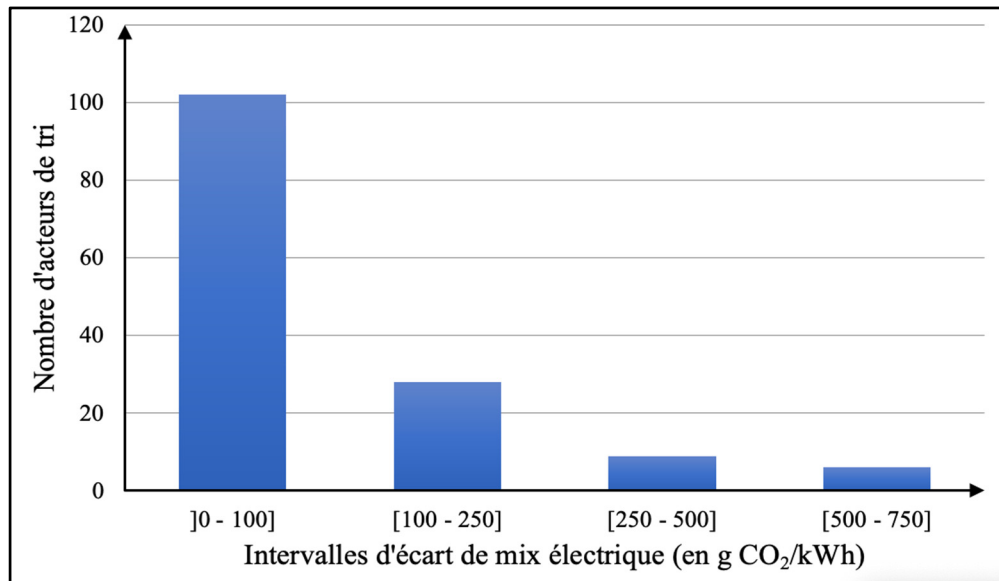


Figure 3.13 Histogramme du nombre d'acteurs de tri par intervalles d'écart absolu entre le mix électrique de l'acteur et celui du territoire de localisation (Canada et États-Unis)

En effet, si un ou plusieurs acteurs de la chaîne se trouvent dans une région voisine, caractérisée par un mix électrique plus faible (ou plus élevé), le mix moyen associé à la chaîne diminue alors (ou respectivement augmente), et peut devenir inférieur (ou respectivement supérieur) à celui de la région dans laquelle se trouve l'acteur de tri concerné.

La quantité de CO₂ équivalent émise par bouteille (CO₂eq/b) dépend directement du mix électrique moyen associé aux différents processus de la chaîne. Lorsque le mix électrique est faible, la quantité de CO₂eq/b l'est également. L'impact relatif du transport, indépendant du mix électrique, est alors plus important. La Figure 3.14 présente la corrélation entre la distance totale et l'empreinte carbone pour (a) les acteurs de tri localisés au Québec, une province de faible mix électrique (1,5 g CO₂eq/kWh) et (b) ceux localisés en Ontario, une province où le mix électrique est nettement inférieur à la moyenne canadienne et américaine (25 g CO₂eq/kWh).

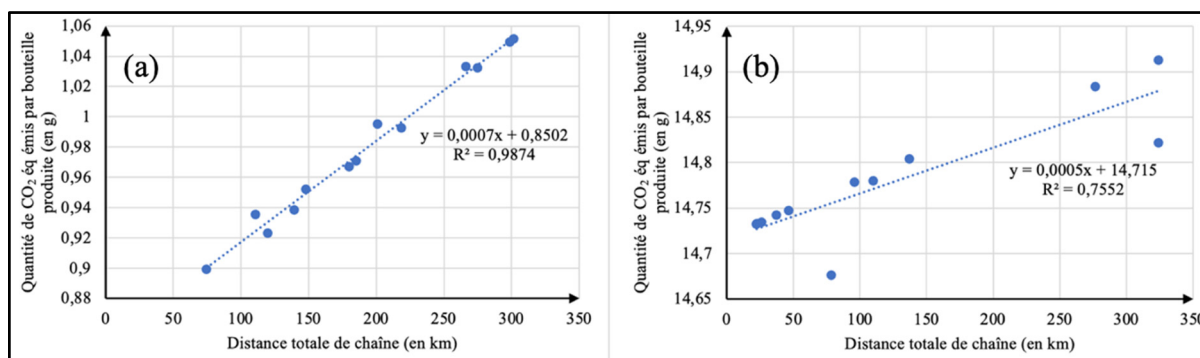


Figure 3.14 Évolution de la quantité de CO₂eq/b en fonction de la distance totale pour les acteurs de tri localisés respectivement (a) au Québec et (b) en Ontario

La corrélation entre la distance totale de chaîne et l’empreinte carbone est forte pour les acteurs localisés au Québec. Le coefficient de détermination de 0,99 assure la qualité de la régression linéaire. Plus le mix électrique augmente, plus le rapport entre le coefficient directeur de la droite de régression et la valeur de l’ordonnée à l’origine est faible, et donc moins la distance à d’impact sur la quantité de CO₂ équivalent émise. Ainsi, comme le montre la Figure 3.14 (b) la corrélation est moins nette et la régression linéaire est de moins bonne qualité.

3.2 Alternatives de redistribution des flux

Différentes alternatives de redistribution des flux de matières ont été envisagées. La mise en place de ces dernières a nécessité, au préalable, une classification des acteurs.

3.2.1 Classification des acteurs

La classification a été effectuée en employant la méthode explicitée précédemment, c’est-à-dire en se basant premièrement sur la quantité de GES émise par bouteille. En fonction de cet indicateur, ont été créés respectivement cinq et trois groupes d’acteurs pour les États-Unis (ÉU1 à ÉU5) et le Canada (C1 à C3). Les acteurs du groupe ÉU1 sont ceux pour qui la quantité de GES émise par bouteille est la plus faible. À l’inverse, ceux du groupe ÉU5 sont ceux pour lesquels cette quantité est la plus importante (de même avec les groupes du Canada). Pour

chacun des huit groupes, trois sous-groupes ont été créés, correspondant chacun à un intervalle de distance totale de chaîne. Le mix électrique moyen n'a pas été utilisé pour la classification. L'évolution de l'indicateur d'empreinte carbone en fonction du mix électrique moyen étant modélisable par une droite de coefficient de détermination proche de 1,0, les deux grandeurs sont hautement corrélées. L'intégration du mix électrique moyen comme paramètres de classification n'est donc pas judicieux (hormis s'il remplace l'indicateur principal).

Le Tableau 3.2 présente les différentes caractéristiques des groupes et sous-groupes d'acteurs de tri pour les États-Unis et le Canada. Dans le cas présent, les moyennes de distances n'ont pas été pondérées par l'intensité des flux de matières dans le but de conserver un indicateur purement spatial.

Tableau 3.2 Caractéristiques des différents groupes et sous-groupes d'acteurs de tri

Groupes	Sous-groupes	Émission GES moyenne (g CO ₂ eq/b)	Distance totale moyenne (km)	Nombres d'acteurs
ÉU1		144	291	97
	a	146	129	57
	b	142	310	27
ÉU2	c	140	923	13
		169	177	30
	a	168	145	23
ÉU3	b	170	279	7
	c	-	-	0
		195	501	36
ÉU4	a	206	173	5
	b	193	448	18
	c	195	699	13
ÉU5		254	435	56
	a	268	130	20
	b	252	335	13
ÉU5	c	244	757	23
		338	232	29
C1	a	332	166	20
	b	336	336	8
	c	448	734	1
C2		1,74	351	25
	a	1,6	134	12
	b	1,91	280	6
C3	c	1,83	783	7
		14,8	125	12
	a	14,7	64,3	9
C3	b	14,9	309	3
	c	-	-	0
		289	562	5
C3	a	289	96,6	2
	b	286	682	2
	c	296	1250	1

Cette classification met en lumière la non-corrélation entre les deux indicateurs choisis. Par exemple, les acteurs du groupe ÉU1 ont une moyenne d'émission de 144 g CO₂eq/b et une distance totale moyenne de 291 km alors que ceux du ÉU2, avec une moyenne plus élevée de 169 g CO₂eq/b, présentent une distance totale moyenne plus faible (177 km). Le groupe ÉU5, qui émet encore plus de GES (338 g CO₂e/b en moyenne) est caractérisé par une distance moyenne plus de deux fois inférieure à celle du groupe ÉU3. La représentation graphique associée à cette classification d'acteurs est présentée à la Figure 3.15.

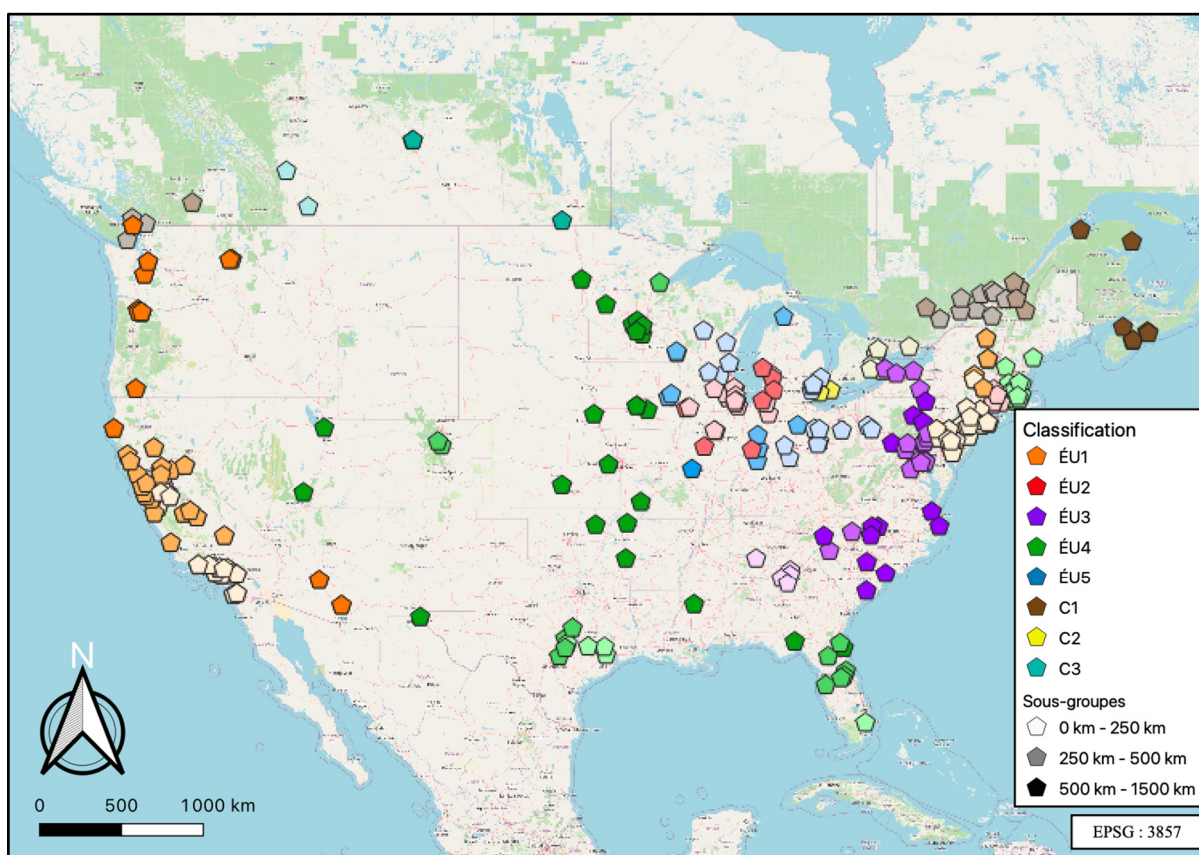


Figure 3.15 Carte de présentation de la répartition spatiale des huit groupes d'acteurs, divisés en sous-groupes

Bien que la catégorisation des acteurs de tri soit issue de critères analytiques, les différents groupes et sous-groupes possèdent une certaine logique spatiale. Les acteurs de groupe ÉU1 sont localisés principalement dans les états du Pacifique, ceux du groupe ÉU3 sont situés entre

les états de la côte est et ceux du sud. Les groupes ÉU2 et ÉU4 rassemblent les acteurs situés dans les états du centre-nord-est. Les acteurs du groupe ÉU4 sont plus éparpillés sur le territoire et appartiennent à différents états ayant des mix électriques proches (entre 350 et 450 g CO₂eq/kWh). Au Canada, le groupe C1 comprend l'ensemble des acteurs de tri situés en Colombie-Britannique, au Québec ou dans les provinces maritimes, le groupe C2 rassemble ceux de l'Ontario tandis que le groupe C3 regroupe les acteurs situés dans les prairies canadiennes.

3.2.2 Développement des alternatives

Trois zones ont été sélectionnées pour le déploiement de modifications dans la répartition des flux de matières. Le choix des zones s'est fait de manière à étudier les processus ayant une empreinte carbone plus haute que la moyenne, présentant une ou plusieurs opportunités d'améliorations et répondant à l'un des trois sous-objectifs définis pour la redistribution des flux.

La première zone, choisie sur le territoire canadien, concerne le groupe C3, où les acteurs de tri sont caractérisés par les émissions de CO₂eq/b les plus élevées du pays et se situent dans les provinces de l'Alberta et de la Saskatchewan. La seconde zone concerne 15 des 20 acteurs du groupe ÉU4. En vert foncé sur la Figure 3.15, il s'agit de ceux situés dans les États du Nord-Est américain (Maine, Massachusetts, New Hampshire et Rhode Island). La troisième zone de redistribution de flux a pour cible les acteurs de tri appartenant au groupe ÉU5 (en bleu sur la Figure 3.15). Ils présentent les émissions de CO₂/b les plus élevées des États-Unis. Ces trois zones ainsi que leurs principales caractéristiques sont présentées au Tableau 3.3. Chaque zone correspond à une étude de cas.

Pour la zone d'intérêt n°3, deux scénarios ont été envisagés. Le premier (3A) consiste, à l'instar des études de cas des zones n°1 et n°2, à redistribuer les flux de matières pour les faire transiter via des acteurs à plus faible mix électrique (c'est-à-dire situés dans une zone où le mix électrique est plus faible). Le scénario 3B est différent puisqu'il a pour but de mesurer l'impact

potentiel d'un transport d'électricité depuis une région à mix électrique sensiblement plus faible. Ce scénario 3B a été réalisé en deux phases : la première consiste à redistribuer les flux vers l'état géographiquement proche de la région exportatrice d'électricité, la deuxième correspond au transport et à l'utilisation de cette électricité. Dans le cas présent, les flux transitant par les acteurs de tri concernés ont été redistribués chez les acteurs situés au Michigan. Un transport d'électricité depuis l'Ontario a ensuite été envisagé, permettant ainsi au Michigan de jouir artificiellement d'un mix électrique moins polluant (25 g CO₂eq/kWh au lieu de 498).

Les différentes zones retenues l'ont été parce qu'elles présentaient l'avantage de répondre chacune à l'un des trois sous-objectifs de la redistribution et d'être caractérisées par la présence des acteurs de tri associés aux empreintes carbone les plus élevées du territoire d'étude. D'autres zones auraient pu être sélectionnées mais leurs potentiels d'amélioration (liés à la redistribution) étaient plus faibles.

Tableau 3.3 Caractéristiques des zones de déploiement des alternatives

Numéro de l'étude de cas	1	2	3A	3B
Pays concernés	Canada	États-Unis	États-Unis	Canada/États-Unis
États/Provinces concernés	Alberta, Saskatchewan, Manitoba, Colombie-Britannique	Massachusetts, New York, Rhode Island, New Hampshire, Maine	Illinois, Indiana, Michigan, Ohio, Winsconsin, Pennsylvanie, Iowa, Missouri	Ontario, Illinois, Indiana, Michigan, Ohio, Winsconsin, Pennsylvanie, Iowa, Missouri
Nombre d'acteurs de Tri concernés	5	15	29	
Code acteur ¹	17, 20, 23, 24, 37	6, 25, 30, 58, 73, 77, 84, 100, 141, 149, 150, 158, 163, 190, 254	12, 17, 38, 42, 83, 103, 105, 112, 114, 117, 137, 156, 159, 164, 176, 182, 189, 197, 198, 200, 206, 207, 209, 210, 218, 226, 228, 241, 246	

¹ Le code acteur correspond au numéro unique attribuée à chaque acteur.

La Figure 3.16 montre, pour la zone d'intérêt n° 3, le cheminement des flux de matières avant et après la redistribution des flux pour l'acteur de tri ET246. Les redistributions de flux correspondantes aux zones n°1 et n°2 sont disponibles à l'ANNEXE VII.

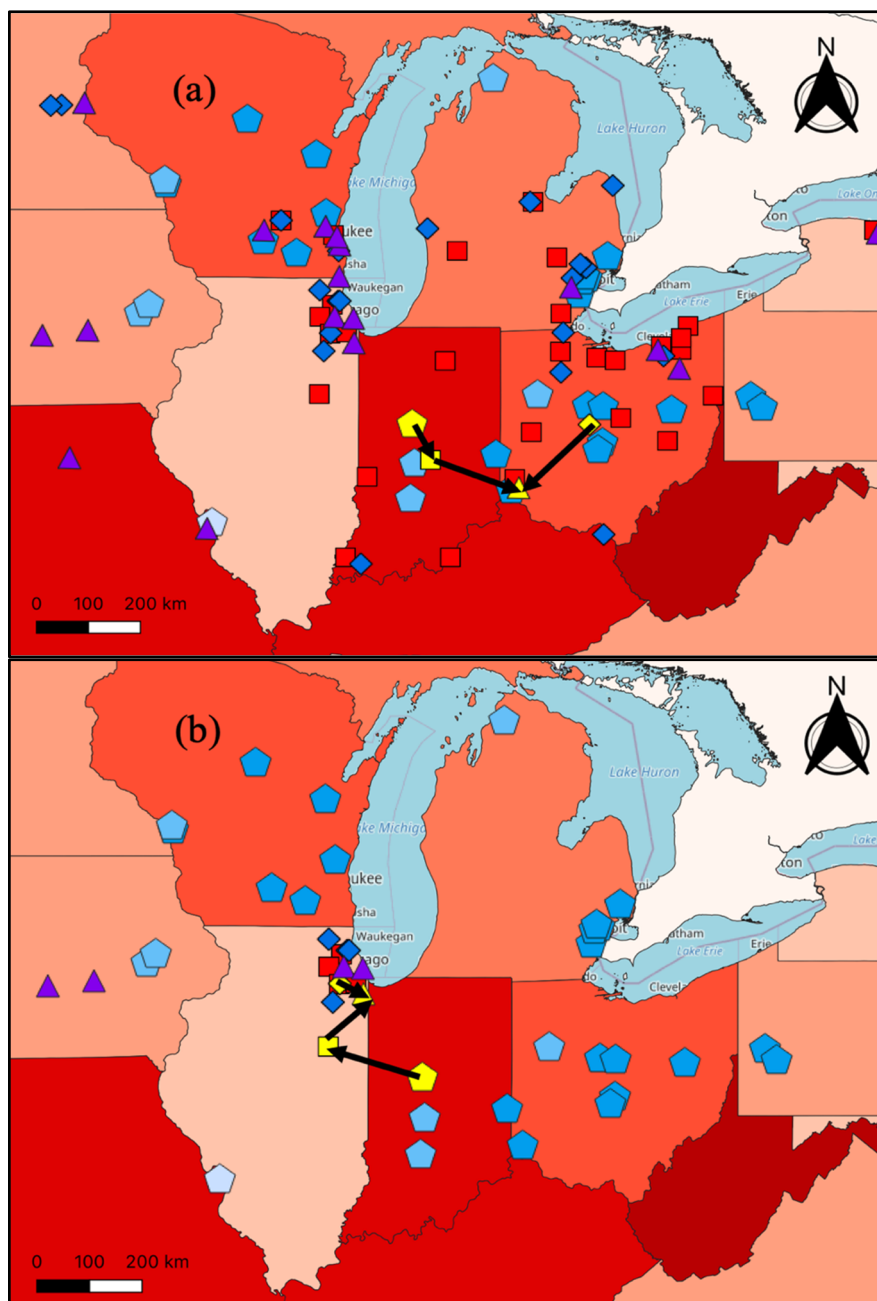


Figure 3.16 Carte de présentation du cheminement des flux de matières (a) avant et (b) après la redistribution (pour l'acteur de tri ET246)

3.2.3 Comparaison avec la situation actuelle

Les indicateurs utilisés pour mesurer l'efficacité des alternatives mises en place sont identiques à ceux utilisés pour le regroupement en ajoutant le mix électrique moyen. L'ensemble des valeurs relatives aux indicateurs ont été pondérées par l'intensité des gisements transitant par les acteurs de tri. Le Tableau 3.4 présente les valeurs de ces indicateurs initialement puis à la suite de ces redistributions spatiales.

Après avoir observé la corrélation entre le mix électrique moyen et l'indicateur principal de l'empreinte carbone, l'objectif de la redistribution des flux consistait à diminuer ce mix électrique pour l'ensemble des acteurs de tri concernés. Comme le montre la valeur des indicateurs présentés, cette diminution est effective pour l'ensemble des études de cas et entraîne donc une diminution de la quantité de CO₂eq émise pour fabriquer une bouteille. Pour chaque étude de cas, l'ensemble des acteurs est caractérisé par une baisse comparable de ces deux indicateurs. Le Tableau 3.4 présente le pourcentage d'évolution moyen de chaque indicateur par étude de cas. Le pourcentage d'évolution de chaque indicateur pour chacun des acteurs de tri est disponible à l'ANNEXE VI.

Tableau 3.4 Valeurs des indicateurs avant et après les redistributions de flux et évolution de ces indicateurs, pour l'ensemble des études de cas envisagées

Numéro de l'étude de cas	1	2	3A	3B
Situation initiale				
Distance total (km)	400	143	254	
Mix électrique moyen (g CO ₂ eq/kWh)	589	436	558	
Quantité moyenne (g CO ₂ eq/b)	290	271	347	
Après redistribution des flux				
Distance total (km)	973	357	581	444
Mix électrique moyen (g CO ₂ eq/kWh)	17	243	292	62
Quantité moyenne (g CO ₂ eq/b)	9,22	151	181	39
Évolution				
Distance total	796 %	162 %	163 %	107 %
Mix électrique moyen	-97 %	-44 %	-47 %	-95 %
Quantité moyenne GES	-97 %	-44 %	-47 %	-95 %

La très forte corrélation entre le mix électrique et la quantité de GES associée à la fabrication d'une bouteille est mise en évidence par les taux d'évolution de ces deux grandeurs. En effet, pour chacune des études de cas, elles évoluent de manière identique. Les valeurs de ces deux indicateurs ont diminué d'environ 45 % pour les études de cas 2 et 3A. La diminution a été encore plus importante pour les études de cas 1 et 3B où les valeurs ont été réduites d'environ 95 %. Ces différences s'expliquent par la faible empreinte carbone des mix électriques associés aux régions réceptrices des redistributions de flux (Colombie-Britannique avec 7,3 g CO₂eq/kWh et Michigan/Ontario avec 25 g CO₂eq/kWh) pour les études de cas 1 et 3B.

Pour les deux autres, 2 et 3A, le mix électrique des régions réceptrices, reste comparativement élevé avec 206 g CO₂eq/kWh pour l'état de New York et 274 g CO₂eq/kWh pour l'Illinois, rendant la diminution moins significative.

À l'inverse, la distance totale de chaîne a augmenté. Si l'augmentation se situe entre 107 et 163 % pour les alternatives de redistribution ayant au lieu sur le territoire des États-Unis, ce taux s'élève à près de 800 % en moyenne pour l'étude de cas impliquant des acteurs situés dans les provinces des Prairies. La superficie de ces territoires couplée au petit nombre d'acteurs explique en grande partie cette différence. Cette augmentation était prévisible, car les flux étaient initialement distribués en utilisant la méthode des plus proches voisins. Une redistribution des flux vers des acteurs à plus faible mix électrique entraîne ainsi une augmentation des distances.

Ainsi, l'identification d'alternatives, propices à diminuer le bilan carbone associé à la chaîne de recyclage, repose sur une prise en compte des conditions spatiales. L'analyse comparative des résultats entre les zones ciblées par ces quatre études de cas permet d'établir des règles à utiliser lors de l'implantation d'un acteur sur le territoire. Premièrement, il est nécessaire de déterminer la position de l'acteur à implanter au sein de la chaîne globale. Une fois connue, il est important de localiser spatialement l'ensemble des acteurs en amont ayant vocation à collaborer et échanger des flux de matières avec ce nouvel acteur. En fonction des distances, calculées depuis les acteurs amont et pondérées par l'intensité des gisements à transporter, la position du nouvel acteur est déterminée. Elle correspond à la position optimale permettant de minimiser les distances une à une avec les acteurs en amont, en privilégiant, en priorité, une implantation dans une région à faible mix électrique.

CHAPITRE 4

DISCUSSION

Le présent chapitre aborde, dans un premier temps, l'opérationnalisation de l'outil développé. Dans un second temps, des pistes de réflexion quant à l'amélioration potentielle du modèle et des recommandations sur son adaptabilité sont fournies.

4.1 Opérationnalisation de l'outil développé

Le modèle développé a vocation à être utilisé pour de la prise de décision et de la planification territoriale. Il s'adresse également aux organismes souhaitant accroître l'intégration de la dimension spatiale dans l'optimisation d'une chaîne de valeur. L'analyse des résultats a permis de mettre en évidence la nécessité d'apporter certaines modifications dans le but de l'opérationnaliser. Une modification de la méthode de classification des acteurs est notamment envisageable. Néanmoins, pour que cet outil puisse être utilisé, certaines hypothèses et choix faits dans le cadre de l'étude pourraient être reconsidérés. Après améliorations, il pourrait être utilisé à différentes échelles pour aider les instances responsables du développement territorial à améliorer leur planification du territoire.

4.1.1 Modification potentielle

Le déploiement de plusieurs alternatives a nécessité, en premier lieu, de regrouper les acteurs de tri en groupe. Le critère principal de quantité de CO₂ équivalent émise par bouteille a été utilisé en premier lieu, suivi du critère de distance total de chaîne pour la subdivision en sous-groupes. Cependant, les résultats ont montré que même si la distance totale est un bon indicateur de répartition spatiale des acteurs, elle influe peu le bilan environnemental. Il serait donc intéressant de modifier le critère de classification au profit d'une alternative mieux adaptée.

À l'intérieur des huit groupes issus du regroupement primaire, certains acteurs de tri présentent des valeurs égales de CO₂eq/b (tronquées à l'unité près). Le Tableau 4.1 répertori, pour les différentes alternatives de redistribution des flux, les sous-groupes qui auraient pu être formés de cette manière, avec leurs principales caractéristiques statistiques.

Tableau 4.1 Sous-groupes potentiels, rassemblant des acteurs de tri ayant une empreinte carbone égale (tronquée à l'unité)

Alternative	1	2	3	3	3
Valeur de l'indicateur principal, tronquée à l'unité (g CO ₂ eq/b)	289	271	308	334	344
Nombre d'acteurs	2	15	6	9	13
Moyenne	289	271	309	335	344
Écart-type	0,01	0,02	0,05	0,03	0,26

Pour chaque sous-groupe potentiel, les valeurs de l'indicateur d'émission de GES minimales et maximales sont proches. Les sous-groupes auraient donc pu être issus d'une analyse à deux niveaux de l'indicateur principal. De plus, les acteurs de ces sous-groupes présentent des taux d'évolution des indicateurs proches à la suite des redistributions de flux considérées dans l'étude. Pour les études de cas 2 et 3B, cette évolution est même identique pour chaque acteur des zones d'études associées (ANNEXE VI).

De façon plus générale, la méthode de regroupement, par valeur de quantité de CO₂ équivalent émise par bouteille égale (tronquées à l'unité près), permet de créer 15 groupes d'acteurs différents aux États-Unis correspondant chacun à une gamme de mix électriques moyens. À l'intérieur de ces 15 groupes potentiels, la quantité moyenne de CO₂ émise par bouteille est pratiquement constante, quelle que soit la distance totale moyenne. D'un point de vue opérationnel, la mise en place d'un groupement d'acteurs en fonction du mix électrique serait intéressante, car elle permettrait de redistribuer les flux de matière de manière ciblée et précise. Une seule alternative de redistribution par groupe serait alors utilisée.

4.1.2 Discussions sur les choix, hypothèses et alternatives envisagées

Plusieurs choix ont été faits pour définir le cadre de l'étude. L'exclusion de certains territoires, appartenant pourtant aux deux pays de l'étude, se justifie principalement par leur densité de population faible couplée à une augmentation importante du temps de calcul. Ce filtrage permet de réduire la zone à mailler et a un impact direct et significatif sur la durée et la complexité de traitement des données.

Plusieurs étapes du cycle de vie d'une bouteille d'eau en PET n'ont pas été prises en compte dans l'étude. La chaîne de valeur utilisée démarre à l'utilisation d'une bouteille d'eau par un consommateur et s'arrête en sortie de fabricant de bPET. Ainsi, l'étape de distribution des produits finis, de même que l'ensemble des phases préliminaires à la production de résine vierge à partir d'énergie fossile (extraction du sol, raffinage, stockage, transport), sont exclues de la chaîne. Une valeur de consommation énergétique, englobant toutes ces étapes, a été utilisée. Les spécificités spatiales des territoires liés à ces phases préliminaires n'ont donc pas été prises en compte. Dans l'analyse comparative des alternatives, cela ne modifie en rien les conclusions, les processus de la chaîne de valeur restant identiques avant et après les redistributions de flux. Cette hypothèse ne permet cependant pas la comparaison des valeurs d'émissions de GES avec d'autres études, qui elles prennent potentiellement en compte ces étapes. Le devenir des bouteilles non récupérées, mais également celui des pertes issues des différents processus de la chaîne, n'ont pas été considérés dans la présente étude. L'impact environnemental lié au transport supplémentaire et aux processus associés au devenir des bouteilles non récupérées (enfouissement voire incinération) pourrait venir modifier le bilan carbone de l'étude.

Le choix des listes d'acteurs attribuées à chacun des processus a été réalisé en fonction de l'information disponible. Les listes utilisées ne sont pas exhaustives. De plus, fixées plus tôt dans le projet, ces listes ont depuis été mises à jour et modifiées à plusieurs reprises (sans que cela ne soit pris en compte). Cette méthode permet d'assurer la pérennité de l'étude en offrant

la possibilité d'adapter le calcul de l'empreinte carbone de la chaîne aux changements des acteurs ou de la structure des processus sur le territoire.

L'étude des flux de matières et l'expression de l'empreinte carbone ont été spécifiquement ramenées à l'échelle des acteurs de tri. Ce choix s'explique par la combinaison de deux facteurs : leur nombre raisonnablement limité et leur représentativité spatiale. Une modification du modèle développé pourrait envisager de ramener les flux à un niveau plus désagrégué, à l'échelle des générateurs. Le nombre d'entités par rapport auxquelles les flux seraient exprimés passerait alors de 301 à 39 815. Le processus de génération de PET n'étant associé à aucune consommation énergétique, le mix électrique moyen associé à chaque entité génératrice serait égal au mix moyen de l'acteur de tri associé par proximité spatiale. La valeur de l'empreinte carbone par entité génératrice serait toutefois légèrement différente de celle associée à l'acteur de tri correspondant. En effet, si l'empreinte carbone liée aux processus restait inchangée car l'enchaînement des processus et des acteurs reste inchangé, la part liée au transport varierait en fonction de la distance entre génération et tri et cela, pour chaque entité génératrice. Le transport total prenant en compte toutes les étapes de transport (et pas seulement l'étape G – T) n'étant responsable que de 0,2 % des émissions totales, la variation entre la valeur de l'empreinte carbone exprimée par entités génératrices et celle exprimée par acteurs de tri ne pourrait pas dépasser 0,2 %. Ce nouveau modèle permettrait de se rapprocher d'un modèle plus réaliste où l'étude de comportements individualisés serait possible. L'expression des flux à ce niveau présenterait cependant le désavantage d'augmenter la probabilité que les populations associées à un territoire ayant un mix électrique à forte empreinte carbone soient stigmatisées.

La distance entre les entités génératrices de PET et les sites de tri est calculée à partir du centroïde des différentes zones. Cependant, les générateurs sont répartis sur la totalité de la surface de l'entité et ne se trouvent pas tous au niveau du centroïde. Il existe donc une approximation dans la détermination des distances qui augmente avec la taille de la zone. Dans le cadre de l'étude, la taille maximale d'une zone est celle de la maille hexagonale de 50 km par 50 km, l'erreur maximale est donc de 25 km. L'un des objectifs de joindre les couches de

répartitions de populations issues de recensements avec le maillage hexagonal créé est de construire des entités génératrices de plus petite taille et donc de limiter au plus les approximations dans le calcul des distances.

Les résultats issus de l'étude dépendent fortement des valeurs de consommations énergétiques des processus de la chaîne et notamment celle liée à la production de résine vierge. Cette forte dépendance vient, elle-même, de l'hypothèse d'une utilisation unique de l'électricité comme source d'énergie par les différents processus. Le Tableau 4.2 présente la répercussion de la variation de +/- 20 % de la valeur de consommation énergétique liée au processus de production de résine vierge sur l'empreinte carbone associée à la production d'une nouvelle bouteille.

Tableau 4.2 Influence de la variation de la valeur de consommation énergétique associée à la production de résine vierge sur le bilan carbone d'une bPET

Pourcentage de variation du paramètre	États-Unis		Canada	
	Quantité moyenne en g CO ₂ eq/b	Évolution	Quantité moyenne en g CO ₂ eq/b	Évolution
-20 %	165	-17,5 %	58,7	-15,5 %
-10 %	182	-8,7 %	64,2	-7,8 %
0 %	200	0 %	69,6	0,0 %
10 %	217	8,7 %	75,0	7,8 %
20 %	235	17,5 %	80,4	15,5 %

Que ce soit à l'échelle des États-Unis ou du Canada, l'augmentation (et respectivement la diminution) de la valeur de consommation énergétique entraîne une augmentation (respectivement une diminution) de la quantité de CO₂eq émise lors de production d'une bouteille. Cette évolution est similaire. Cela s'explique par la part du processus de production de résine vierge dans l'empreinte carbone d'une bouteille (83 % au Canada et 87 % aux États-

Unis). Cette valeur de consommation énergétique constitue donc un paramètre sensible et une consolidation de cette valeur pourrait augmenter la robustesse des résultats obtenus.

L'étude repose également sur l'utilisation de certaines données uniques et homogènes à l'ensemble de la zone d'étude. Ces hypothèses et approximations ne viennent pas remettre en cause la pertinence de l'étude. Le portrait établi n'a pas pour objectif d'être le plus exact possible mais de permettre l'évaluation de l'impact des caractéristiques des territoires sur les émissions de GES de la filière concernée, en conservant un certain degré de réalisme. Plusieurs hypothèses simplificatrices concernent le transport dont l'impact mesuré est faible. La levée de certaines hypothèses et l'ajout de complexité dans le modèle considéré pour ce transport auraient nécessité un effort important sans pour autant modifier les conclusions.

L'hypothèse d'une utilisation unique de l'électricité comme source d'énergie des différents processus explique en partie la forte corrélation entre le mix électrique et l'empreinte carbone. Il serait également intéressant d'envisager d'autres sources d'énergie et de comparer les valeurs de l'indicateur d'émissions de GES. Dans ce cas, les taux d'évolution de cet indicateur après redistributions des flux seraient alors plus faibles (car la différence de mix énergétique serait plus faible) mais les conclusions fondamentales de l'étude ne seraient pas amenées à changer.

4.2 Perspectives

Plusieurs pistes d'améliorations sont envisagées; elles concernent principalement un agrandissement du cadre de l'étude avec la levée de certaines hypothèses, de nouveaux types de scénarios ou encore l'introduction de nouveaux indicateurs. Cette section présente également des exemples d'adaptations envisageables de l'outil.

4.2.1 Pistes d'améliorations

Plusieurs hypothèses simplificatrices ont été posées pour rendre cette étude réalisable. Reprendre cette dernière en considérant davantage d'éléments ou en modifiant certaines de ces hypothèses serait intéressant.

Par exemple, la définition même de la bPET pourrait être revue et une prise en compte du bouchon, la plupart du temps composé de PEHD ou de PP, pourrait être considérée (Gall, Schweighuber, Buchberger, & Lang, 2020). La prise en compte d'autres catégories de plastique entraînerait une modification des flux de matières et permettrait d'introduire des synergies entre les différentes chaînes de valeurs et de densifier le volume des gisements mis en valeur.

La prise en compte des gisements de plastique provenant des ICI permettrait également une densification des flux traités. Lors de la caractérisation des flux, seuls ceux dits « post-consommation » issus du secteur résidentiel ont été étudiés. Les plastiques d'emballage provenant des ICI représentent à l'échelle du Canada 52 % du volume généré (CPP, 2021). Leur considération permettrait d'optimiser la filière en rendant l'outil utilisable pour la quasi-totalité des gisements de bPET. Plus la part des flux sujets à optimisation est grande, plus la possibilité d'abaisser l'empreinte carbone l'est également. Les intégrer au modèle permettrait, de plus, d'établir un portrait complet de l'ensemble des gisements. La principale difficulté reste cependant l'accès aux données issues de ce secteur et leur fiabilité (CPP, 2021).

Cette étude a fait le choix d'une construction d'alternatives autour de l'influence de la localisation des acteurs de la chaîne sur les indicateurs retenus. Une complexification des alternatives actuelles, en intégrant une variabilité sur la fin de vie, est également envisageable. Ainsi, des alternatives comme le réemploi, la valorisation énergétique, voire l'enfouissement pourraient alors être privilégiées dans certaines zones en fonction des résultats fournis par le modèle et éventuellement supplanter localement la filière de recyclage.

Dans une perspective de développement de l'outil et d'amélioration continue de la démarche, d'autres dimensions d'analyse pourraient être intégrées notamment sur la base du choix des indicateurs retenus pour l'analyse de la performance. Les aspects économiques et sociaux, non traités dans l'étude, pourraient alors être intégrés.

Historiquement, les aspects économiques liés à la gestion des matières résiduelles étaient traités séparément des considérations environnementales. Il existe aujourd'hui plusieurs méthodes d'évaluation des coûts. Le coût du cycle de vie, en anglais, *Life Cycle Cost* (LCC) est une méthode qui fait le lien entre l'ACV traditionnelle et les considérations et indicateurs économiques. Elle permet de déterminer les coûts financiers liés aux systèmes de gestion des matières résiduelles (Martinez-Sanchez, Kromann, & Astrup, 2015). Le choix d'utiliser de la résine recyclée ou vierge dépend principalement de deux facteurs : le prix d'achat et la qualité de la résine (Canada & Environnement et changement climatique Canada, 2019). Si la part de la résine recyclée dans le bilan carbone est plus faible que celle de la résine vierge, son prix est souvent plus élevé, notamment par rapport à la résine vierge venant d'Asie (GAPC, 2021). La priorité des considérations économiques implique l'introduction d'indicateurs associés dans le modèle.

Située au premier échelon de la chaîne de recyclage, la population joue le rôle de générateur. Son implication a un impact direct sur la performance de la chaîne de valeur. Selon l'EPA, seul un tiers des déchets recyclables ou compostables générés par les Américains sont collectés alors qu'ils représentent 75 % des déchets générés au total (EPA, 2018). La mise en place des indicateurs sociaux qui mesurent, par exemple, le degré d'implication des populations pourrait permettre d'estimer, en fonction des régions, le flux de gisement supplémentaire potentiellement récupérable de manière à adapter le système de gestion en conséquence. Les disparités territoriales dans l'implication des populations pourraient être intégrées au modèle et venir influencer le bilan des flux. Les travaux de Liu, Yang, Bloomfield, Clark, & Shelly (2022) ont montré que des facteurs sociaux et cognitifs avaient un impact sur l'intention de recyclage d'une population. L'objectif serait, à nouveau, de présenter les résultats de sorte à ne pas stigmatiser les populations des régions présentant un bilan d'émissions de GES

défavorable, mais d'utiliser l'information fournie par les indicateurs mis en place pour adapter les systèmes aux particularités des territoires.

4.2.2 Perspectives d'adaptations

L'étude a permis de mettre en évidence l'impact des spécificités des territoires sur le bilan carbone. Si les distances présentent un impact limité, le mix électrique des territoires, où sont localisés les processus de la chaîne de valeur, est un paramètre qui joue un rôle central dans la performance environnementale. La méthode pourrait être employée dans le but de répondre à une problématique spatiale précise. Les modifications spatiales choisies n'ont pas nécessité l'intégration de nouveaux acteurs, car les zones d'études spécifiques étaient pourvues de l'ensemble des acteurs nécessaires et aucun manque flagrant n'a été observé. Cependant, le modèle développé pourrait facilement être adapté en un modèle de détermination d'une position optimale pour l'introduction d'un nouvel acteur. Il permettrait alors de calculer l'impact environnemental qu'engendrerait cet ajout, et serait utilisé comme outil d'aide à la prise de décision.

Dans une optique de diffusion des résultats à un public plus large, l'aspect visuel de l'outil peut être retravaillé. Cette possibilité d'adaptation de l'outil, pourrait, par exemple, prendre la forme d'une carte interactive permettant par survol ou clic des différentes entités, un accès aux indicateurs clés ainsi qu'un parcours des matières générées dans la zone sélectionnée. L'outil ainsi modifié servirait alors de moyen de communication et de sensibilisation.

Si cette étude s'est exclusivement concentrée sur le cas des bPET, la méthodologie employée est adaptable à d'autres industries. Dans une perspective de complexification de la démarche, une ou plusieurs filières pourraient s'ajouter au modèle et des possibilités d'échanges et/ou de mutualisations tout au long de la chaîne seraient alors envisageables. Si le secteur du textile représente 6 % des débouchés finaux des résines vierges et recyclées au Canada, pour la résine de PET recyclée, l'industrie textile rivalise avec celle de l'emballage de grade non alimentaire (GAPC, 2021). Des opportunités économiques et le développement de nouvelles

synergies intersectorielles pourraient ainsi être créés. Si cet outil venait à être amélioré, il pourrait être utilisé à différentes échelles pour aider les instances responsables du développement territorial à améliorer leur planification du territoire.

CONCLUSION

L'augmentation de la production, de l'utilisation et de l'accumulation des plastiques à travers le monde incite de plus en plus les organismes de décisions à déployer des stratégies de gestion en fin de vie de ces matières. L'approche des 3R-V les hiérarchise en privilégiant, dans l'ordre, la réduction à la source, la réutilisation, le recyclage puis la valorisation. Cette hiérarchisation est générale et ne tient pas compte des opportunités territoriales. Ces travaux de recherche avaient pour objectif d'évaluer l'impact des caractéristiques des territoires sur l'efficacité environnementale de la filière de recyclage des bouteilles de PET au Canada et aux États-Unis. Pour ce faire, l'indicateur privilégié a été la quantité de CO₂ équivalent émise par bouteille (500 mL ; 26 g de PET) tout au long de sa chaîne de valeur. Dans le but de répondre à cet objectif principal, trois sous-objectifs ont été définis.

Le premier de ces sous-objectifs consistait à réaliser un état des lieux, basé sur le principe d'une répartition des flux au plus proche voisin, du parcours d'une bouteille de PET usagée en Amérique du Nord. Le second était de déterminer la quantité de CO₂ émise par l'ensemble des processus de la chaîne de valeur, en utilisant leurs caractéristiques respectives (localisation géographique, consommation énergétique et flux de matières). Finalement, cet état des lieux de la chaîne de valeur a servi de référence et a permis de remplir le troisième sous-objectif; la construction et le déploiement d'alternatives de redistributions spatiales des flux.

La cartographie de l'ensemble des acteurs de la chaîne de recyclage des bPET a mis en évidence les disparités de répartitions des générateurs de PET et des processus liés à son recyclage sur le territoire. Si la distribution des gisements va de pair avec la répartition de la population, le volume de bouteilles récupérées par habitant n'est pas équivalent à toutes les régions puisque des variations pouvant atteindre 400 % entre certains états américains ont été observées.

La deuxième partie de l'étude a permis, à la fois, de déterminer les flux de PET qui transitent entre les processus de la chaîne, mais également d'identifier, en se basant sur l'indicateur de

quantité de CO₂ équivalent émise par bouteille, les plus polluants. Le transport n'est responsable que de 0,2 % des émissions liées à la production de nouvelles bouteilles de PET à partir d'un mélange de résine vierge et recyclée. Parmi les processus mis en jeu, c'est la production de résine vierge, comptant pour plus de 80 % des émissions de CO₂, qui représente la plus grande source de pollution.

Finalement, la performance environnementale de scénarios d'interventions, élaborés en regard des spécificités territoriales, a été déterminée. Si les distances entre acteurs de la filière influent peu sur le bilan (les distances sont responsables de 5 % des émissions pour les acteurs situés au Québec, et moins pour les autres provinces et les états), les mix électriques des territoires associés aux processus ont en revanche un impact majeur. En effet, une diminution du mix associé à une chaîne d'acteur de l'ordre de 50% entraîne une diminution de l'empreinte carbone d'une bouteille issue de cette chaîne du même ordre.

L'évaluation de la performance de ces alternatives de redistributions a permis de quantifier l'importance de ce mix sur le bilan carbone du cycle de production d'une bouteille. En redistribuant les flux, issus initialement de zones géographiques à fort mix électrique vers des territoires à mix relativement plus faible, une diminution systématique de la quantité de CO₂ émise par bouteille a été observée. En fonction des différentes alternatives de redistributions, cette diminution varie de 44 % à 97 %.

La présente étude a montré l'importance de considérer les caractéristiques d'un territoire dans le déploiement d'une stratégie de gestion en fin de vie d'une matière. Une des principales perspectives serait son utilisation par les instances responsables du développement territorial, à différentes échelles, dans le but de les accompagner dans leur planification stratégique. L'outil développé à travers ce projet est adaptable et pourrait être utilisé comme outil d'aide à la prise de décision ou encore, après modifications, comme moyen de communication et de sensibilisation. Une fois opérationnalisé, l'outil pourrait être utilisé dans d'autres secteurs industriels ou encore faciliterait l'émergence de possibilités d'échanges et/ou de mutualisations de flux avec des secteurs comme celui du textile.

ANNEXE I

MIX ÉLECTRIQUE

Tableau-A I-1 Mix électrique des provinces du Canada
tiré de Gouvernement du Canada (2022)

Province	Code	CO ₂ g/kWh
Alberta	AB	590
Colombie-Britannique	BC	7,3
Manitoba	MB	1,1
Nouveau-Brunswick	NB	290
Nouvelle-Écosse	NS	670
Nunavut	NU	770
Île-du-Prince-Édouard	PE	2
Ontario	ON	25
Québec	QC	1,5
Saskatchewan	SK	580
Terre-Neuve-et-Labrador	NL	24
Territoires du Nord-Ouest	NT	180
Yukon	YT	100

Tableau-A -I-2 Mix électrique des états situés aux États-Unis
tiré de Energy Information Administration (2021)

États	Code	CO ₂ g/kWh	États	Code	CO ₂ g/kWh
Alabama	AL	380	Montana	MT	445
Alaska	AK	550	Nebraska	NE	567
Arizona	AZ	326	Nevada	NV	333
Arkansas	AR	429	New Hampshire	NH	105
California	CA	225	New Jersey	NJ	244
Colorado	CO	536	New Mexico	NM	546
Connecticut	CT	247	New York	NY	206
Delaware	DE	511	North Carolina	NC	308
District of Columbia	DC	534	North Dakota	ND	649
Florida	FL	385	Ohio	OH	554
Georgia	GA	331	Oklahoma	OK	313
Hawaii	HI	705	Oregon	OR	147
Idaho	ID	125	Pennsylvania	PA	313
Illinois	IL	274	Rhode Island	RI	376
Indiana	IN	718	South Carolina	SC	234
Iowa	IA	354	South Dakota	SD	166
Kansas	KS	372	Tennessee	TN	282
Kentucky	KY	782	Texas	TX	427
Louisiana	LA	440	Utah	UT	708
Maine	ME	182	Vermont	VT	4
Maryland	MD	283	Virginia	VA	308
Massachusetts	MA	436	Washington	WA	103
Michigan	MI	498	West Virginia	WV	872
Minnesota	MN	370	Wisconsin	WI	539
Mississippi	MS	401	Wyoming	WY	892
Missouri	MO	744			

ANNEXE II

LIMITES TERRITORIALES DE RECENSEMENT ET MAILLAGE FINAL

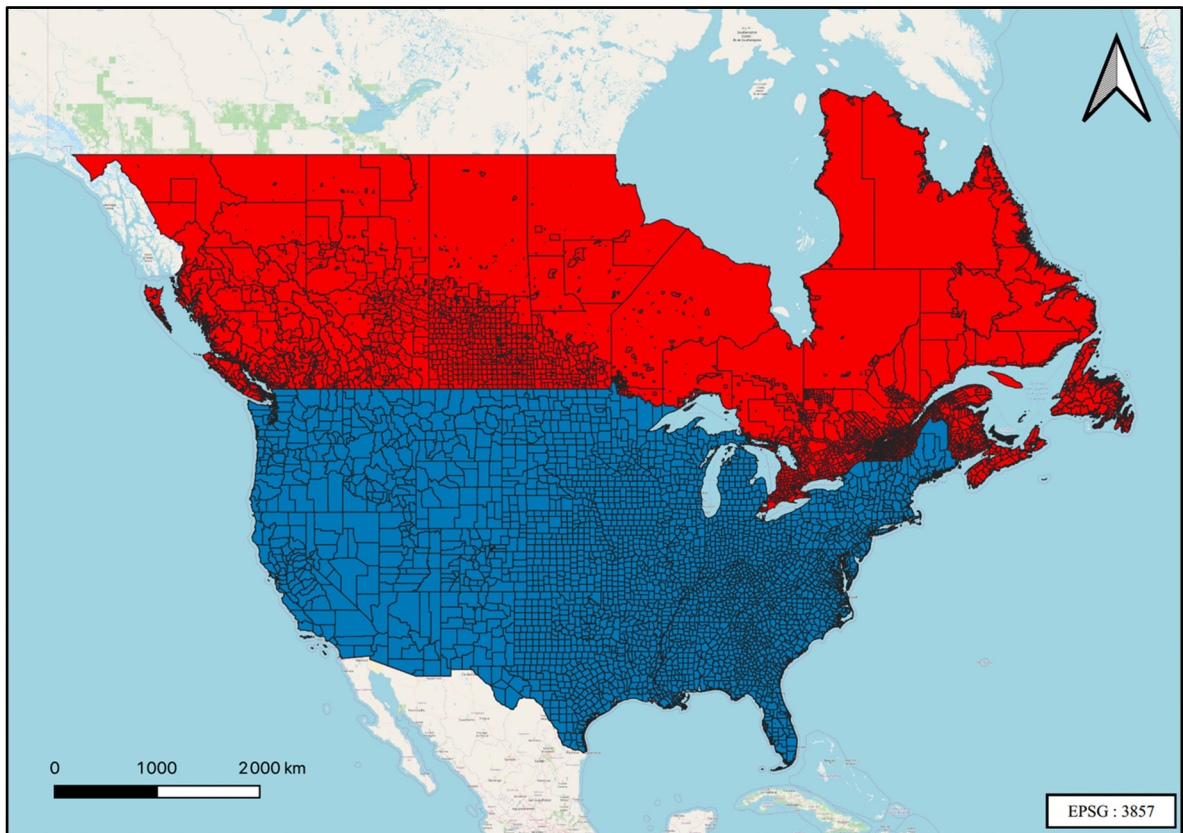


Figure-A II-1 Délimitations des subdivision canadiennes de recensement (en rouge) et des comtés de recensement des États-Unis (en bleu)

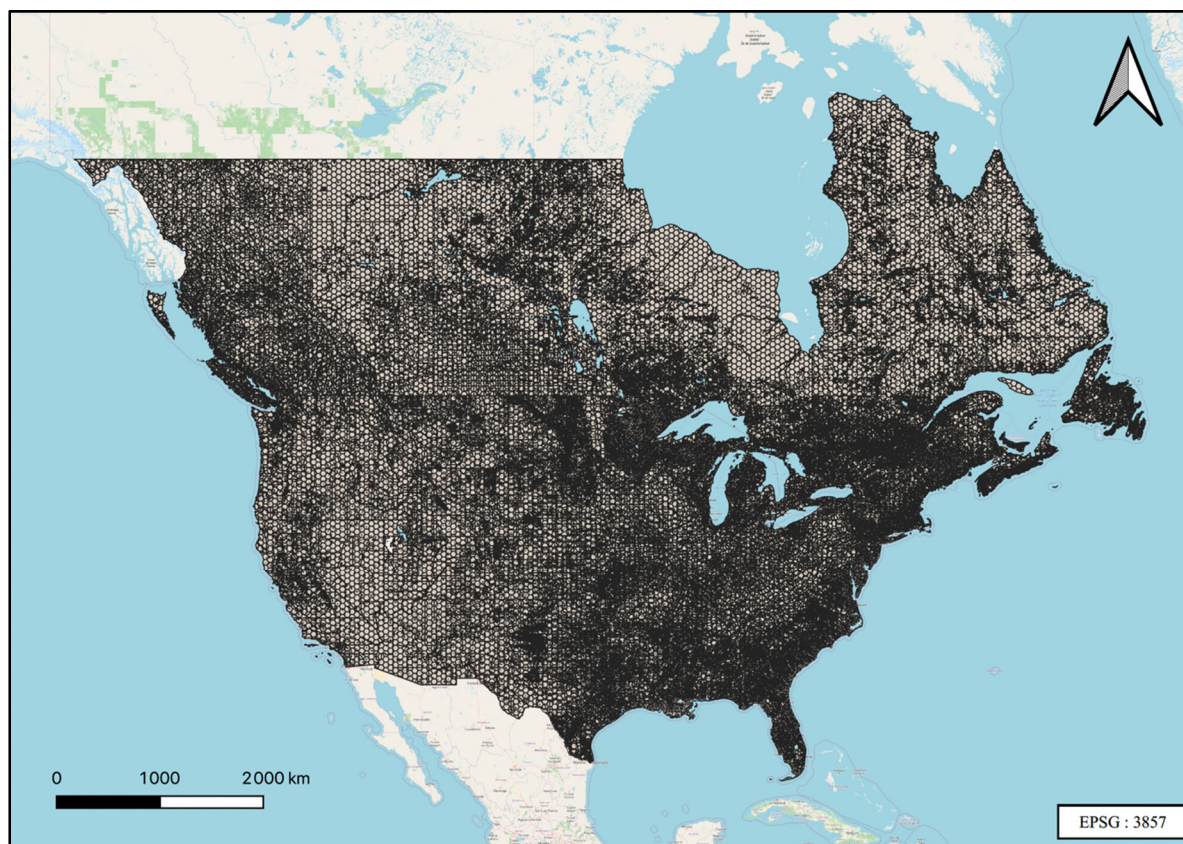


Figure-A II-2 Maillage final, obtenu après découpage des zones d'eau et superposition avec les limites territoriales de recensement

ANNEXE III

LISTES DES ACTEURS SITUÉS AU CANADA

Tableau-A III-1 Listes des acteurs de tri situés au Canada tiré de ENF Recycling (2022a)

ID	Nom de l'entreprise	Adresse
CT1	AIM Eco-Center	220, rue de Rotterdam, Saint-Augustin, QC G3A 1T4
CT2	Archway Community Services	33670 Valley Road, Abbotsford, BC V2S 7B3
CT3	BMI Limited	2252 Hwy 325, Bridgewater, NS B4V 2W9
CT4	Chatham-Kent Recycling Inc.	6584 Middle Line Road, Merlin, ON N0P 1W0
CT5	Countrywide Recycling Inc.	900 Nebo Rd, Mount Hope, ON L0R 1W0
CT6	Draglam Waste & Recycling	401 Bowes Rd., Concord, ON L4K 1J4
CT7	EFR Environmental	15 Freeman Street, Middleton, NS B0S 1P0
CT8	Ellice Recycle Ltd.	524 David Street, Victoria, BC V8T 2C8
CT9	Emterra Environmental	567 Michigan Drive, Oakville, ON L6L 0C4
CT10	Environmental 360 Solutions Ltd.	95 Eric T Smith Way, Unit #3, Aurora, ON L4G 0Z6
CT11	Essex-Windsor Solid Waste Authority	360 Fairview Avenue West, Suite 211, Essex, ON N8M 3G4
CT12	Gaudreau Environnement Inc.	365, boul. de la Bonaventure, C.P. 662, Victoriaville, QC G6P 6V7
CT13	GE Environmental	85 York Street, Bridgewater, NS B4V 3K1
CT14	GFL Environmental Inc.	100 New Park Place #500, Vaughan, ON, L4K 0H9
CT15	Groupe Bouffard	75, rue Savard, Matane, QC G4W 0H9
CT16	Groupe RCM Inc.	2390 rue Louis-Allyson, Trois-Rivières QC, G8Z 4P3
CT17	Harvest Recycling	100, 111 5th Avenue SW, Calgary, Alberta, T2P 3Y6
CT18	Les Services R.C. Miller Inc.	175 Route 117, C.P. 4736, Mont-Tremblant, Québec, J8E 2X2
CT19	Location Dalji Inc.	2027, Rang de la Rivière, Saint-Isidore, Québec, G0S 2S0

CT20	Loraas Disposal North Ltd.	805 47th Street East, Saskatoon, SK, S7K 8G7
CT21	Multi Recyclage Inc.	3030 Montée St-François, Laval, Quebec, H7E 4P2
CT22	Niagara Recycling	4935 Kent Avenue, Niagara Falls, Ontario, L2H 1J5
CT23	Paper Trail Recycling	1320 33 Street, North Lethbridge, AB T1H 4H3
CT24	Penner Waste Inc.	20153 Road 15 North, Winkler, MB, R6W 4A4
CT25	Planet Earth Recycling Ltd.	3-1400 Industrial Rd., West Kelowna, BC, V1Z 1G5
CT26	Pontiac Sorting Center	152, chemin de l'Industrie, Nord Litchfield, QC J0X 1K0
CT27	Quinte Waste Solutions	270 West Street, Quinte West, ON K8V 2N3
CT28	Récupération Frontenac Inc.	217, rue Monfette Ouest, Thetford Mines, Québec, G6G 7Y3
CT29	Récupération Mauricie	400, boulevard de-la-Gabelle, Saint-Étienne-des-Grès, QC, G0X 2P0
CT30	Recyclage Frédérick Morin Inc.	1752 St Cléophas, St-Gabriel-de-Brandon, Quebec J0K 2N0
CT31	Recycle-Action	1301, Avenue Spence, Hawkesbury, ON, K6A 3T4
CT32	Recycling Makes Cents Ltd	1160 Central Avenue, Windsor, ON N8Y 3T9
CT33	Regional Recycling	960 Evans Avenue, Vancouver B.C. V6A 2L2
CT34	Ritmrg	498, Grande-Allée Ouest, Grande-Rivière Ouest, G0C 1W0
CT35	Royal Environmental Inc.	69 Colonel Joseph Scott Drive, Lower Sackville, Nova Scotia B4C 4B1
CT36	Sani-Éco inc.	530, rue Édouard Granby, Québec J2G 3Z6
CT37	Sarcan Recycling	111 Cardinal Crescent Saskatoon, SK S7L 6H5
CT38	Scotia Recycling Limited	5 Brown Avenue, Dartmouth, NS B3B 1Z7
CT39	SLM Récupération	9109, Route 204, Frontenac, Quebec, G6B 2S1
CT40	Tomlinson Group of Companies	100 Citigate Drive, Ottawa, ON K2J 6K7
CT41	Walker Industries	2800 Thorold Townline Road, Thorold, ON L2V 3Y8
CT42	Waste Connections of Canada	650 Creditstone Rd, Concord, ON, L4K 5C8

Tableau-A III-2 Listes des recycleurs situés au Canada tiré de ENF Recycling (2022c)

ID	Nom de l'entreprise	Adresse
CR1	2M Ressources	450, rue Saint-Michel, Saint-Jean-sur-Richelieu, QC J3B 1T4
CR2	Canada Risheng Plastic Ltd	1006-250 Consumers Road, North York, ON, M2J 4V6
CR3	Dacol Plastics Limited	50 Northland Rd., Waterloo, ON, N2V 1Y8
CR4	Ecology Recycling	95 Hedgedale Rd, Brampton, ON L6T 5P3
CR5	EPL Plastics	55 Plant Farm Blvd, Brantford, Ontario N3S 7W2
CR6	Green Solutions Industries International Inc.	2150 Steeles Ave. E, Brampton, ON L6T 1A7
CR7	Kal-Polymers Inc	3440 Wolfedale Road, Mississauga, Ontario L5C 1W4
CR8	Lavergne	8800 1er Croissant, Anjou, QC H1J 1C8
CR9	Merlin Plastics	109 - 917 Cliveden Ave, Delta, British Columbia V3M 5R6
CR10	Nam Polymers Inc.	414 Attwell Drive, Etobicoke, ON M9W 5C3
CR11	Paper Trail Recycling	1320 33 Street, North Lethbridge, AB T1H 4H3
CR12	Plastrec Inc.	1461, Rue Lepine, Joliette, Quebec, J6E 4B7
CR13	PolyCycle Environmental Inc.	6733 30th Street S.E., Calgary, AB T2C 1N6
CR14	Post Plastics Inc.	375 Frankcom St. Ajax, ON, L1S 1R4
CR15	Repro Plastics Canada	31 Grand Boulevard, Ile Perrot, QC J7V 4V9
CR16	Sani-Éco inc.	530, rue Édouard Granby, Québec J2G 3Z6
CR17	Stayana International Trading	325 Flint Road, Toronto, Ontario, M3J 2J2
CR18	Klöckner Pentaplast	12420 Boul Métropolitain E, Montréal, QC H1B 5W9
CR19	Tomra	20500 Av. Clark-Graham, Baie-d'Urfé, QC H9X 4B6
CR20	Energiplast	400 Rue Willard, Cowansville, QC J2K 3A2
CR21	Urban Polymers	Toronto Ontario M9M 2M1
CR22	Nexcycle Plastics	235 Wilkinson Rd, Brampton, ON L6T 4M2

Tableau-A III-3 Listes des fabricants de bouteilles de PET situés au Canada tiré de Thomas Register (2022b)

ID	Nom de l'entreprise	Adresse
CF1	Cebal Americas	40 Driver Rd., Brampton, ON
CF2	TricorBraun	211-11 Allstate Pky, Markham, ON
CF3	Pacific Coast Container Sales Inc.	12-7157 Honeyman St, Delta, BC
CF4	Reid Canada Inc.	2679 Slough St., Mississauga, ON
CF5	Poly Blow Moulding Incorporated	109 Advance Blvd, Brampton, ON
CF6	Plastiques Mirola Lte	2759, chemin Kelly, Plessisville, QC
CF7	Trans Atlantic Preforms Ltd.	Sydport Ind Pk, Sydney, NS
CF8	Westbridge Containers	3838 80 Ave SE, Calgary, AB T2C 2J4, Canada
CF9	3B Canada	9A-720 Burnhamthorpe Rd W, Mississauga, ON
CF10	T & S Blow Moulding Inc.	117 Sinnot Rd., Scarborough, ON
CF11	Norlimar Canada Inc.	4279 Juneau St, Pierrefonds, QC
CF12	Richards Packaging Inc.	3115 Lenworth Dr., Mississauga, ON
CF13	MPI Packaging	7400B Bramalea Rd, Mississauga, ON
CF14	Plastiques Appalaches Inc.	312 Industrielle St, Lac-Etchemin, QC
CF15	Silgan Plastics	1200 Ellesmere Rd., Scarborough, ON
CF16	Polybottle Group Limited	6008-75th St., Edmonton, AB
CF17	Plastique Micron Inc.	21, boul. Begin, Sainte-Claire, QC
CF18	Bercon Atlantic Ltd.	75 Old Black River Rd., Saint John, NB
CF19	Emballages Richards Inc.	1939 Onsimé-Gagnon St., Lachine, QC
CF20	Les Cruchons J.U.G.S. Inc.	1233, rue Cameron, Hawkesbury, ON
CF21	Richards Packaging Inc.	7100 River Rd. Unit 4, Richmond, BC
CF22	J.E. Roy (Plastique) Inc.	550, rte du Président-Kennedy, Pintendre, QC
CF23	Polybottle Group Ltd.	7464-132nd St., Surrey, BC
CF24	Alpha Bottles and Jars	1 Simms Dr., Ajax, ON
CF25	Adgo Ind	214 Strathmillan Rd, Winnipeg, MB
CF26	Amcor Pet Packaging Atlantic Inc.	66 English Dr., Moncton, NB
CF27	Ontario Plastic Container Producers Ltd.	27 Edvac Dr., Brampton, ON
CF28	Portola Packaging Canada Ltd.	12431 Horseshoe Way, Richmond, BC
CF29	Produits JCV inc.	44, rue de la Pointe-aux-Livres, Quebec, QC
CF30	Select Packaging Inc.	1008-55 Ave NE, Calgary, AB
CF31	Multi-Mold Plastics, Inc.	128 Basaltic Rd. Concord ON L4K1G6

CF32	Easy Plastic Containers Limited	101 Jardin Dr. Concord ON L4K1X6
CF33	Poly Blow Moulding, Inc.	238 Steelwell Road Brampton ON L6T5T3

Tableau-A III-4 Listes des producteurs de résine situés au Canada tiré de Thomas Register (2022c)

ID	Nom de l'entreprise	Adresse
CRE1	The Dow Chemical Company	4445 rte Marie-Victorin Varennes, QC J3X1T3
CRE2	DuPont	255 - 5th Ave. S.W. Calgary, AB T2P3G6
CRE3	DuPont	Chatham, ON N7M5L1
CRE4	DuPont	461 Front Road Kingston, ON M7L5A5
CRE5	DuPont	#1400 Hwy 2 East Maitland, ON K0E1P0
CRE6	DuPont	1919 Minnesota Court Mississauga, ON L5N0C9
CRE7	DuPont	1045 Monfette Est Thetford Mines, QC G6G5T1
CRE8	DuPont	510 Cope Way Saskatoon, SK S7T0G3 500 Brooksbank Ave North Vancouver, BC V7J3S4
CRE9	Honeywell International	2-1391 St James St Winnipeg, MB R3H0Z1
CRE10	Honeywell International	4-430 McNeilly Rd Stoney Creek, ON L8E5E3
CRE11	Honeywell International	1500 Fairburn St Sudbury, ON P3A1N7
CRE12	Honeywell International	1135 8th Ave Regina, SK S4R1E1
CRE13	Honeywell International	2130, de la Chute-du-Diable Chicoutimi QC G7J0B2
CRE14	BioMatera	

ANNEXE IV

LISTES DES ACTEURS SITUÉS AUX ÉTATS-UNIS

Tableau-A IV-1 Listes des acteurs de tri situés aux États-Unis tiré de ENF Recycling (2022b)

ID	Nom de l'entreprise	Adresse
ET1	12th & Haskell Recycle-Center	1006 E. 11th St., Lawrence, KS 66046
ET2	A.J. Blosenski, Inc	PO Box 392 Elverson, PA, 19520
ET3	ABC Rolloff Dumpsters	829 SE 21st St, Des Moines, IA, 50317
ET4	Accurate Recycling Corporation	508 E Baltimore Ave, Lansdowne, PA 19050
ET5	Advanced Disposal Services, Inc.	90 Fort Wade Road, Suite 200, Ponte Vedra, Florida 32081
ET6	AKS Recycling, Inc.	15 Cobbler Drive, Fitchburg, MA 01428
ET7	All American Waste	15 Mullen Road, Enfield, CT 06082
ET8	All Waste Inc.	143 Murphy Road, Hartford, CT 06114
ET9	All Waste Removal, Inc.	P.O. Box 297, Hampden, MA, 01036
ET10	All Ways Recycling	1425 N. Magnolia Ave., El Cajon, CA 92020
ET11	Allan Company	14618 Arrow Highway, Baldwin Park, CA 91706
ET12	Allen County Recyclers Inc	541 S Central Avenue, 45804 Lima, OH
ET13	Alpco Recycling, Inc.	846 Macedon Center Road, Macedon NY 14502
ET14	Alpine Waste & Recycling	7373 Washington St., Denver, CO, 80229
ET15	AM Waste Services Inc.	40 Eads Street, West Babylon, NY 11704
ET16	American Disposal Services Inc.	10370 Central Park Drive, Manassas, VA 20110
ET17	American Metal & Paper Recycling Inc	935 Schoenhaar Dr. West Bend, WI 53090
ET18	American Reclamation, Inc.	4560 Doran St., Los Angeles, CA 90039
ET19	Apple Valley Recycling Center	16608 Hunters Green Parkway, Hagerstown, MD 21740
ET20	AR Recycling LLC	721 NE Fields Road, Laceys Spring, AL 35754
ET21	Arundel Recycling Center	7515 Connelley Dr., Hanover, MD 21076
ET22	Asheboro Recycling Center	1075 Southmont Dr., Asheboro, NC, 27205

ET23	Athens Services	14048 E. Valley Blvd., City of Industry, CA 91746
ET24	Atlanta Polymers, Inc.	1030 Industrial Park Drive, Suite C, Marietta, GA 30062
ET25	B-P Trucking, Inc.	47-65 Nickerson Road, Ashland, MA 01721-0386
ET26	B&L Polymer Processing	4330 N 39th Ave, Phoenix, AZ 85019
ET27	Balcones Resources, Inc.	9301 Johnny Morris Road, Austin, TX 78724
ET28	Bay Disposal & Recycling	8546 Caratoke Highway, Powells Point, NC 27966
ET29	Beacon Recycling, Inc.	1241 E. Keating Ave., Muskegon, MI 49442
ET30	Berger Recycling Co.	126 Front Street, Pawtucket, RI 02860
ET31	Boro-Wide Recycling Corporation	3 Railroad Place, Maspeth, NY 11378
ET32	Burrtec Waste Industries, Inc.	9890 Cherry Avenue, Fontana, CA 92335
ET33	BVR Waste and Recycling	1555 Highway 36 North, Brenham, TX 77833
ET34	C&M Recycling	1600 Morrow Avenue, North Chicago, IL 60064
ET35	C&R Scrap Iron & Metal LLC	4613-4619 S. Knox Ave., Chicago, Illinois 60632
ET36	C&S Waste Solutions	3515 Taylor Drive, Ukiah, CA 95482
ET37	California Waste Recovery Systems	175 Enterprise Court, Ste. A, Galt, CA 95632
ET38	Can Shed	4121 16th Ave SW, Cedar Rapids, IA 52404
ET39	Cando Recycling and Disposal	2005 Johnson Rd., Point Roberts, WA
ET40	Cardella Waste Services	2400 Tonnelle Ave., North Bergen, NJ 07047
ET41	Casella Waste Systems, Inc	25 Greens Hill Lane, Rutland, VT 05701
ET42	Central Paper Stock	6665 Jonas Place, Saint Louis, MO 63134
ET43	Chambersburg Waste Paper Co., Inc.	2047 Loop Road, Chambersburg, PA 17202
ET44	Charleston County Environmental Management	8099 Palmetto Commerce Parkway, North Charleston, SC 29456
ET45	Chico Scrap Metal & Recycling Center	878 East 20th Street, Chico, CA, 95928
ET46	Chittenden Solid Waste District	1021 Redmond Rd., Williston, VT 05495
ET47	Cimco Resources, Inc.	1616 Windsor Road, Loves Park, IL 61111
ET48	Circosta Iron & Metal Co. Inc.	1801 Evans Avenue, San Francisco, CA 94124
ET49	City of Roses Disposal & Recycling	P.O. Box 301427, Portland, OR, 97294

ET50	City Terrance Recycling	1525 Fishburn Ave., Los Angeles, CA 90063
ET51	City Wide Disposal	5001 W 40th St, Cicero, IL, 60804
ET52	Clovis Recycling Center	710 Jefferson Avenue, Clovis, CA 93612
ET53	Coastal Waste & Recycling Inc.	1840 NW 33rd Street, Pompano Beach, FL 33064
ET54	Colgate Paper Stock Co., Inc	12 Industrial Drive, New Brunswick, NJ 08901
ET55	Columbia Resource Company	6601 NW Old Lower River Rd, Vancouver, WA 98660
ET56	Community Conservation Center	669 Gilman Street, Berkeley, CA, 94710
ET57	Compass Recycling	395 Wright Avenue, New Braunfels, TX 78130
ET58	Conigliaro Industries, Inc.	701 Waverly Street, Framingham, Massachusetts 01702
ET59	Consolidated Scrap Resources, Inc.	120 Hokes Mill Road, York, PA 17404
ET60	Continental Recycling LLC	300 East Parker St Graham NC 27253
ET61	Corridor Recycling	22500 South Alameda Street, Long Beach, CA 90810
ET62	Cougle's Recycling, Inc.	1000 South 4th Street, Hamburg, PA 19526
ET63	County Waste and Recycling	1927 Route 9, Clifton Park, NY 12065
ET64	Covanta Holding Corporation	445 South Street, Morristown, NJ 07960
ET65	CR&R Incorporated	11292 Western Avenue, Stanton, CA 90680
ET66	Curbside Management, Inc.	116 N, Woodfin Avenue, Asheville, NC 28804
ET67	D.C. Metals & Recycling	6849 28th St., North Highlands, CA 95660
ET68	Danny Recycling Inc	1745 Walsh Avenue, Santa Clara, CA 95050
ET69	Dave Pearson's Recycling Center	1536 N Mahan Street, Ridgecrest, CA 93555
ET70	DBW Metals Recycling	3250 East Frontera St., Anaheim, CA 92806
ET71	DelGuerico's Wrecking & Salvage, Inc.	2895 Grouse Lane, Suite 100, Riegelsville, PA 18077
ET72	Dem-Con Companies, LLC	13020 Dem-Con Drive, Shakopee, MN 55379
ET73	E.L. Harvey & Sons, Inc	68 Hopkinton Road, Westborough, MA 01581
ET74	Earthworks Recycling, Inc.	1904 E Broadway, Spokane WA 99202
ET75	Eco-Cycle Inc.	6400 Arapahoe Road, Boulder, CO 80303
ET76	Ecology, Inc	3N 780 Powis Rd., West Chicago, IL 60185
ET77	Ecomaine	64 Blueberry Road, Portland, Maine 04102
ET78	ECR Recycling	12409 NE San Rafael, Portland, Oregon, OR 97230
ET79	Edward Arnold Scrap Processors Inc.	2216 Angling Rd., Corfu, NY 14036

ET80	EFI Recycling	4325 N. Commerce St., Portland, OR 97217
ET81	El Dorado Disposal	580 Truck Street, Placerville, CA 95667
ET82	Elgin Recycling	46 East End Drive, Gilberts, IL 60136
ET83	Emmet County Recycling	200 Division Street, G-76, Petoskey, MI 49770
ET84	EOMS Recycling, Inc.	P.O. Box 3608, Brockton, MA 02304
ET85	Eureka Recycling	2828 Kennedy Street NE, Minneapolis, MN 55413
ET86	Ever Green Environmental, LLC	104 Commerce Drive, Suite A, Greer, SC 29650
ET87	Factoria Recycling & Transfer Station	13800 SE 32nd St., Bellevue, WA 98005
ET88	Far West Recycling, Inc.	12820 NE Marx St, Portland, OR 97230
ET89	Filco Carting Corp.	197 Snediker Avenue, Brooklyn, NY 11207
ET90	First Star Recycling	10330 I Street, Omaha, Nebraska 68127
ET91	Gaeta Recycling	278 West Railway Avenue, Paterson, NJ 07503
ET92	GEL Recycling, LLC	1200 S. Leavitt Ave., Orange City, FL 32763
ET93	Georgetown Paper Stock	14820 Southlawn Lane, Rockville, MD 20850
ET94	Giordano's Recycling	110 North Mill Road, Vineland, New Jersey 08360
ET95	Go Green Recycling Inc.	2214 Robindale Avenue, Stockton, CA 95205
ET96	Gold Coast Recycling and Transfer Station Inc.	5275 Colt Street, Ventura, CA 93003
ET97	Gold Medal Environmental LLC	309 Salina Road, Sewell, New Jersey 08080
ET98	Grand Rapids Iron & Metal	1701 Clyde Park S.W. #15, Wyoming, Michigan 49509
ET99	GreenWaste Recovery	610 E. Gish Rd., San Jose, CA 95112
ET100	GreenWorks Inc.	109-111 Newbury Street, Peabody, MA 01960
ET101	Groot Industries Inc.	2500 Landmeier Rd, Elk Grove Village, IL 60007
ET102	Hartel's Disposal	930 Highway 2, Proctor, MN 55810-1654
ET103	Harter's Quick Clean Up	2850 Larson St., La Crosse, WI 54603
ET104	Henson Disposal and Recycling	2703 McGraw Dr, Ste 2, Bloomington, IL 61704
ET105	Hilltopper Refuse & Recycling Service, Inc.	W6833 Industrial Blvd., Onalaska, WI 54650
ET106	Hometown Disposal Online	600 Kreamer Ave, Sunbury, PA 17801
ET107	Homewood Disposal Service	1501 175th St., Homewood, Illinois 60430

ET108	Horry County Solid Waste Authority	1886 Highway 90, Conway, SC 29526
ET109	Interstate Waste Services	300 Frank W Burr Boulevard, Ste. 39, Teaneck NJ 07666
ET110	Intonu LLC	5225 Phillip Lee Drive, Atlanta, GA 30336
ET111	Iredell Recycling, LLC	282 Scotts Creek Rd, Statesville, NC 28625
ET112	IROW	1040 Indianhead Drive, Mosinee, WI 54455
ET113	J.P. Mascaro & Sons	2650 Audubon Rd. Audubon, PA 19403
ET114	Johns Disposal Service, Inc.	107 Hwy U Whitewater, WI, 53190
ET115	KC Recycling Depot	220 S Union St, Warsaw, Indiana 46580
ET116	Kelco Recycling, Inc.	1643 E. 8th St., Jacksonville, FL 32206
ET117	Kimble Recycling & Disposal, Inc.	3596 State Route 39 NW, Dover, Ohio 44622
ET118	Kline Paper Mill Supplies, Inc.	9475 Gerwig Lane, Columbia, MD 21046
ET119	L&S Demo Recycling, Inc.	884 Brook Road Road, Conshohocken, PA 19428
ET120	Lake Area Disposal & Recycling	2106 E Cornell St., Springfield, IL, 62703
ET121	Lakeshore Recycling Systems	6132 Oakton Street, Morton Grove, IL 60053
ET122	Lenox Valley Waste Transfer Facility	64-68 Willow Creek Road, Lenox, MA 01240
ET123	Maggio Environmental Services	88 Old Dock Road, Yaphank, New York 11980
ET124	Marin Sanitary Service	565 Jacoby Street, San Rafael, CA 94901
ET125	Marpan Inc.	222 East Pershing Street, Tallahassee, FL 32301
ET126	Martins Recycling	6310 Automall Parkway, Gilroy, CA 95020
ET127	Maryland Environmental Service	259 Najoles Road, Millersville, MD 21108
ET128	Materials Innovation and Recycling Authority	200 Corporate Place, Suite 202, Rocky Hill, CT 06067
ET129	Max Scrap Metals and Recycling, INC.	21608 Nordhoff St., Chatsworth, CA 91311
ET130	Mazza Recycling Services	3230 Shafto Road, Tinton Falls, NJ 07753
ET131	MCM Disposal	10450 Pease Ave SE, Byron Center, MI 49315
ET132	Mercer Group International Inc.	1519 Calhoun St., Trenton, NJ 08638
ET133	Metro Recycling	13546 S. Western Ave., Blue Island, IL 60406
ET134	Michiana Recycling and Disposal Services Inc	33541 Reum Road, Niles, MI, 49120

ET135	Mid America Recycling	2742 East Market Street, Des Moines, IA 50317
ET136	Mid Valley Disposal	15300 W. Jensen Ave., Kerman, CA 93630
ET137	Mid-Ohio Sanitation & Recycling LLC	356 HPM Street, Mount Gilead, Ohio 43338
ET138	Midland Davis Corporation	3301 4th Avenue, Moline, IL 61265
ET139	Midwest Fiber	422 S. White Oak Road, Normal, IL 61761
ET140	Midwest Sanitation & Recycling	815 W 10th Street, Pella, IA 50219
ET141	Miller Recycling Coproration	73 Plymouth St, Mansfield, MA 02048
ET142	Miller's Quality Recycling	167 Warmuth Lane, Bedford, PA 15522
ET143	Ming's Recycling Corporation	8380 Florin Road, Sacramento, CA 95828
ET144	MinnKota Enviroservices, Inc.	809 4th Avenue North, Fargo, ND 58102
ET145	Mission Recycling	1341 E. Mission Blvd., Pomona, CA 91766
ET146	Modern Disposal Services, Inc.	4746 Model City Rd., Model City, NY 14107
ET147	Modesto Junk Company, Inc.	1425 Ninth St., Modesto, CA 95353
ET148	Monterey Regional Waste Management District	14201 Del Monte Boulevard, Marina, CA 93933-1670
ET149	Naughton & Son Recycling, LLC	24 Jones Road, Bradford, NH 03221
ET150	New England Recycling Inc	490 Winthrop St., Taunton, MA 02780
ET151	Newnan Salvage Co	2793 Martin Mill Road, PO Box 247, Newnan, GA, 30264
ET152	Nortech Waste LLC	3033 Fiddymment Rd., Roseville, CA 95747
ET153	Northern Tier Solid Waste Authority	108 Steam Hollow Rd, Troy, PA 16947
ET154	Oak Ridge Waste & Recycling, LLC	307 White Street, Danbury, CT 06810
ET155	OC Recycling	1601 E. Edinger Ave. Santa Ana, CA 92705
ET156	OEW Recycling	2050 East Williams Road, Columbus, Ohio, 43207
ET157	One Earth Recycling	1640 Camino Del Rio N, San Diego, CA 92108
ET158	OPRSystems, Inc.	235 Andover Street, Wilmington, MA 01887
ET159	Outagamie County Recycling & Solid Waste	1419 Holland Road, Appleton, WI 54911
ET160	Pacific Sanitation	590 Caletti Avenue, Windsor, CA 95492
ET161	Pascap Co. Inc.	4250 Boston Rd. Bronx, NY 10475
ET162	Pasco Iron & Metal	21240 Lake Patience Road, Land O' Lakes, FL 34638

ET163	Patriot Disposal	19 Industrial Way, Seekonk, MA, 02771
ET164	Pellitteri Waste Systems	7035 Raywood Road Madison, WI, 53713
ET165	Peña's Disposal Service	12094 Avenue 408, Cutler, California
ET166	Penn Waste, Inc.	York County, PA 17402
ET167	Pioneer Recycling Services	4109 192nd St E, Tacoma, WA 98446
ET168	PK Metals	3542 Route 112, Coram, NY, 11727
ET169	Pope/Douglas Solid Waste Management	2115 Jefferson Street, Alexandria, MN 56308
ET170	Puente Hills Materials Recovery Facility	13130 Crossroads Parkway (South Entrance), City of Industry, CA 91746
ET171	Queen City Disposal	2957 W Kearney Street, Springfield, MO 65803
ET172	Queen City Recycling	19 Cliff Street, New Rochelle, NY 10801
ET173	R. Davis Enterprises	1909 Cloverleaf Rd, Mt. Joy, PA, 17552
ET174	R&R Roll Off LLC	Los Osos, California 93412
ET175	Randy's Environmental Services	1051McKinley Pkwy PO Box 169 Delano, MN 55328
ET176	Ray's Trash Service, Inc.	3859 East US Highway 40, Clayton, Indiana 46118
ET177	Reazer's Recycling, Inc.	2449 Elias Avenue, Lebanon, PA 17046
ET178	Recology	965 Riverwalk Drive, Fortuna, CA 95540
ET179	Recon Recycling, LLC	1531 Rigel Street, San Diego, CA 92113
ET180	Recycle Minnesota	8812 215th St. W., Lakeville, MN, 55044
ET181	RecycleWise	200 Sinclair, Perris, CA, 92571
ET182	Recycling Center, Inc.	630 South M Street, Richmond, IN 47374
ET183	Recycling Services of America, Inc.	2874 NE 1st Terrace, Gainesville, FL 32609
ET184	ReEnergy Holdings LLC	159 Wolf Road, Suite 301, Albany, NY 12205
ET185	Regional Industries, LLC	800 East Grand Street Elizabeth, NJ 07201
ET186	Reliable Paper Recycling Inc.	1 Caven Point Avenue, Jersey City, New Jersey 07305
ET187	REM Recycling	443 Doe Run, Georgetown, TX 78628
ET188	Resource Management Companies	9999 Andersen Avenue, Chicago Ridge, IL 60415
ET189	Resource Recovery and Recycling Authority of Southwest Oakland County	20000 W. 8 Mile Road, Southfield, MI 48075

ET190	Rhode Island Resource Recovery Corporation	65 Shun Pike, Johnston, RI, 02919
ET191	Richard S. Burns & Company	4300 Rising Sun Avenue, Philadelphia, PA 19140
ET192	River City Rolloffs, Inc	P O Box 142028, Austin, Texas, 78714-2028
ET193	Robert Wallick Associates Inc.	531 Susan B. Britt Court, Winter Garden, FL 34787
ET194	Robinson Recycling	358 N 200 W St, Cedar City, UT 84721
ET195	Rockland Green	172 Main Street, Nanuet, NY 10954
ET196	Rogue Disposal & Recycling, Inc.	One West Main Street, Suite 401 Medford, OR 97501
ET197	Royal Document Destruction	861 Taylor Road, Suite B, Columbus, OH 43230
ET198	Royal Oak Recycling	313 E. Hudson, Royal Oak, MI 48067
ET199	Royal Waste Services, Inc.	187-50 Hollis Avenue, Hollis, New York 11423
ET200	Rumpke Recycling	3990 Generation Dr, Cincinnati, OH 45251
ET201	Rutland MRF	2 Greens Hill Lane, Rutland, VT 05701
ET202	SA Recycling LLC	10313 South Alameda St, Los Angeles, CA 90002
ET203	Salvage America	3001 Holts Chapel Road, Greensboro, NC 27401
ET204	San Jacinto Recycling Center	658 W Esplanade Ave, San Jacinto, CA 92583
ET205	Schupan & Sons, Inc.	2619 Miller Road, Kalamazoo, MI 49001
ET206	Shredding and Storage Unlimited, LLC	3001 S. Walnut St. Bloomington, IN 47401
ET207	Sims Brothers Recycling	1011 South Prospect Street, Marion, OH 43302
ET208	SLM Recycling, Inc.	120 W Georgia Industrial Blvd., Carrollton, GA 30117
ET209	SOCRRA	3910 W. Webster, Royal Oak, MI 48073
ET210	Solid Waste Agency	1954 County Home Road, Marion, Iowa 52302
ET211	Solid Waste of Willits, Inc.	351 Franklin Avenue, Willits, CA
ET212	Sonoco Recycling	1 North Second Street, Hartsville, SC, 29550
ET213	South Bay Recycling, LLC	333 Shoreway Road, San Carlos, CA 94070
ET214	South San Francisco Scavenger Company Inc.	500 East Jamie Court, South San Francisco, CA 94080
ET215	South Tahoe Refuse & Recycling Service	2140 Ruth Avenue, South Lake Tahoe, California 96150
ET216	Southern Disposal Service	2608 AR-8 Mena, AR 71953

ET217	SPO Recycling	721 S Lincoln Street, Lowell, AR 72745
ET218	Stanson Paper Processing LLC	876 R I Lampus Ave, Springdale, PA 15144
ET219	Stutzman Refuse Disposal Inc	315 W. Blanchard Avenue, South Hutchinson, KS 67505
ET220	SUEZ North America	461 From Road, Paramus, NJ 07652
ET221	Sun Services LLC	11299 Old Baltimore Pike, Beltsville, MD 20705
ET222	Sunshine Disposal & Recycling	2405 N University Rd, Spokane Valley, WA 99206
ET223	Sunwest Metals Inc.	1150 N Anaheim Blvd, Anaheim, CA 92801
ET224	Swarthout Recycling LLC	1514 County Route 19, Beaver Dams , NY 14812
ET225	Taylor Montgomery, LLC	350 Neelytown Road, Montgomery, New York 12549
ET226	Taylor Recycling Inc.	8767 Holland Rd, Taylor, MI 48180
ET227	Taz Construction & Demolition Recycling, LLC	5300 S. Lawndale Ave., McCook, IL 60525
ET228	TC Recycling, LLC	120 Hutchman Road, Mars, PA 16046
ET229	Temple Iron & Metal	815 N. 14th Street, Temple, TX 76503
ET230	Texas Disposal Systems	12200 Carl Road, Creedmoor, Texas 78610
ET231	TFC Recycling	1958 Diamond Hill Rd, Chesapeake, Virginia
ET232	The Can Man	1819 Valley Street, Jackson, MS 39204-2440
ET233	The Fairfax Companies LLC	1360 North Kolb Road, Tucson, Arizona 85715
ET234	The Robert C. Shinn Recycling Center	2 Manhattan Drive, Burlington Township, New Jersey 08016
ET235	TKG Environmental Services Group, LLC	345 Lakewood Ave., Waukegan, IL 60085
ET236	Tracy Material Recovery Facility & Solid Waste Transfer, Inc.	30703 South MacArthur Drive, Tracy, CA 95377
ET237	Tulsa Recycle & Transfer	1150 N Peoria Ave, Tulsa, OK 74106
ET238	Turlock Scavenger Company	1200 South Walnut Road, Turlock, CA 95380
ET239	Twin Cities Recyclers, Co. Inc.	14751 Gateway Blvd. West, El Paso, TX 79928
ET240	Universal Service Recycling Inc.	3200 South El Dorado Street, Stockton, CA 95206
ET241	Unlimited Recycling, Inc.	P.O. Box 363, Richmond, Michigan, 48062
ET242	Valcore Recycling, Inc.	38 Sheridan St., Vallejo, CA 94590

ET243	Valley Regional Recycling & Transfer Facility	234 Easthampton Road, Northampton, MA 01060
ET244	Veit Disposal	21075 134th Avenue North, Rogers, MN 55374
ET245	Vikoz Enterprises Inc.	1270 E, Siesta Dr, Sandy, UT 84093
ET246	Wampler Services, Inc.	1270 Washington Ave, Frankfort, IN, 46041
ET247	Ware Disposal Inc.	1035 E 4th St., Santa Ana, CA 92701
ET248	Waste Commission of Scott County	11555 110th Avenue, Davenport, IA 52804
ET249	Waste Connections	3 Waterway Square Pl, The Woodlands, TX, 77380
ET250	Waste Management, Inc.	1001 Fannin Street, Houston, Texas 77002
ET251	Waste Pro USA Inc.	2101 West State Road 434, Suite 305, Longwood, FL 32779-5053
ET252	Waste-Away Group Ltd	707 N Wildwood Ave, Elkhart, Indiana 46514
ET253	Wayne Township Landfill	15 Landfill Lane, McElhattan, PA 17748
ET254	Wellesley Trucking Service, Inc.	360 Irving St, Framingham, MA 01704-0564
ET255	West Central Solid Waste District	1007 Mill Pond Lane, Suite. B, Greencastle, IN 46135
ET256	West Valley Collection & Recycling LLC	1333 Oakland Road, San Jose, CA 95112
ET257	Westchester County Department of Environmental Facilities	270 North Avenue, 6th Floor, New Rochelle, NY 10801
ET258	Willimantic Waste Paper Co., Inc.	1590 W Main St, Willimantic, CT 06226
ET259	Winters Bros. Waste Systems	120 Nancy St., West Babylon, NY, 11704

Tableau-A IV-2 Listes des recycleurs situés aux États-Unis tiré de ENF Recycling (2022d)

ID	Nom de l'entreprise	Adresse
ER1	77 Recycling	99 Parker St, Clinton, MA 01510
ER2	ACE Plastic Inc.	7942 North 3350 East Road, Chatsworth, IL 60921
ER3	Adams Plastics	1125 Carnegie Street, Rolling Meadows, IL 60008
ER4	Astro Industries, Inc.	901 Industrial Pkwy., West Monroe, LA 71291
ER5	B&B Plastics Inc.	3040 N. Locust Ave., Pialto, CA 92377
ER6	Bata Plastics Inc	1001 40th St. SE, Grand Rapids, MI 49508
ER7	Blue Ocean Plastics, LLC	5500 Walworth Ave, Cleveland, OH 44102
ER8	C4 Polymers	16625 Wren Road, Chagrin Falls, OH 44023
ER9	California Plastic Partners	10560 Elm Ave, Fontana, CA 92337
ER10	CarbonLITE Industries LLC	10250 Constellation Blvd, Los Angeles, CA 90067
ER11	Central States Reprocessing, LLC	4121 NW 37th Street, Lincoln, Nebraska, 68524
ER12	CipherWaste Polymers LP	1130 Enclave Parkway, Houston, TX 77077
ER13	Clean Tech Incorporated	500 Dunham Street, Dundee, MI 48131-1159
ER14	Clear Path Recycling, LLC	3500 Cedar Creek Road, Fayetteville, NC 28312
ER15	Commercial Plastics Recycling, Inc.	1920 Tampa East Blvd, Tampa, FL 33619
ER16	Continental Recycling LLC	300 East Parker St Graham NC 27253
ER17	Corporate Grind LLC	8701 Torresdale Ave, Philadelphia, PA, 19136
ER18	CT Polymers	1851 Fox Farm Road Warsaw, IN, 46580
ER19	Custom Polymers, Inc.	831 E. Morehead St. Charlotte, NC 28202
ER20	Deltco Plastics, Inc.	601 Industrial Park Rd., Ashland, WI 54806
ER21	Direct Polymers, LLC	3600 E. 48th Ave., Denver, CO 80216
ER22	DMS Recycling LLC	350 Pittsburgh Ave, Mt Vernon, OH 43050

ER23	Dymetrol Company, Inc.	1305 Seaboard St, Bladenboro, NC 28320
ER24	Eastern Recycling Services	7616 Canton Center Drive, Baltimore, MD, 21224
ER25	ECO2 Plastics	5300 Claus Road, Riverbank, CA 95367
ER26	Empire Resource Recycling Inc.	1278 Gifford Rd., Phelps, NY 14532
ER27	Envirovision Technologies, LLC	1224 Isley Drive, Gastonia, NC 28052
ER28	Evergreen Plastics, Inc	202 Watertower Drive, Clyde, OH, 43410
ER29	Felplast USA, Inc.	2418 Cleveland Hwy, Dalton, GA 30720
ER30	Florida Plastic Recycling	5220 New Kings Road Jacksonville, FL 32202
ER31	GAR Plastics, Inc.	720 West James St., Columbus, WI 53925
ER32	Global Plastics	145 Malbert St, Perris, CA 92570
ER33	Hoehn Plastics, Inc.	11481 West 925 South, Poseyville, Indiana 47633
ER34	ICE Recycling, LLC	431 Cedar Street, Lake City, SC, 29560
ER35	InterPlastics	3655 Illinois Ave., St. Charles, IL 60174
ER36	Invema Group	1462 NW 82 AVE #4816, Doral, Florida 33126
ER37	Jadcore LLC	300 N Fruitridge Ave, Terre Haute, IN 47803
ER38	JP Industrial	11988 State Route 45, Lisbon, Oh 44432
ER39	Laudadio Polymers, Inc.	20701 Clay Center Drive, Katy, Texas 77449
ER40	Lyrba USA	25329 Budde Road, Ste 304, The Woodlands, Texas 77380
ER41	Marglen Industries	1748 Ward Mountain Road, Rome, Georgia 30161
ER42	Material Recovery, Inc.	8100 West Florist Ave Milwaukee, WI 53218
ER43	McDunnough, Inc.	340 North Fenway Drive, Fenton, Michigan 48430
ER44	Midland Compounding & Consulting	3802 James Savage Road, Midland, MI 48642
ER45	MirPlastics LLC	2734 Middlebrook Pike, Knoxville, TN 37921
ER46	Northstar Pulp & Paper Company, Inc	89 Guion Street, Springfield, MA 01104
ER47	Northwest Polymers, LLC	291 Commercial Parkway, Molalla, Oregon 97038

ER48	Novek LLC	3303-B NW 48th Street, Miami, FL, 33142
ER49	Nuvida Plastics Technology, Inc.	925 Georges Rd., Monmouth Junction, NJ 08852
ER50	Orpet LLC	58144 Old Portland Road, Suite C Warren, OR 97053
ER51	Parallel Products	401 Industry Rd., Louisville, KY 4020
ER52	PARC Corporation	1415 Enterprise Dr., Romeoville, IL 60446
ER53	Peninsula Plastics Recycling, Inc.	530 S. Tegner Road, Turlock, CA 95380
ER54	PET Processors, L.L.C.	1350 Bacon Road, Painesville, Ohio 44077-4781
ER55	Phoenix Technologies International, LLC	1098 Fairview Avenue, Bowling Green, OH 43402
ER56	Plastic Compounders Inc.	300 Taylor Avenue, Cambridge, Ohio 43725
ER57	Plastic Recycling Technology, Inc.	9054 North County Road 25A, Piqua, Ohio 45356
ER58	Plastic Recycling, Inc.	2015 S. Pennsylvania St., Indianapolis, IN 46225
ER59	Plastic Trader Enterprises	2099 Hamilton-Eaton Rd, Hamilton, OH, 45011
ER60	PlastiCycle Corp.	245 Main Street, Suite 430, White Plains, NY 10601
ER61	Polypro Recycling	4880 Hoffner Ave, Orlando, FL 32812
ER62	PolyQuest Inc.	1979 Eastwood Road, Wilmington, NC 28403
ER63	Post Plastics LLC	296 S Allman Ter. Lecanto, FL 34461
ER64	PPP, LLC	5991 Alcoa Avenue, Vernon, CA 90058
ER65	Prime Recycling Solutions	204 Republic Street, Norwalk, OH 44857
ER66	Prime Time Plastics	8460 Emerald Glen Ct, Kirtland, OH 44094
ER67	Reaction Polymers, Inc.	3984 S 500 W, Murray, UT 84123
ER68	Recycling Revolution, LLC	20283 State Road 7 #219, Boca Raton, FL, 334098
ER69	RePET, Inc.	14207 Monte Vista Ave, Chino, CA 91710
ER70	Resource Plastics Inc.	5623 W 115Th St, Alsip, IL, 60803
ER71	RJM International Inc.	15139 Woodlawn Ave. Tustin, California 92780

ER72	Royal Interpack North America, Inc.	475 Palmyrita Ave., Riverside, CA 92507
ER73	South East Grinding	135 Dixie Pipeline Road, Cheraw, SC 29520
ER74	UltrePET, LLC	136C Fuller Road, Albany, NY 12205
ER75	Unifi, Inc	7201 W. Friendly Ave., Greensboro, NC 27410 900 Raco Drive STE-B, Lawrenceville, GA 30046
ER76	US Plastic Recovery	
ER77	Verdeco Recycling Inc.	8685 Bowers Ave., South Gate, CA 90280
ER78	Waste-Not Recycling	1065 Poplar St., Johnstown, CO 80534
ER79	wTe Corporation	7 Alfred Circle, Bedford, MA 01730
ER80	Domino Plastics Company Inc.	200 E Broadway, Port Jefferson, NY 11777, États-Unis
ER81	Rochester Silver Works, LLC	PO Box 15397, Rochester, New York 14615-5397

Tableau-A IV-3 Listes des fabricants de bouteille de PET situés aux États-Unis tiré de Thomas Register (2022b)

ID	Nom de l'entreprise	Adresse
EF1	AMS Packing	161 Helen Street South Plainfield NJ 7080
EF2	Apex Plastics	570 S. Main St. Brookfield MO 64628
EF3	Dahl-Tech, Inc.	5805 St. Croix Trail N. Stillwater MN 55082-6571
EF4	E2Global	14529 Innovation Drive, Suite B Riverside CA 92518
EF5	US Pack Group	5011 N. Hiatus Rd. Sunrise FL 33351
EF6	Dynalab Corp.	175 Humboldt Street, Suite 300 Rochester NY 14610
EF7	Emerald 66 Enterprises	620 N. Harvey Rd. Seminole OK 74868
EF8	Illing Packaging	W204 N13125 Goldendale Road Richfield WI 53076
EF9	Kaufman Container	1000 Keystone Parkway, Suite 100 Cleveland OH 44135
EF10	Pacific Bridge Packaging, Inc.	103 Exchange Place Pomona CA 91768
EF11	Andler Packaging Group	376 Third St. Everett MA 2149
EF12	Raziele, Inc.	2119 Waterside Drive Chula Vista CA 91913
EF13	Rez-Tech Corp.	1510 Mogadore Rd. Kent OH 44240
EF14	UDY Corp.	201 Rome Ct. Fort Collins CO 80524
EF15	WB Bottle Supply Co., Inc.	3400 S. Clement Ave. Milwaukee WI 53207-1204
EF16	Ashland Container Corporation	475 E. Joe Orr Rd. Chicago Heights IL 60411
EF17	Blackhawk Molding Co., Inc.	120 W. Interstate Rd. Addison IL 60101
EF18	Clack Corporation	4462 Duraform Lane Windsor WI 53598
EF19	Pack Logix	2501 West Hampton Ave. Milwaukee WI 53209
EF20	Ocean State Packaging, Inc	3311 S County Trail East Greenwich RI 2818
EF21	Plastipak Packaging	41605 Ann Arbor Road Plymouth MI 48170
EF22	Sailor Plastics	P.O. Box 309 Adrian MN 56110
EF23	Todd's BBI	4413 NE 14th St. Des Moines IA 50313
EF24	TricorBraun	6 City Place, Suite 1000 Saint Louis MO 63141
EF25	Canyon Plastics, Inc.	28455 Livingston Ave. Valencia CA 91355
EF26	Cincinnati Container Co.	5060 Duff Dr. Cincinnati OH 45246
EF27	Ferragamo Packaging, Inc.	2925 Spafford Street, Suite D Davis CA 95618
EF28	Ring Container Technologies	1 Industrial Park Rd. Oakland TN 38060

EF29	SKPC LLC	4611 Little John St. Baldwin Park CA 91706
EF30	Cortland Plastics International	211 Main St. Cortland NY 13045
EF31	Crystal Vision Packaging	23870 Hawthorne Blvd. Torrance CA 90505
EF32	Orbit Capital, LLC	820 Summer Park Dr., Suite 700 Stafford TX 77477
EF33	Parker Plastics Inc.	8201 109th St., Suite 200 Pleasant Prairie WI 53158-2204
EF34	Plascene, Inc.	1600 Pacific Ave Oxnard CA 93033
EF35	Alameda Packaging	4445 Enterprise St. Fremont CA 94538
EF36	Global Pack Source	175 Fairfield Ave., Suite 4B Caldwell NJ 7006
EF37	Independent Can Co.	1300 Brass Mill Rd. Belcamp MD 21017
EF38	Jerhel Plastics, Inc.	63 New Hook Rd. Bayonne NJ 7002
EF39	Captiva Containers LLC	75 NE 179th Street Miami FL 33162
EF40	Global Packaging Inc., (GPI)	511 S. Harbor Blvd., Bldg. G La Habra CA 90631
EF41	Sho-ME Container	704 Pinder Ave Grinnell IA 50112
EF42	Stack Tek	234 E 17th St., Suite 117 Costa Mesa CA 92627
EF43	Acadiana Plastics Manufacturing, Inc.	314 School Board Dr. New Iberia LA 70560
EF44	Inmark	675 Hartman Rd., Suite 100 Austell GA 30168
EF45	PMMI Media Group	330 N. Wabash Ave., Suite 2401 Chicago IL 60611
EF46	Suscon, Inc.	600 Railway St. Williamsport PA 17701
EF47	Vav Plastics	2807 Burton Ave. Burbank CA 91504
EF48	Grafco Pet Packaging Technologies	7447 Candlewood Rd Hanover MD 21076

Tableau-A IV-4 Listes des producteurs de résine vierge situés aux États-Unis tiré de Thomas Register (2022c)

ID	Nom de l'entreprise	Adresse
ERV1	GAR Plastics	720 West James St. Columbus, WI 53925
ERV2	Custom Plastic Solutions	8796 Wood Wind Ct. Broadview Heights, OH 44147
ERV3	SK Chemicals America	2 Park Plaza, Suite 1250 Irvine CA 92614
ERV4	Hanwha International LLC	300 Frank W Burr Blvd., Suite 52 Teaneck NJ 7666
ERV5	Hanwha International LLC	1857 Enterprise Drive Rochester Hills, MI 48309
ERV6	Polyplastics USA Inc.	27240 Haggerty Road, Suite E-20 Farmington Hills MI 48331
ERV7	Celanese	222 West Las Colinas Blvd. Irving TX 75039
ERV8	Birch Plastics Inc.	5957 South Loop East Houston TX 77033
ERV9	KOPLA America	371 S Progress Blvd West Point GA 31833
ERV10	Polyvisions Inc.	25 Devco Dr Manchester PA 17345
ERV11	The Dow Chemical Company	47 Building Midland MI 48667
ERV12	The Dow Chemical Company	901 Loveridge Road Pittsburg, CA 94565
ERV13	The Dow Chemical Company	305 Crenshaw Blvd. Torrance, CA 90503
ERV14	The Dow Chemical Company	1761 Rte 12 Gales Ferry, CT 06335
ERV15	The Dow Chemical Company	1881 West Oak Parkway Marietta, GA 30062
ERV16	The Dow Chemical Company	1500 E. Lake Cook Road Buffalo Grove, IL 60089
ERV17	The Dow Chemical Company	26332 South Frontage Road West Channahon, IL 60410
ERV18	The Dow Chemical Company	13875 43 S. Greensburg, LA 70441
ERV19	The Dow Chemical Company	1250 Harmon Rd. Auburn Hills, MI 48326
ERV20	The Dow Chemical Company	305 N. Huron Ave. Harbor Beach, MI 48441
ERV21	The Dow Chemical Company	3441 N. Main Findlay, OH 45840
ERV22	The Dow Chemical Company	925 County Road 1-A Ironton, OH 45638
ERV23	The Dow Chemical Company	2301 Brazosport Blvd. Freeport, TX 77451
ERV24	The Dow Chemical Company	13300 Bay Area Boulevard La Porte, TX 77571
ERV25	The Dow Chemical Company	1900 Tidal Road Houston, TX 77536
ERV26	The Dow Chemical Company	9502B Bayport Blvd. Pasadena, TX 77507
ERV27	Unifi Inc.	7201 W. Friendly Ave. Greensboro NC 27410
ERV28	DuPont	4417 Lancaster Pike Wilmington DE 19805
ERV29	DuPont	350 Bellevue Rd. Pencader Plant Newark, DE 19715

ERV30 DuPont	300 Bellevue Pkwy. Wilmington, DE 19809
ERV31 DuPont	Route 130 and Canal Road Deepwater, NJ 08023
ERV32 DuPont	14 T. W. Alexander Drive Research Triangle Park, NC 27709
ERV33 Honeywell International	2055 Dublin Dr. San Ysidro, CA 92173
ERV34 Honeywell International	12 Clintonville Rd. Northford, CT 06472
ERV35 Honeywell International	2000 Northfield Ct Roswell, GA 30076
ERV36 Honeywell International	101 E. Crossroads Pkwy Ste A Bolingbrook, IL 60440
ERV37 Honeywell International	11200 Industriplex Blvd. Baton Rouge, LA 70809
ERV38 Honeywell International	1953 S. Harvey St. Muskegon, MI 49442
ERV39 Honeywell International	1433 NE Stinson Blvd. Minneapolis, MN 55413
ERV40 Honeywell International	12001 State Hwy. 55 Plymouth, MN 55441
ERV41 Honeywell International	101 Columbia Road Morristown, NJ 07962
ERV42 Honeywell International	300 South Tryon Street Charlotte, NC 28202
ERV43 Honeywell International	4263 Monroe St. Toledo, OH 43606
ERV44 Honeywell International	512 Virginia Dr. Fort Washington, PA 19034
ERV45 Honeywell International	135 W. Forest Hill Ave Oak Creek, WI 53154
ERV46 Marco Polo International Inc.	1121 Walt Whitman Road, Suite 301 Melville NY 11747
ERV47 OCTAL Inc.	5801 Tennyson Parkway, Suite 450 Plano TX 75024
ERV48 Starpol Trading LLC	1401 Sawgrass Corporate Parkway Sunrise FL 33323
ERV49 Entec Polymers	1900 Summit Tower Blvd., #900 Orlando FL 32810
ERV50 Enviropilas Inc.	15220 Foundation Ave. Evansville IN 47725
ERV51 Indorama Ventures LLC	2610 Lake Cook Road, Suite 133 Riverwoods IL 60015
ERV52 New England Urethane Inc.	15 Corporate Dr. North Haven CT 6473
ERV53 Hartwell Plastics Inc.	P.O. Box 117 Starr SC 29684
ERV54 Chroma Color Corporation	3900 West Dayton Street McHenry, IL 60050
ERV55 Chroma Color Corporation	179 Woodlawn Street Clinton, MA 01510
ERV56 Chroma Color Corporation	50 Francis Street Leominster, MA 01453
ERV57 Chroma Color Corporation	11 Kari Drive Lambertville, NJ 08530
ERV58 Chroma Color Corporation	100 East 17th Street Salisbury, NC 28144
ERV59 Chroma Color Corporation	100 Colomet Drive Delaware, OH 43015

ANNEXE V

TERRITOIRE D'ÉTUDE – COUCHE RÉSULTANTE DE LA JOINTURE ENTRE LE MAILLAGE ET LES COUCHES DE RECENSEMENT DE POPULATION

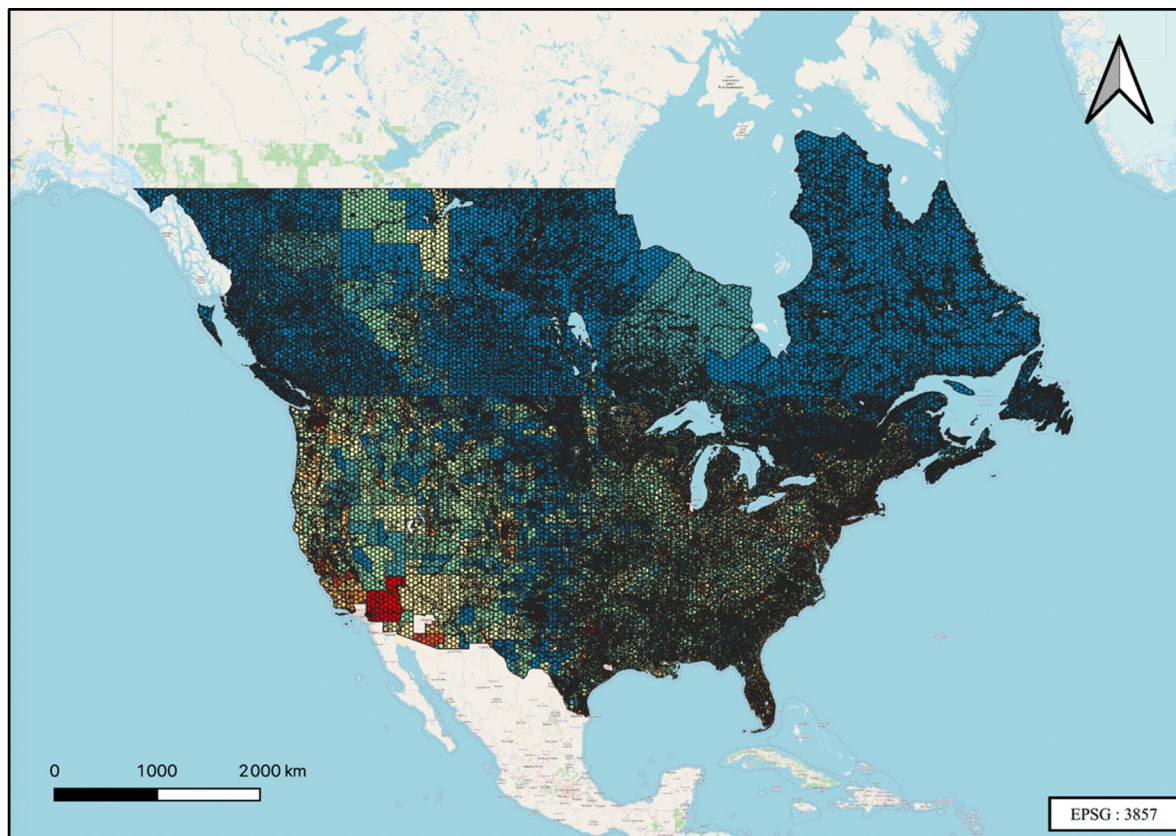


Figure-A V-1 Couche résultante de la jointure entre le maillage et les couches de recensement de population

ANNEXE VI

ÉVOLUTION DES INDICATEURS RETENUS POUR CHAQUE ÉTUDE DE CAS, EXPRIMÉ POUR CHAQUE ACTEUR DE TRI

Tableau-A VI-1 Évolution de la valeur des indicateurs pour chaque acteur de tri

Étude de cas	Code Acteur de Tri	Situation initiale			Après redistribution des flux			Évolution (en %)		
		Distance total (km)	Mix électrique moyen (g/kWh)	CO ₂ éq. (g/bouteille)	Distance total (km)	Mix électrique moyen (g/kWh)	CO ₂ éq. (g/bouteille)	Distance total	Mix électrique moyen	CO ₂ éq.
1	CT17	20	0,590	289	695	0,014	7,3	3458 %	-98 %	-97 %
	CT20	684	0,590	288	1223	0,015	8,0	79 %	-97 %	-97 %
	CT23	174	0,590	289	765	0,014	7,4	341 %	-98 %	-97 %
	CT24	1251	0,590	296	1561	0,030	18,0	25 %	-95 %	-94 %
	CT37	681	0,583	284	1220	0,008	4,7	79 %	-99 %	-98 %
2	ET6	122	0,436	271	328	0,243	151	167 %	-44 %	-44 %
	ET25	104	0,436	271	316	0,243	151	204 %	-44 %	-44 %
	ET30	141	0,436	271	293	0,243	151	107 %	-44 %	-44 %
	ET58	101	0,436	271	319	0,243	151	216 %	-44 %	-44 %
	ET73	127	0,436	271	308	0,243	151	143 %	-44 %	-44 %
	ET77	224	0,436	271	494	0,243	151	120 %	-44 %	-44 %
	ET84	125	0,436	271	329	0,243	151	164 %	-44 %	-44 %
	ET100	97	0,436	271	365	0,243	151	276 %	-44 %	-44 %
	ET141	126	0,436	271	311	0,243	151	147 %	-44 %	-44 %
	ET149	201	0,436	271	391	0,243	151	94 %	-44 %	-44 %
	ET150	141	0,436	271	309	0,243	151	118 %	-44 %	-44 %
	ET158	89	0,436	271	361	0,243	151	304 %	-44 %	-44 %
	ET163	152	0,436	271	292	0,243	151	92 %	-44 %	-44 %
	ET190	177	0,436	271	278	0,243	151	58 %	-44 %	-44 %
	ET254	100	0,436	271	320	0,243	151	219 %	-44 %	-44 %
3A	ET12	320	0,554	344	388	0,274	170	21 %	-51 %	-51 %
	ET17	87	0,539	334	196	0,274	170	125 %	-49 %	-49 %
	ET38	331	0,539	335	337	0,274	170	2 %	-49 %	-49 %
	ET42	734	0,722	448	426	0,274	170	-42 %	-62 %	-62 %

	ET83	372	0,498	309	488	0,274	170	31 %	-45 %	-45 %
	ET103	248	0,539	335	374	0,274	170	51 %	-49 %	-49 %
	ET105	252	0,539	335	380	0,274	170	51 %	-49 %	-49 %
	ET112	230	0,539	335	375	0,274	170	63 %	-49 %	-49 %
	ET114	120	0,539	334	150	0,274	170	24 %	-49 %	-49 %
	ET117	191	0,554	344	1307	0,310	193	586 %	-44 %	-44 %
	ET137	179	0,554	344	793	0,331	206	344 %	-40 %	-40 %
	ET156	210	0,554	344	719	0,331	206	242 %	-40 %	-40 %
	ET159	180	0,539	335	292	0,274	170	63 %	-49 %	-49 %
	ET164	104	0,539	335	204	0,274	170	95 %	-49 %	-49 %
	ET176	339	0,555	345	340	0,274	170	0 %	-51 %	-51 %
	ET182	226	0,554	344	382	0,274	170	69 %	-51 %	-51 %
	ET189	125	0,498	309	447	0,274	170	257 %	-45 %	-45 %
	ET197	196	0,554	344	733	0,331	206	274 %	-40 %	-40 %
	ET198	129	0,498	309	456	0,274	170	254 %	-45 %	-45 %
	ET200	196	0,554	344	645	0,331	206	229 %	-40 %	-40 %
	ET206	388	0,555	345	378	0,274	170	-2 %	-51 %	-51 %
	ET207	202	0,554	344	791	0,331	206	291 %	-40 %	-40 %
	ET209	123	0,498	309	452	0,274	170	267 %	-45 %	-45 %
	ET210	311	0,539	335	323	0,274	170	4 %	-49 %	-49 %
	ET218	168	0,554	344	704	0,300	187	320 %	-46 %	-46 %
	ET226	105	0,498	309	438	0,274	170	318 %	-45 %	-45 %
	ET228	146	0,554	344	700	0,300	187	381 %	-46 %	-46 %
	ET241	149	0,498	309	779	0,300	187	424 %	-40 %	-39 %
	ET246	380	0,555	345	304	0,274	170	-20 %	-51 %	-51 %
3B	ET12	320	0,554	344	204	0,025	15,7	-36 %	-95 %	-95 %
	ET17	87	0,539	334	418	0,025	15,7	379 %	-95 %	-95 %
	ET38	331	0,539	335	715	0,025	15,8	116 %	-95 %	-95 %
	ET42	734	0,722	448	810	0,025	15,9	10 %	-97 %	-96 %
	ET83	372	0,498	309	372	0,025	15,7	0 %	-95 %	-95 %
	ET103	248	0,539	335	669	0,025	15,8	170 %	-95 %	-95 %
	ET105	252	0,539	335	672	0,025	15,8	167 %	-95 %	-95 %
	ET112	230	0,539	335	591	0,025	15,8	157 %	-95 %	-95 %
	ET114	120	0,539	334	456	0,025	15,7	280 %	-95 %	-95 %
	ET117	191	0,554	344	303	0,025	15,6	59 %	-95 %	-95 %
	ET137	179	0,554	344	233	0,025	15,8	30 %	-95 %	-95 %
	ET156	210	0,554	344	300	0,025	15,7	43 %	-95 %	-95 %
	ET159	180	0,539	335	471	0,025	15,7	162 %	-95 %	-95 %

ET164	104	0,539	335	508	0,025	15,7	387 %	-95 %	-95 %
ET176	339	0,555	345	567	0,025	15,7	67 %	-95 %	-95 %
ET182	226	0,554	344	323	0,025	15,7	42 %	-95 %	-95 %
ET189	125	0,498	309	125	0,025	15,6	0 %	-95 %	-95 %
ET197	196	0,554	344	290	0,025	15,6	48 %	-95 %	-95 %
ET198	129	0,498	309	129	0,025	15,6	0 %	-95 %	-95 %
ET200	196	0,554	344	372	0,025	15,7	90 %	-95 %	-95 %
ET206	388	0,555	345	629	0,025	15,7	62 %	-95 %	-95 %
ET207	202	0,554	344	223	0,025	15,6	10 %	-95 %	-95 %
ET209	123	0,498	309	123	0,025	15,8	0 %	-95 %	-95 %
ET210	311	0,539	335	698	0,025	15,8	125 %	-95 %	-95 %
ET218	168	0,554	344	704	0,025	15,7	320 %	-95 %	-95 %
ET226	105	0,498	309	105	0,025	15,6	0 %	-95 %	-95 %
ET228	146	0,554	344	700	0,025	15,7	381 %	-95 %	-95 %
ET241	149	0,498	309	149	0,025	15,6	0 %	-95 %	-95 %
ET246	380	0,555	345	502	0,025	15,9	32 %	-95 %	-95 %

ANNEXE VII

CARTE DE PRÉSENTATION DU CHEMINEMENT DES FLUX DE MATIÈRES, AVANT ET APRÈS LA REDISTRIBUTION, ZONES D'ÉTUDES 1 ET 2

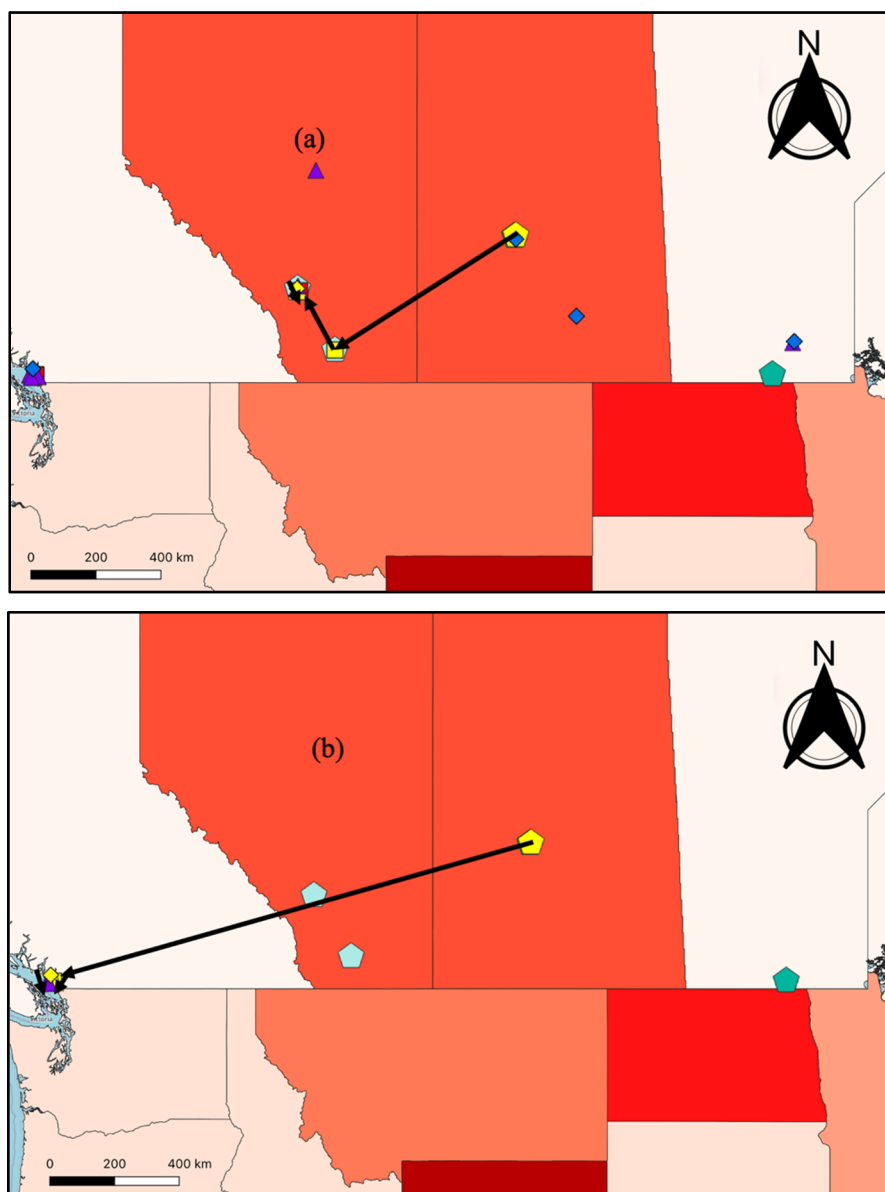


Figure-A VII-1 Carte de présentation du cheminement des flux de matières (a) avant et (b) après la redistribution pour la zone d'étude n°1 (cas particulier de l'acteur de tri CT37)

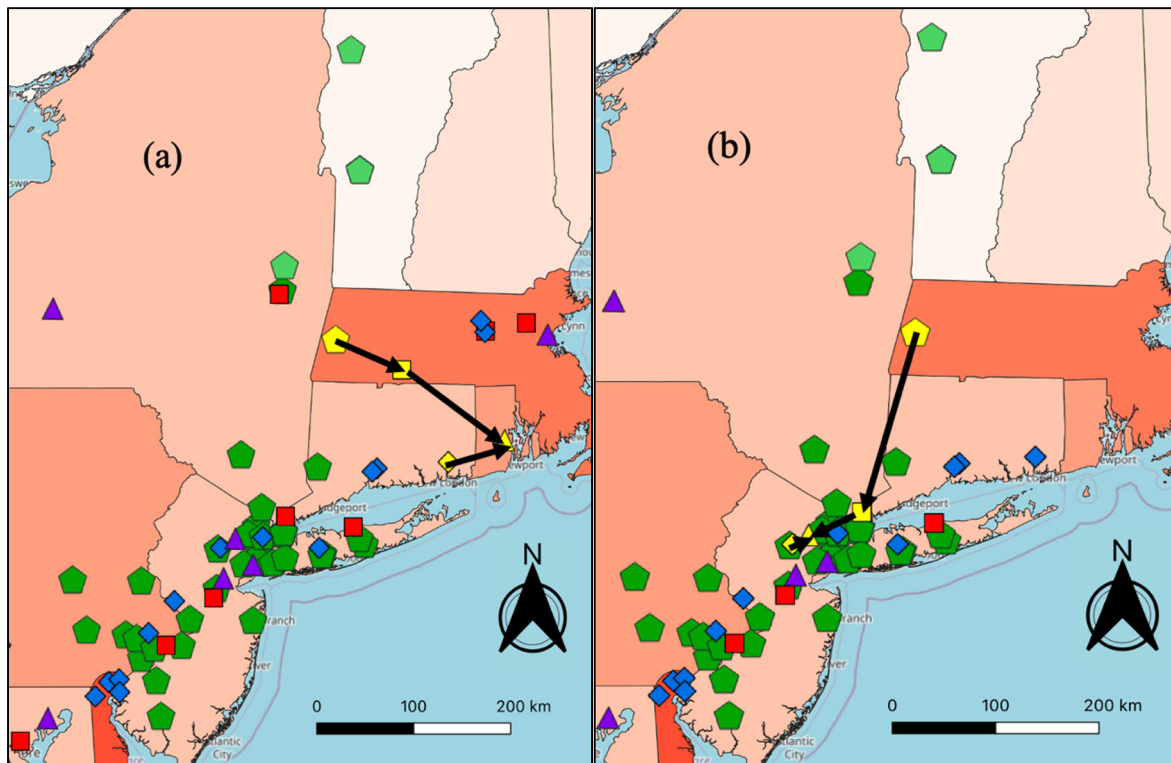


Figure-A VII-2 Carte de présentation du cheminement des flux de matières (a) avant et (b) après la redistribution pour la zone d'étude n°2 (cas particulier de l'acteur de tri ET122)

LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- BAPE. (1997). *Déchets d'hier, ressources de demain : le rapport d'enquête et d'audience publique* (Rapport n°115). Repéré à <https://www.bape.gouv.qc.ca/fr/dossiers/dechets-hier-ressources-demain/>
- Barles, S. (2017). Écologie territoriale et métabolisme urbain : quelques enjeux de la transition socioécologique. *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, 819-836. <https://doi.org/10.3917/reru.175.0819>
- Bataineh, K. M. (2020). Life-Cycle Assessment of Recycling Postconsumer High-Density Polyethylene and Polyethylene Terephthalate. *Advances in Civil Engineering*, 1-15. <https://doi.org/10.1155/2020/8905431>
- Belcher, S. L. (2011). Blow Molding. Dans *Plastics Design Library, Applied Plastics Engineering Handbook*. (pp. 267-288). Myer Kutz. doi: <https://doi.org/10.1016/C2010-0-67336-6>
- Benavides, P. T., Dunn, J. B., Han, J., Biddy, M., & Markham, J. (2018). Exploring Comparative Energy and Environmental Benefits of Virgin, Recycled, and Bio-Derived PET Bottles. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 6(8), 9725-9733. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.8b00750>
- Benavides, P. T., Lee, U., & Zarè-Mehrjerdi, O. (2020). Life cycle greenhouse gas emissions and energy use of polylactic acid, bio-derived polyethylene, and fossil-derived polyethylene. *Journal of Cleaner Production*, 277, 124010. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124010>
- Brydson, J. A. (1999). *Plastics Materials*. Butterworth-Heinemann. <https://books.google.ca/books?id=rka3nPiiRi4C>
- Canada Plastic Pact. (2021). *Foundational Research and Study: Canadian Plastic Packaging Flows*. Repéré à <https://plasticpact.ca/wp-content/uploads/2021/10/CPP-Foundational-Research-on-Canadian-Plastics-Packaging-Flows-May-2021-final.pdf>.
- CGRi. (2021). *The global circularity gap report*. Repéré à <https://www.circularity-gap.world/2020>
- Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement. (2018). *Stratégie visant l'atteinte de zéro déchet de plastique*. Repéré à <https://ccme.ca/fr/res/strategievisantlatteintedezrodchetdeplastique.pdf>

- CTTÉL. (2021). *Développement d'une approche circulaire pour le recyclage des plastiques au Québec et au Canada* (Rapport n°2019-2021/456).
- Diouf-Lewis, A. (2017). *Élaboration et évaluation d'additifs verts pour polymères et composites respectueux de l'environnement*. (Thèse de doctorat, Université Clermont Auvergne, France). Repéré à <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01729189/document>
- Durand, M., Bahers, J.-B., & Beraud, H. (2017). La mise en territoire de l'économie circulaire : Comment mettre en œuvre la proximité dans la circulation des déchets ? *Géocarrefour*, 91(3). doi : <https://doi.org/10.4000/geocarrefour.10217>
- Eerhart, A.J., Faaij, A.P., & Patel, M.K. (2012). Replacing fossil based PET with biobased PEF; process analysis, energy and GHG balance. *Energy and Environmental Science*, 5, 6407-6422. Repéré à <https://www.avantium.com/wp-content/uploads/2022/02/Eerhart-Faaij-Patel-2012-Replacing-Fossil-Based-PET-with-Biobased-PEF-process-analysis-energy-and-GHG-balances.pdf>
- Energy Information Administration (2021). *State Electricity Profiles* [Jeu de données]. Repéré à <https://www.eia.gov/electricity/state/>
- ENF Recycling (2022). Plastic Material Recovery Facilities In Canada. Repéré à <https://www.enfreycling.com/directory/plastic-mrf/Canada>
- ENF Recycling (2022). Plastic Material Recovery Facilities In United States. Repéré à <https://www.enfreycling.com/directory/plastic-mrf/United-States>
- ENF Recycling (2022). Plastic Recycling Plants In Canada. Repéré à <https://www.enfreycling.com/directory/plastic-plant/Canada>
- ENF Recycling (2022). Plastic Recycling Plants In United States. Repéré à <https://www.enfreycling.com/directory/plastic-plant/United-States>
- Environmental Protection Agency (EPA). (2021). *Emission Factors for Greenhouse Gas Inventories*. Repéré à https://www.epa.gov/sites/default/files/2021-04/documents/emission-factors_apr2021.pdf
- Environmental Systems Research Institute (Cartographe). (2022). USA Counties [Carte géographique]. Repéré à https://hub.arcgis.com/datasets/48f9af87daa241c4b267c5931ad3b226_0/explore
- Environmental Systems Research Institute Canada (Cartographe). (2022). Canadian Population & Dwelling Counts by Census Subdivision, 2016 [Carte géographique]. Repéré à <https://hub.arcgis.com/datasets/esrica-tsg::canadian-population-dwelling-counts-by-census-subdivision/2016/explore?location=46.519025%2C83.181259%2C3.00>

- Environnement et Changement Climatique Canada. (s. d.). Le gouvernement du Canada concrétise son engagement d'interdire les plastiques à usage unique néfastes. Repéré à <https://www.newswire.ca/fr/news-releases/le-gouvernement-du-canada-concretise-son-engagement-d-interdire-les-plastiques-a-usage-unique-nefastes-827301751.html>
- Environnement et Changement Climatique Canada. (2018). Charte sur les plastiques dans les océans [Déclarations]. Repéré à <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/gestion-reduction-dechets/engagements-internationaux/charte-plastiques-ocean.html>
- Environnement et Changement Climatique Canada. (2019). Étude économique sur l'industrie, les marchés et les déchets du plastique au Canada : Rapport sommaire à Environnement et Changement climatique Canada. Repéré à https://publications.gc.ca/collections/collection_2019/eccc/En4-366-1-2019-fra.pdf
- EPA. (2018). *Advancing Sustainable Materials Management: 2015 Fact Sheet*. Repéré à https://www.epa.gov/sites/production/files/2018-07/documents/2015_smm_msw_factsheet_07242018_fnl_508_002.pdf
- Gall, M., Schweighuber, A., Buchberger, W., & W. Lang, R. (2020). Plastic Bottle Cap Recycling—Characterization of Recyclate Composition and Opportunities for Design for Circularity. *Sustainability*, 12(24), 10378. <https://doi.org/10.3390/su122410378>
- GAPC. (2021). *Repenser le recyclage des emballages plastiques : solutions vers une plus grande circularité au Québec et au Canada*. Repéré à <https://www.gapc.ca/wp-content/uploads/2021/09/white-paper-final.pdf>
- Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3(7), e1700782. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>
- Glushkova, S., Lomakina, O., & Sakulyeva, T. (2019). The economy of developing countries in the context of globalization: Global supply chain management. *International Journal of Supply Chain Management*, 8(1), 876-884.
- Gouvernement du Canada (2022). *Inventaire officiel des gaz à effet de serre du Canada* [Jeu de données]. Repéré à <https://data.ec.gc.ca/data/substances/monitor/canada-s-official-greenhouse-gas-inventory/C-Tables-Electricity-Canada-Provinces-Territories/?lang=fr>
- Guérin-Schneider, L. & Tabi, M. (2017). L'Analyse du Cycle de Vie, nouvel outil d'évaluation environnementale à l'appui des politiques publiques locales : Quelle appropriation par les services d'assainissement ? *Gestion et management public*, 5(4), 61-83. <https://doi.org/10.3917/gmp.054.0061>

- Hamade, R., Hadchiti, R., & Ammouri, A. (2020). Making the Environmental Case for Reusable PET Bottles. *Procedia Manufacturing*, 43, 201-207. <https://doi.org/10.1016/j.promfg.2020.02.137>
- Héran, F. (2009). Des distances à vol d'oiseau aux distances réelles ou de l'origine des détours. *Flux*, 76-77(2-3), 110-121. <https://doi.org/10.3917/flux.076.0110>
- Honma, S., & Hu, J.-L. (2021). Cost efficiency of recycling and waste disposal in Japan. *Journal of Cleaner Production*, 284, 125274. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125274>
- Hopewell, J., Dvorak, R., & Kosior, E. (2009). Plastics recycling: Challenges and opportunities. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2115-2126. doi: <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0311>
- Kreiger, M., Anzalone, G. C., Mulder, M. L., Glover, A., & Pearce, J. M. (2013). Distributed Recycling of Post-Consumer Plastic Waste in Rural Areas. *MRS Proceedings*, 1492, 91-96. <https://doi.org/10.1557/opl.2013.258>
- Laperche, B. & Merlin-Brogniart, C. (2016). Ecologie industrielle et développement territorial durable le rôle des services. *Marché et organisations*, 25, 87 118. Repéré à <https://doi.org/10.3917/maorg.025.0087>
- Larousse, É. (s. d.). Définitions : Plastique - Dictionnaire de français Larousse. Repéré à <https://www.larousse.fr/dictionnaires/francais/plastique/61502>
- Liu, Z., Yang, J. Z., Bloomfield, A., Clark, S. S., & Shelly, M. A. (2022). Predicting recycling intention in New York state: The impact of cognitive and social factors. *Environmental Development*, 43, 100712. doi : <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2022.100712>.
- Low-Tech Magazine (s.d.). How much energy does it take (on average) to produce 1 kilogram of the following materials ? Repéré à <https://www.lowtechmagazine.com/what-is-the-embodied-energy-of-materials.html>
- Martinez-Sanchez, V., Kromann, M. A., & Astrup T. F. (2015). Life cycle costing of waste management systems: Overview, calculation principles and case studies. *Waste Management*, 36, 343-355. doi : <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.10.033>.
- Mashek, B. (2017). *Plastic Bottles Today: Innovating to Reach Today's Consume*. Repéré à <https://giecdn.blob.core.windows.net/fileuploads/file/2017/03/bottling%20plastics%20market%20watch%20report%20digital.pdf>.

- Ministère de la Transition Écologique. (2021). *La loi anti-gaspillage dans le quotidien des français : concrètement ça donne quoi ?* Repéré à https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/Document_LoiAntiGaspillage%202020.pdf
- Mossman, S. (2008) *Fantastic Plastic*. Londres, Black Dog Publishing.
- NAPCOR. (2018). *Postconsumer PET recycling activity in 2018*. Repéré à <https://napcor.com/wp-content/uploads/2021/07/Postconsumer-PET-Recycling-Activity-in-2018.pdf>
- Offenhuber, D., Lee, D., Wolf, M. I., Phithakkitnukoon, S., Biderman, A., & Ratti, C. (2012). Putting Matter in Place: Measuring Tradeoffs in Waste Disposal and Recycling. *Journal of the American Planning Association*, 78(2), 173-196. <https://doi.org/10.1080/01944363.2012.677120>
- Papong, S., Malakul, P., Trungkavashirakun, R., Wenunun, P., Chom-in, T., Nithitanakul, M., & Sarobol, E. (2014). Comparative assessment of the environmental profile of PLA and PET drinking water bottles from a life cycle perspective. *Journal of Cleaner Production*, 65, 539-550. doi : <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.09.030>.
- Plastics Europe. (2021). *Plastics: The facts 2021 – An analysis of European plastic production, demand and waste data*. Repéré à <https://plasticseurope.org/wp-content/uploads/2021/12/Plastics-the-Facts-2021-web-final.pdf>
- Potrč Obrecht, T., Jordan, S., Legat, A., & Passer, A. (2021). The role of electricity mix and production efficiency improvements on greenhouse gas (GHG) emissions of building components and future refurbishment measures. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 26(5), 839-851. <https://doi.org/10.1007/s11367-021-01920-2>
- Reclay StewardEdge. (2017). *Material Recovery Facility Mass Balance and Efficiency Study*. Repéré à <https://thecif.ca/wp-content/uploads/2018/04/971-BRA-MRF-Performance-Study-Report.pdf>
- RECYC-QUÉBEC. (2018). *Feuillet sur l'économie linéaire et l'économie circulaire*. Repéré à <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/feuillet-economie-lineaire-circulaire.pdf>
- RECYC-QUÉBEC. (2018). *Bilan 2018 de la gestion des matières résiduelles au Québec*. Repéré à <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/bilan-gmr-2018-complet.pdf>
- RECYC-QUÉBEC. (2021). *Rapport sur l'Indice de Circularité de l'Économie, Québec*. Repéré à <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/rapport-indice-circularite-fr.pdf>

- Reuters Graphics (2019). Drowning in plastic: Visualising the world's addiction to plastic bottles. Repéré à <https://graphics.reuters.com/ENVIRONMENT-PLASTIC/0100B275155/index.html>
- Ritchie, H., & Roser, M. (2018). Plastic Pollution. Our World in Data. <https://ourworldindata.org/plastic-pollution>
- Ritchie, H., Roser, M., & Rosado, P. (2020). Energy. Our World in Data. <https://ourworldindata.org/electricity-mix>
- Smart Prosperity Institute. (2018). *A Vision for a circular economy for plastics in Canada: the benefits of plastics without the waste and how we get it right*. Repéré à <https://institute.smartprosperity.ca/sites/default/files/report-circulareconomy-february14-final.pdf>
- Statistique Canada (2019). 2016 Census - Boundary files. Repéré à <https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2011/geo/bound-limit/bound-limit-2016-eng.cfm>
- The Association of Plastics Recyclers. (2018). *Life cycle impacts for postconsumer recycled resins: PET, HDPE and PP*. Repéré à <https://plasticsrecycling.org/images/library/2018-APR-LCI-report.pdf>
- The Association of Plastic Recyclers. (s.d.). *Model Bale Specification: PET Bottles*. Repéré à https://plasticsrecycling.org/images/Markets/PET_Bottles.pdf
- Thomas Register (2022). Polyethylene Terephthalate (PET) Bottles Suppliers. Repéré à https://www.thomasnet.com/nsearch.html?cov=NA&heading=7052848&typed_term=PET+BOTTLE+&searchterm=PET+BOTTLE+&what=Polyethylene+Terephthalate+%28PET%29+Bottles&WTZO=Find+Suppliers&searchsource=suppliers
- Thomas Register (2022). Polyethylene Terephthalate (PET) Resins Suppliers. Repéré à https://www.thomasnet.com/nsearch.html?cov=NA&heading=67621466&typed_term=PET+resin+pr&searchterm=PET+resin+pr&what=Polyethylene+Terephthalate+%28PET%29+Resins&WTZO=Find+Suppliers&searchsource=suppliers
- United Nations Environment Programme (UNEP). (2018). *Legal Limits on Single-Use Plastics and Microplastics: A Global Review of National Laws and Regulations*. Repéré à <https://www.unep.org/resources/report/legal-limits-single-use-plastics-and-microplastics>
- Environmental Protection Agency. (2014). *Municipal Solid Waste Generation, Recycling, and Disposal in the United States: Tables and Figures for 2012*. Repéré à https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-09/documents/2012_msw_dat_tbls.pdf

- Weitz, K. A., Thorneloe, S. A., Nishtala, S. R., Yarkosky, S., & Zannes, M. (2002). The Impact of Municipal Solid Waste Management on Greenhouse Gas Emissions in the United States. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 52(9), 1000-1011. doi: 10.1080/10473289.2002.10470843
- Wong. (2010). *A study of Plastic Recycling Supply Chain*. Repéré à <https://ciltuk.org.uk/portals/0/documents/pd/seedcornwong.pdf>
- World Economic Forum, Ellen MacArthur Foundation and McKinsey & Company. (2016). The New Plastics Economy – Rethinking the future of plastics. Repéré à <https://emf.thirdlight.com/link/faarmdpz93ds-5vmvdf/@/preview/1?o>
- Zheng, J., & Suh, S. (2019). Strategies to reduce the global carbon footprint of plastics. *Nature Climate Change*, 9(5), 374-378. <https://doi.org/10.1038/s41558-019-0459-z>