



HAL
open science

Projet SIMODEM : Simuler la MObilité des DEchets Ménagers

Jérémy Rodrigues, Adrien Beziat, Mathieu Gardrat, Natacha Gondran,
Olivier Klein, Valérie Laforest, Florence Toilier

► **To cite this version:**

Jérémy Rodrigues, Adrien Beziat, Mathieu Gardrat, Natacha Gondran, Olivier Klein, et al.. Projet SIMODEM : Simuler la MObilité des DEchets Ménagers. [Rapport de recherche] Livrable n°2, Labex IMU. 2021, pp.151. emse-03364273

HAL Id: emse-03364273

<https://hal-emse.ccsd.cnrs.fr/emse-03364273v1>

Submitted on 22 Oct 2021

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Projet SIMODEM : Simuler la MObilité des DEchets Ménagers

Livrable n°2

Méthodologie de l'évaluation environnementale et principaux résultats de la collecte de données

Jérémy Rodrigues, Adrien Beziat,
Mathieu Gardrat, Natacha Gondran, Olivier Klein, Valérie Laforest,
Florence Toilier

21/07/2021



LABORATOIRE
AMÉNAGEMENT
ÉCONOMIE
TRANSPORTS

TRANSPORT
URBAN PLANNING
ECONOMICS
LABORATORY



EVS

Environnement,
Ville, Société
UMR 5600

deep



Sommaire

Sommaire.....	2
Liste des figures.....	4
Liste des tableaux.....	6
Glossaire.....	9
Introduction.....	10
Section 1 - Caractérisation des flux de déchets de la Métropole de Lyon.....	12
1.1 - Rappel des données du livrable 1.....	15
1.2 - Caractérisation du gisement de déchets ménagers et assimilés.....	18
1.2.1 - Caractérisation du gisement d'ordures ménagères résiduelles.....	18
1.2.2 - Compilation des flux de déchets – tous types de collecte confondus.....	19
1.3 - Construction de la Matrice Origine Destination des Déchets.....	20
1.3.1 - Structure de la Matrice Origine Destination.....	20
1.3.2 - Exclusions du périmètre de la Matrice Origine Destination.....	21
1.3.3 - Description des filières.....	24
1.4 - Identification des principales filières pour l'évaluation environnementale.....	27
Section 2 - Evaluation de la Durabilité Environnementale Absolue de la gestion des déchets de la Métropole de Lyon.....	29
2.1 - Etape 1 : Définition des objectifs et du périmètre de l'étude.....	30
2.1.1 - Objectifs de l'étude.....	30
2.1.2 - Périmètre de l'évaluation environnementale.....	31
2.1.3 - Choix de la méthode d'évaluation environnementale et de normalisation... ..	37
2.2 - Etape 2 : Inventaire du Cycle de Vie.....	41
2.2.1 - Collecte et transport.....	46
2.2.2 - Centre de tri.....	49
2.2.3 - Incinération.....	51
2.2.4 - Enfouissement.....	60
2.2.5 - Recyclage.....	61
2.3 - Etape 3 : Evaluation des Impacts du Cycle de Vie.....	63
2.3.1 - Analyse des contributions aux impacts globaux.....	63
2.3.2 - Analyse des contributions aux impacts de l'incinération et de l'enfouissement (OMR et refus de tri).....	69

2.4	- Etape 4 : Interprétation des résultats	74
2.4.1	- Evaluation de la Durabilité Environnementale Absolue	74
2.4.2	- Mobilité des déchets	82
2.4.3	- Traitement des déchets	93
Section 3	- Perspectives.....	99
3.1	- Perspectives pour l'utilisation de la caractérisation des déchets	99
3.1.1	- Appui à la construction de scénarios prospectifs.....	99
3.1.2	- Modélisation plus fine des impacts environnementaux des transports des déchets	101
3.2	- Amélioration de l'évaluation des impacts environnementaux	101
3.2.1	- Bénéfice environnemental associé aux économies de ressources : perspectives pour la prévention.....	101
3.2.2	- Intégration des impacts du changement d'usage des sols	103
Section 4	- Modélisation fine de la mobilité des déchets ménagers	104
4.1	- Les données d'entrées du modèle de mobilité des déchets ménagers.....	105
4.1.1	- Répartition et caractéristiques de la population du Grand Lyon	105
4.1.2	- Localisation des équipements liés à la collecte et au tri des déchets	107
4.2	- Modèles comportementaux	110
4.2.1	- Modèles de régression logistique ordinale	110
4.2.2	- Modélisation stochastique des pratiques par les individus.....	115
4.2.3	- Estimation du nombre de trajets en déchèterie et production de déchets occasionnels.....	117
4.2.4	- Estimation de la proportion de tri pour les déchets usuels.....	118
4.3	- Les modèles liés à la collecte, aux apports volontaires, et au transport des déchets	119
4.3.1	- Les apports volontaires en déchèterie : le choix d'un modèle gravitaire.....	119
4.3.2	- Simuler les tournées de collecte des OMR, des déchets de la collecte sélective, et du verre	122
4.3.3	- Affectation des flux de la matrice Origine-Destination au réseau	e128
4.4	- Modélisation des émissions directes liées à la mobilité des déchets.....	131
4.4.1	- Modélisation des émissions avec le logiciel COPERT V	131
4.4.2	- Les estimations des émissions directes liées à la mobilité des déchets	136
Bibliographie	148

Liste des figures

Figure 1.1 : Répartition des déchets issus des OMR, de la collecte sélective, et des déchèteries, selon le mode de collecte (538 012 t/an) (Beziat, et al., 2020).....	18
Figure 1.2 : Composition des OMR collectées sur la Métropole de Lyon en 2017 (310 504 t/an) – Source : MODECOM.....	19
Figure 1.3 : Répartition des déchets issus des OMR, de la collecte sélective (CS) et de déchèterie, par mode de collecte et par type pour l'année 2017 (538 012 t/an). Sources : Métropole de Lyon, MODECOM.....	20
Figure 1.4 : Description du périmètre de la Matrice Origine Destination	22
Figure 1.5 : Contributions des filières de valorisation des déchets aux bilans massiques et aux besoins de transports des déchets	27
Figure 2.1 : Etapes successives de l'Analyse de Cycle de Vie.....	29
Figure 2.2 : Description du périmètre de l'ACV conduite dans SIMODEM. Les émissions directes constituent le foreground du système étudié ; les émissions indirectes son background.	36
Figure 2.3 : Répartition des transports effectués par camion selon leur norme d'émission et leur charge utile moyenne	47
Figure 2.4 : Parts de marché des camions par charge utile et par norme d'émission, en % du besoin en transport total (t*km), d'après ecoinvent.....	49
Figure 2.5 : Comparaison entre le fonctionnement d'un centre de tri et sa représentation par ecoinvent	51
Figure 2.6 : Répartition des déchets incinérés par la Métropole en 2017, par origine - Total : 386 605 t (Grand Lyon, 2017).....	52
Figure 2.7 : Contribution des principales étapes de la gestion des déchets aux enjeux environnementaux (impact des filières + impact évité). Les impacts sont classés du plus faible bénéfice net au plus fort (de gauche à droite), en proportion de l'enjeu environnemental total de chaque catégorie.....	67
Figure 2.8 : Contribution des différentes filières de gestion des déchets aux enjeux environnementaux (impact des filières + impact évité).....	68
Figure 2.9 : Répartition des impacts de la gestion des OMR et refus de tri entre leurs principaux contributeurs (en % de l'enjeu environnemental total pour la gestion de ces déchets).....	73
Figure 2.10 : Contribution des principales étapes de la gestion des déchets aux enjeux environnementaux (impact des filières + impact évité). Les impacts sont normalisés par la charge environnementale acceptable des habitants de la Métropole.....	78

Figure 2.11 : Contribution des principales filières de gestion des déchets aux enjeux environnementaux (impact des filières + impact évité). Les impacts sont normalisés par la charge environnementale acceptable des habitants de la Métropole.....	79
Figure 2.12 : Impacts de la mobilité des déchets de la Métropole de Lyon pour l'année 2017, exprimés en équivalents habitants durables.....	83
Figure 2.13 : Contributions des émissions directes de la phase d'utilisation des véhicules aux impacts du transport de déchets par ces derniers (en % des impacts par t*km)	83
Figure 2.14 : Comparaison des impacts des différentes filières de gestion des déchets, par tonne de déchet traitée. En orange : impact des procédés de traitement, en bleu : impacts évités par les ressources économisées. Filières : recyclage (acier, aluminium, carton, gravats, papier, verre), compostage (végétaux), incinération, enfouissement (encombrants)	96
Figure 2.15 : Comparaison des impacts (Traitement) et bénéfiques (Substitution) de l'incinération et du compostage. Valeurs exprimés en % des impacts de l'incinération.....	98
Figure 3.1 : Caractérisation des OMR selon les actions de prévention possibles pour réduire leur production (310 504 t) – Source : MODECOM	100
Figure 4.1 : Briques du modèle de la mobilité des déchets ménagers	104
Figure 4.2 : Localisation des UTVE et CST sur le territoire de la Métropole de Lyon.....	107
Figure 4.3 : Localisation des SAV sur le territoire de la Métropole.....	108
Figure 4.4 : Périmètres des secteurs de collecte et localisation des dépôts de véhicules de collecte sur le territoire de la Métropole	109
Figure 4.5 : Localisation des déchèteries gérées par la Métropole de Lyon	110
Figure 4.6 : Distribution du nombre de trajets annuels pour ceux qui vont parfois en déchèterie (gauche) et ceux qui vont très souvent en déchèterie (droite)	117
Figure 4.7 : Distribution de la proportion des trajets en déchèterie en fonction de la proximité de la déchèterie au répondant.....	120
Figure 4.8 : Comparaison des trajets réels et des trajets simulés par le modèle de fréquentation des déchèteries.....	121
Figure 4.9 : Superposition des IRIS (frontières rouges), des tronçons de routes (linéaire noir), et des adresses (points noirs).....	124
Figure 4.10 : Programmation des tournées de collecte	125
Figure 4.11 : Comparaison des vkm observés et simulés répartis par commune	126
Figure 4.12 : Exemple d'une tournée de collecte des silos à verre dans le nord du 6 ^{ème} arrondissement de Lyon	128
Figure 4.13 : Le réseau routier modélisé pour l'aire urbaine de Lyon dans Visum.....	129
Figure 4.14 : Les émissions de NOx en fonction de la vitesse de circulation dans COPERT V	132
Figure 4.15 : Les impacts directs de la mobilité des déchets selon les étapes logistiques.....	138

Figure 4.16 : Les impacts directs de la mobilité des déchets selon les étapes logistiques.....	138
Figure 4.17 : Les facteurs d'émissions de CO ₂ et de NO _x par VKM et tonnes, selon les étapes logistiques	139
Figure 4.18 : Les facteurs d'émissions de CO ₂ et de NO _x par tonnes, selon les filières.....	141
Figure 4.19 : Les émissions de CO ₂ (gauche) et de NO _x (droite) par filières	142
Figure 4.20 : La répartition des émissions de CO ₂ (gauche) et de NO _x (droite) par filières....	143
Figure 4.21 : La répartition des émissions de CO ₂ (gauche) et de NO _x (droite) par type de déchets	144

Liste des tableaux

Tableau 1.1 : Différences de niveau de détail requis par les modules développés dans SIMODEM, concernant les flux de déchets et transports associés	14
Tableau 1.2 : Répartition des 538 012 tonnes de DMA collectées et résidus d'incinération gérés par la Métropole de Lyon en 2017, vers leurs exutoires (Beziat, et al., 2020).....	16
Tableau 1.3 : Extrait de la Matrice Origine Destination dans le cas de la filière Papier / Carton, décrivant les types des sites d'origine et de destination des flux, ainsi que les quantités en jeu (t/an).....	21
Tableau 1.4 : Extrait de la Matrice Origine Destination dans le cas de la filière Papier / Carton, en incluant le séquençage chronologique des transports et le statut du site de destination (flux en t/an).....	21
Tableau 1.5 : Filières prises en compte dans la Matrice Origine Destination et description des flux.....	24
Tableau 1.6 : Répartition des flux de DMA décrits dans la MOD (donc issus de la collecte sélective et des déchèteries), selon leurs filières (en ligne) et leurs exutoires finaux (en colonne) et bilan massique (en tonnes/an).....	26
Tableau 1.7 : Bilan des flux de DMA et résidus d'incinération dirigés vers les exutoires finaux (tonnages, distances totales parcourues et besoins en transport associés en 2017)	28
Tableau 2.1 : Types de déchets retenus dans le périmètre de l'ACV et filières de traitement modélisées	33
Tableau 2.2 : Succession des étapes du cycle de vie des déchets et prise en compte dans le périmètre de l'ACV	35
Tableau 2.3 : Compilation des catégories d'impacts étudiées par l'ILCD et l'EF (EC-JRC, 2011; Fazio, et al., 2018) et des charge environnementales par habitant correspondants, calculés par (Bjørn & Hauschild, 2015; Sala, et al., 2020)	39

Tableau 2.4 : Résumé des données utilisées pour le calcul des impacts environnementaux et datasets utilisés	42
Tableau 2.5 : Distances parcourues (km) par les camions en circulation en France en 2014 par catégorie (taille) et par norme d'émission	47
Tableau 2.6 : Parts de marché des camions par charge utile et par norme d'émission, en % du besoin en transport total (t*km), d'après ecoinvent.....	49
Tableau 2.7 : Caractéristiques des UTVE de Rillieux-la-Pape et de Gerland	52
Tableau 2.8 : Description des principaux flux générés par l'incinération en 2017, pour 386 605 t de déchets incinérés	54
Tableau 2.9 : Bilan énergétique de l'incinération pour l'UTVE de Rillieux (VALORLY, 2016).....	57
Tableau 2.10 : Comparaison des bilans énergétiques de l'UTVE Rillieux entre données sources et modélisées par WILCI, en pourcentage du PCI des déchets.....	58
Tableau 2.11 : Consommations énergétiques pour l'extraction de métaux des mâchefers calculées avec l'outil WILCI (Beylot, et al., 2017).....	59
Tableau 2.12 : Synthèse des consommables utilisés par l'UTVE de Rillieux-la-Pape en 2017 pour l'incinération de 145 714 tonnes de déchets, telle qu'entrée dans WILCI.....	60
Tableau 2.13 : Description des types d'installations de stockage sous ecoinvent.....	60
Tableau 2.14 : Impacts environnementaux de chaque étape de la gestion des déchets,.....	66
Tableau 2.15 : Impacts des différentes étapes de la gestion des OMR, des refus de tri et des résidus de leur incinération	71
Tableau 2.16 : Impacts normalisés de la gestion des déchets (mobilité et traitement) et des ressources que leur valorisation permet d'économiser	76
Tableau 2.17 : Contribution des différents secteurs d'activité à la création de valeur et à la rémunération des salariés en France en 2016 (INSEE, 2018)	81
Tableau 2.18 : Comparaison des impacts de différents modes de transports modélisés sous ecoinvent	86
Tableau 2.19 : Correspondance proposée entre les méthodes ReCiPe MidPoint, utilisée dans le projet ANNONA, et ILCD 2018, utilisée dans SIMODEM.....	87
Tableau 2.20 : Facteurs d'émission pour la phase d'utilisation des véhicules, calculés avec la méthode ReCiPe MidPoint (H) (EMISIA, 2015)	90
Tableau 2.21 : Ratios des facteurs d'émission entre les données ecoinvent et les données COPERT, issues du projet ANNONA (EMISIA, 2015)	92
Tableau 2.22 : Réduction des impacts directs des véhicules, pour un même PTAC et une même norme, permise par le passage du diesel au GNV. Données issues du projet ANNONA (EMISIA, 2015).....	93

Tableau 2.23 : Comparaison des impacts et bénéfices des procédés d'incinération et de compostage, par tonne de déchet traitée.....	97
Tableau 4.1 : Variables extraites du fichier Individus de l'INSEE.....	106
Tableau 4.2 : Variables utilisées dans les différentes régressions logistiques ordinales	112
Tableau 4.3 : Résultats des régressions logistiques ordinales pour les différents modèles....	113
Tableau 4.4 : Véhicules utilisés en 2015 par les habitants de l'Aire Urbaine de Lyon (d'après François, 2019).....	134
Tableau 4.5 : Flotte de véhicules pour la collecte des déchets	135
Tableau 4.6 : Les coefficients de retour à vide, estimés à partir de la proportion de transport en compte propre pour le transport de « Matières premières secondaires – déchets » (source : base TRM).....	136

Glossaire

ACV	Analyse de Cycle de Vie
AESA	Evaluation de la Durabilité Environnementale Absolue (ou Absolute Environmental Sustainability Assessment, en anglais)
APV	Apports volontaires en déchèterie
CS	Collecte Sélective
DMA	Déchets Ménagers et Assimilés
DDS	Déchets Diffus Spécifiques
EICV	Evaluation des Impacts du Cycle de Vie
ICV	Inventaire du Cycle de Vie
ISDD	Installation de Stockage de Déchets Dangereux
ISDI	Installation de Stockage de Déchets Inertes
ISDND	Installation de Stockage de Déchets Non Dangereux
JRC	Joint Research Center, institut de recherche de la Commission Européenne
MOD	Matrice Origine Destination
MODECOM	Mode de caractérisation des déchets ménagers et assimilés, référentiel national ADEME
OMR	Ordures Ménagères Résiduelles
UTVE	Unité de Traitement et de Valorisation Energétique
zero burden assumption	Hypothèse de modélisation en ACV, selon laquelle les coproduits issus de la valorisation des déchets (e.g. chaleur d'incinération, matières recyclées) ne se voient attribuer aucune charge environnementale. Les impacts du procédé de traitement sont intégralement attribués au déchet traité.

Introduction

L'objectif du projet SIMODEM est d'analyser les déterminants de la mobilité associée aux déchets produits par les ménages sur le territoire du Grand Lyon. Cette mobilité est comprise comme l'articulation de l'ensemble des dispositifs sociotechniques, mis en œuvre par les ménages eux-mêmes et par les entreprises et les collectivités territoriales, permettant d'assurer le transport de déchets ménagers depuis leur production jusqu'à leur site de valorisation ou d'élimination.

Le livrable 1 du projet (Beziat, et al., 2020) a été l'occasion de présenter plusieurs résultats importants de SIMODEM. En particulier, y sont présentées les méthodes de construction, d'administration, de traitement et d'analyse, ainsi que les principaux résultats des enquêtes par questionnaire. Ces résultats servent pour les modèles de tri des déchets et de mobilité pour apports volontaires présentés dans ce document. Le précédent rapport compile également les résultats de la démarche de collecte et de traitement des données liées à la gestion des déchets (transport, stockage, tri, traitement, élimination) produits dans la Métropole de Lyon. Ces résultats servent à l'ensemble de la démarche d'estimation des impacts environnementaux de la gestion des déchets ménagers. Enfin, le premier livrable introduisait les principes et les bases de données mobilisés dans le cadre du modèle d'Analyse en Cycle de Vie qui est utilisé et présenté plus en détail dans ces pages.

Le présent livrable est le second et dernier rapport produit dans le cadre du projet SIMODEM. Son objectif est de présenter la démarche d'évaluation environnementale de la gestion des déchets ménagers sur le territoire de la Métropole de Lyon. Cette démarche articule deux cadres de modélisation : un modèle d'Analyse en Cycle de Vie, permettant de mesurer les impacts environnementaux de la fin de vie du déchet, prenant en compte sa collecte, son transport, son traitement, et les bénéfices environnementaux liés aux économies de ressources permises par le recyclage ; et un ensemble de modèles prenant en compte les déterminants de la mobilité des déchets ménagers et permettant de représenter très finement les différentes opérations (tri, évacuation, transport), mises en place par les ménages, les entreprises et les services de la Métropole, qui permettent leur mise en mobilité. Le premier cadre a donc une approche macroscopique, globale, et quasi-exhaustive des impacts environnementaux. Le second une approche microscopique visant à une analyse détaillée des impacts environnementaux directs (émissions liés à l'usage des véhicules) de la mobilité.

Ce rapport se compose de quatre sections. Les trois premières présentent le cadre de l'Analyse en Cycle de Vie, tandis que la dernière présente le cadre de la modélisation fine de la mobilité des déchets. Dans la **section 1** sont présentées en détail les différentes filières de collecte et d'évacuation des déchets de la Métropole de Lyon. Cette revue des différentes filières permet notamment de justifier certains choix effectués pour les filières retenues pour l'Analyse en Cycle de Vie. La **section 2** présente en détail la démarche du modèle (bases de données utilisées, périmètre de l'évaluation, inventaire du cycle de vie) et compile les principaux résultats de cette évaluation. La **section 3** propose des perspectives et des pistes de travail découlant de ces résultats. Enfin, dans la **section 4** est exposée la démarche de modélisation fine des impacts directs générés par la mobilité des déchets et les principaux résultats de ces modèles.

Section 1 - Caractérisation des flux de déchets de la Métropole de Lyon

Cette section a pour objectif de caractériser les flux de déchets ménagers et assimilés (DMA) de la Métropole générés en 2017. Elle assure la continuité du travail présenté dans le livrable 1 du projet SIMODEM, section 4 (Beziat, et al., 2020), qui dressait un état des lieux des données disponibles. Ces données sont issues des rapports d'activité de la Métropole et des entretiens conduits avec ses agents. Elles ont permis d'évaluer les tonnages de DMA générés, selon leur type et mode de collecte, ainsi que les distances parcourues par ces déchets jusqu'à leurs exutoires finaux. En fonction des objectifs poursuivis par le LAET et EVS, le niveau de détail recherché dans la caractérisation des flux a varié (Tableau 1.1) :

- **Pour l'évaluation environnementale, conduite par EVS**, il était nécessaire d'identifier les filières de traitement de déchets les plus significatives en termes (1) de production annuelle et (2) de besoins en transports, pour définir le périmètre de l'évaluation environnementale de l'existant, qui fait l'objet de la Section 2 -. Les impacts environnementaux des filières de traitement dépendant de la composition des déchets, la caractérisation des types de déchets a été approfondie, notamment pour les OMR, qui représentent le flux principal. A l'inverse, les besoins en transport ont été estimés à partir de l'emplacement des exutoires finaux (ville / département / pays), pour fixer des ordres de grandeur des distances parcourues. Ceci a notamment permis de déterminer si la collecte et le transport sont des contributeurs significatifs des impacts de la filière complète, comparés aux impacts du traitement des déchets ;
- **Pour la caractérisation des transports, conduite par le LAET**, la composition détaillée des déchets n'a que peu d'incidence sur les modalités de transports ; par contre, il était nécessaire de décrire précisément les trajets effectués. Ainsi, chaque flux de déchet a été caractérisé selon son type, tonnage, et l'adresse de ses origine et destination. Ce processus inclut tous les transports de déchets depuis leur site de première réception après collecte ou apport volontaire (déchèterie, centre de tri, incinérateur) jusqu'à leur exutoire final. Ces informations sont compilées dans une Matrice Origine/Destination (MOD). Ce niveau de détail permet d'affiner les données ci-dessus et de caractériser les trajets parcourus par les déchets (quelles routes empruntées, quels régimes de vitesse), pour permettre une évaluation plus précise des impacts environnementaux du transport des déchets.

Cette section détaille les résultats obtenus par ces deux approches. Dans un premier temps, les données issues du livrable 1 sont rappelées. La caractérisation des déchets est ensuite affinée. La matrice Origine Destination, telle qu'elle est construite actuellement, est ensuite présentée. Sur la base de ces éléments, les principaux types de déchets en termes de production et de besoins en transport sont enfin identifiés pour définir le périmètre de l'évaluation environnementale.

Tableau 1.1 : Différences de niveau de détail requis par les modules développés dans SIMODEM, concernant les flux de déchets et transports associés

	Quantités de déchets produites		Transport jusqu'à l'exutoire final
	Gros flux (OMR)	Petits flux	
Evaluation environnementale (ACV)	Désagrégés pour être caractérisés plus finement (MODECOM), afin de modéliser les impacts environnementaux de leur gestion actuelle et d'identifier des scénarios possibles (modes de collecte alternatifs, amélioration du tri, prévention, etc.).	Exclus du périmètre de l'étude, si leurs quantités sont négligeables ou s'ils sont trop diversifiés	Distances estimées : en première approximation, seuls les ordres de grandeur importent
Caractérisation de la mobilité (MOD)	Agrégés car leur composition détaillée n'a pas d'incidence significative sur leur logistique	Inclus dans le périmètre : met en évidence des profils logistiques différents	Origine et destination détaillées (mesure exacte) : caractérisation fine des transports, en termes de type de trajet, distance

1.1 - Rappel des données du livrable 1

Le rapport d'activité de la Métropole de Lyon de 2017 sur la gestion des déchets ménagers détaille un certain nombre de flux de déchets collectés par les services de la Métropole, qu'il s'agisse :

- de Déchets Ménagers et Assimilés, issus de la collecte d'OMR, de collecte sélective, d'apports en déchèterie
- ou de déchets issus d'autres modes de collecte (Grand Lyon, 2017).

Le livrable 1 du projet SIMODEM dresse une première compilation de ces données, affinées à la suite d'échanges avec les agents de la Métropole (Beziat, et al., 2020). Le Tableau 1.2 résume ces flux, selon leur type de collecte, leur nature (Type de déchet), leur composant principal (Type de substance), leur origine et destination, quantité (en tonnes), et selon que le flux considéré est dirigé vers son exutoire final ou qu'il ne fait que transiter sur son site de destination. Dans ce dernier cas, la destination finale du flux est précisée, sauf pour les déchets issus de déchèterie, pour lesquels le détail rendrait le tableau illisible : certains flux sortant de déchèterie transitent en effet par plusieurs étapes (centre de tri, de stockage intermédiaire, incinération, enfouissement, recyclage).

A noter que les déchets sortant des incinérateurs, après incinération des DMA (filiale UTVE) ne sont pas, à proprement parler, des DMA collectés auprès des ménages, mais leur volume est suffisamment conséquent pour justifier qu'ils soient inventoriés.

Il ressort de ces données qu'en 2017, la Métropole de Lyon a produit 538 012 tonnes de déchets ménagers, dont 310 504 t d'ordures ménagères résiduelles (OMR, collectées dans les « poubelles grises »). La Figure 1.1 présente la répartition des déchets issus des OMR, de la collecte sélective et des déchèteries de la Métropole de Lyon. Ces données seront désagrégées dans les paragraphes suivants pour satisfaire les besoins de l'évaluation environnementale et de la construction de la MOD.

Tableau 1.2 : Répartition des 538 012 tonnes de DMA collectées et résidus d'incinération gérés par la Métropole de Lyon en 2017, vers leurs exutoires (Beziat, et al., 2020)

Type collecte	Origine	Type déchets	Type substance	Destination	Quantité en tonnes par an
Collecte Sélective	Centre de tri	Métal	Métal	Recyclage	1 099
		Papier / carton	Papier / carton	Recyclage	38 013
		Plastique	Plastique	Recyclage	3 171
		Refus de tri	Refus de tri	ISDND	5 446
				UTVE	16 337
Verre	<i>Ménages</i>	<i>Verre</i>	<i>Verre</i>	<i>Centre de tri</i>	<i>30 681</i>
	Centre de tri	Verre	Verre	Recyclage	30 681
Déchèterie	Déchèterie	Ampoules	Ampoules	-	22
		Bois	Bois	-	15 975
		DDS	DDS	-	1 544
		DEEE	DEEE	-	5 824
		Encombrants	Encombrants	-	18 274
		Gravats	Gravats	-	30 637
		Huile	Huile	-	270
		Métaux	Métaux	-	6 466
		Meubles	Meubles	-	12 663
		Papier / carton	Papier / carton	-	8 060
Piles	Piles	-	33		

		Plâtre	Plâtre	-	3 763
		Textile	Textile	-	609
		Végétaux	Végétaux	-	28 621
OMR	Ménages	OMR	OMR	ISDND	8 384
				UTVE	292 184
				UTVE hors Métropole	1 553
				<i>Quai de transfert</i>	8 384
	Quai de transfert	OMR	OMR	UTVE	8 384
UTVE	UTVE	REFIOM	Gâteau	ISDD	592
			Suie	ISDD	3 296
				Remblais	3 296
		Métaux ferreux	Métaux ferreux	Recyclage	4 149
		<i>Mâchefers</i>	<i>Mâchefers</i>	<i>Maturation</i>	69 118
	Maturation	Mâchefers	Mâchefers	ISDND	3 456
				Remblais	63 243
			Métaux ferreux	Recyclage	1 590
			Métaux non ferreux	Recyclage	829

Les flux marqués en rouge italique sont des flux intermédiaires qui ne font que transiter sur leur site de destination. Mis à part pour les déchets issus de déchèterie, les exutoires finaux des déchets sont systématiquement renseignés dans la suite du tableau.

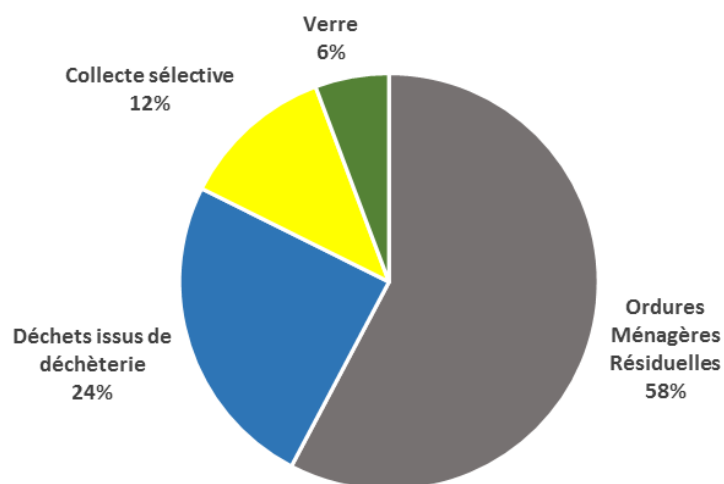


Figure 1.1 : Répartition des déchets issus des OMR, de la collecte sélective, et des déchèteries, selon le mode de collecte (538 012 t/an) (Beziat, et al., 2020)

1.2 - Caractérisation du gisement de déchets ménagers et assimilés

Le Tableau 1.2 et la Figure 1.1 font ressortir que les OMR représentent l'essentiel des DMA produits par la Métropole. La grande majorité de ces OMR est incinérée, une petite proportion (moins de 3 %) étant enfouie en ISDND. Dans une perspective d'évaluation environnementale, il est possible de modéliser les impacts de l'incinération et de l'enfouissement des OMR à partir de données génériques de la base de données Ecoinvent.

Cependant, vu la prépondérance massive des flux d'OMR actuellement incinérées, et les évolutions attendues des consignes de tri, il est apparu nécessaire de caractériser plus finement ces flux, afin de réduire les incertitudes sur les impacts environnementaux de leur incinération et d'identifier des scénarios possibles pour la suite du projet (modes de collecte alternatifs, amélioration du tri, prévention, etc.). L'ensemble de ces données (caractérisation des déchets, scénarios envisageables) a en effet une importance significative sur le choix du périmètre de l'ACV (cf. - Périmètre de l'évaluation environnementale).

1.2.1 - Caractérisation du gisement d'ordures ménagères résiduelles

La Figure 1.2 indique la composition des OMR telle que mesurée par la Métropole dans le cadre de la campagne du MODECOM. Il en ressort que les OMR sont marquées par une très forte proportion de matières organiques putrescibles (46% comprenant : déchets alimentaires,

fines, papiers souillés, déchets hygiéniques, déchets verts), et 39% de déchets plastiques et fibreux (papiers / cartons). Avec les consignes de tri en place en 2017, les fibreux pouvaient d’ores-et-déjà faire l’objet d’une collecte sélective, au lieu d’être jetés dans la poubelle d’OMR. En 2020, l’extension des consignes de tri a eu pour vocation de rediriger l’ensemble des flux de plastique vers la collecte sélective ; il est également prévu de faire de même pour les déchets organiques.

Les futures politiques de prévention / collecte des déchets (extension des consignes de tri pour les déchets en plastique, traitement des biodéchets) concernent donc près de 85% du gisement total d’OMR, ce qui confirme la pertinence de leur caractérisation via le MODECOM.

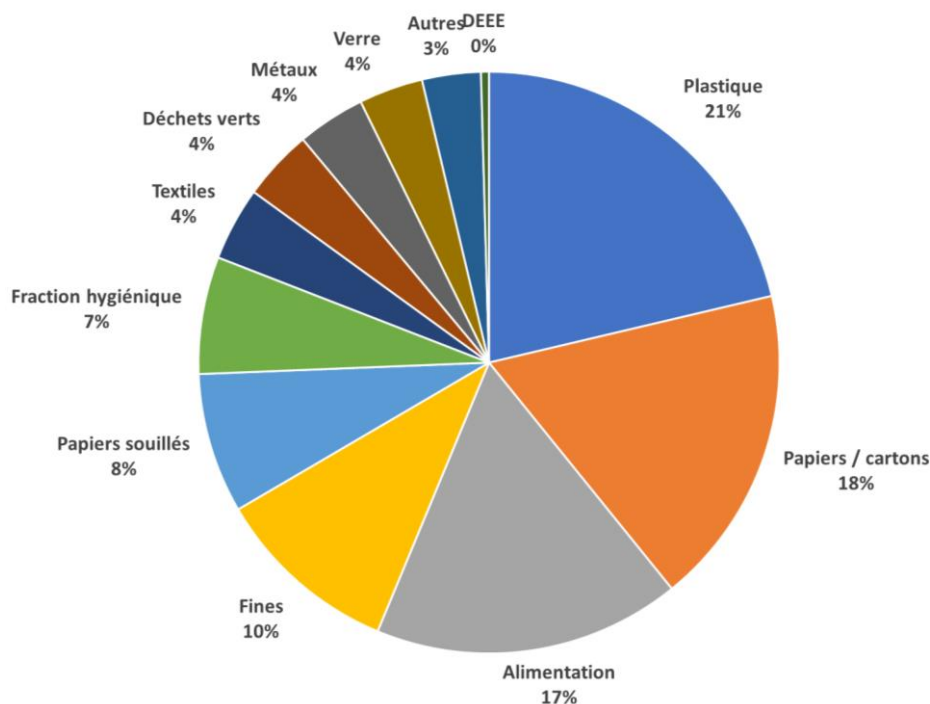


Figure 1.2 : Composition des OMR collectées sur la Métropole de Lyon en 2017 (310 504 t/an) – Source : MODECOM

1.2.2 Compilation des flux de déchets – tous types de collecte confondus

La Figure 1.3 compile les données présentées précédemment et désagrège les flux d’OMR par type de substance. Il en ressort que la quasi-totalité des déchets organiques / plastiques et une fraction importante des papiers / cartons n’était pas triée (avant extension des consignes de tri). Cela dénote un fort potentiel d’amélioration qui peut faire l’objet de scénarios, comme cela sera précisé dans la Section 3 -.

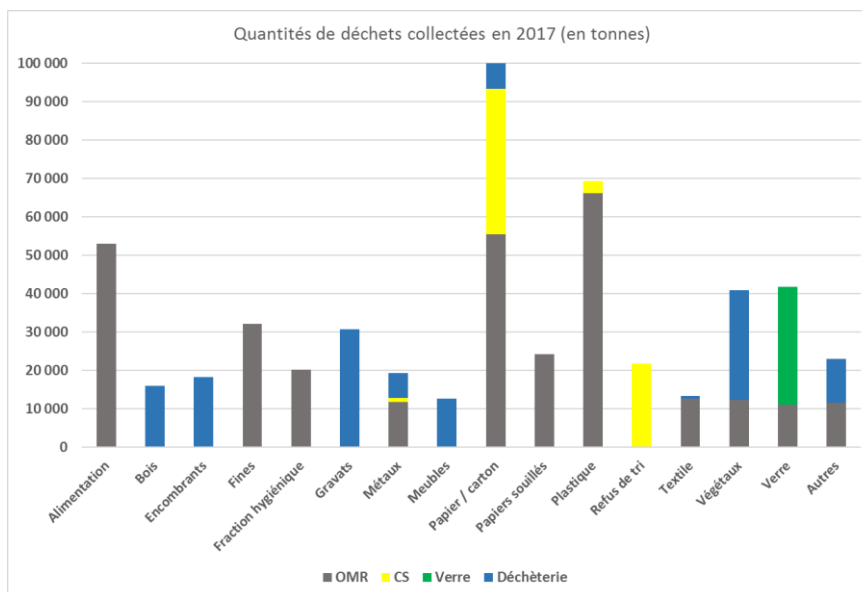


Figure 1.3 : Répartition des déchets issus des OMR, de la collecte sélective (CS) et de déchèterie, par mode de collecte et par type pour l'année 2017 (538 012 t/an). Sources : Métropole de Lyon, MODECOM

1.3 - Construction de la Matrice Origine Destination des Déchets

1.3.1 - Structure de la Matrice Origine Destination

La Matrice Origine Destination (MOD) a été construite à partir d'entretiens avec les agents de la Métropole et des rapports d'activité. Elle inventorie les flux de DMA (Déchets Ménagers et Assimilés) transportés depuis leur lieu de première réception jusqu'à leur exutoire final, pour peu que celui-ci soit un site clairement identifié. Ces flux sont décrits selon plusieurs caractéristiques :

- le mode de collecte initial des déchets (collecte métropolitaine, sélective, apport volontaire des ménages en déchèterie) ;
- la filière de valorisation concernée (18 catégories) ;
- le type de déchet (46 catégories) ;
- le type de transport considéré, en termes de site de destination (vers une ISD, un centre de tri – regroupement – stockage, un site de valorisation énergétique ou matière) ;
- le site d'origine du déchet (type, adresse) ;
- le site de destination du déchet (type, adresse)

Un même déchet peut être comptabilisé plusieurs fois s'il transite par plusieurs sites. Par exemple, le Tableau 1.3 présente une synthèse des flux identifiés dans la MOD pour les papiers / cartons.

Tableau 1.3 : Extrait de la Matrice Origine Destination dans le cas de la filière Papier / Carton, décrivant les types des sites d'origine et de destination des flux, ainsi que les quantités en jeu (t/an)

SITE_ORI_TYPE	SITE_DEST_TYPE	TONNES
CENTRE DE TRI	RECYCLAGE PAPIERS / CARTONS	36 614
DECHETERIE	SITE TRI - RGRPT – STOCK*	8 061
SITE TRI - RGRPT - STOCK	RECYCLAGE CARTONS	5 435
SITE TRI - RGRPT - STOCK	SITE TRI - RGRPT - STOCK	2 626
SITE TRI - RGRPT - STOCK	RECYCLAGE PAPIERS	2 626
* Site de tri, regroupement et stockage, par lequel les déchets transitent pour être concentrés		

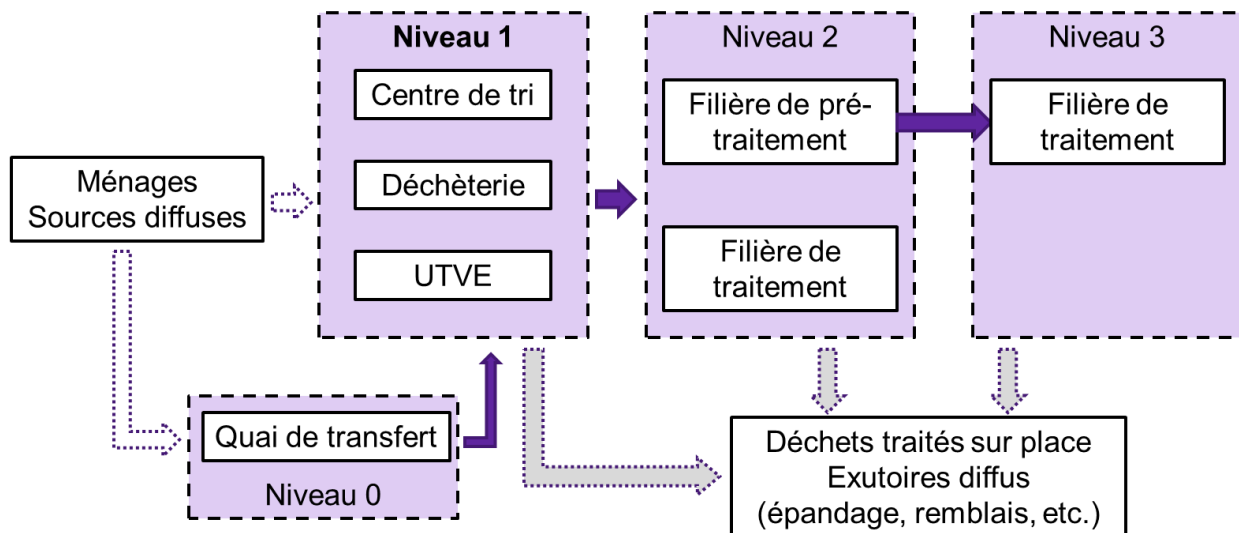
Pour pouvoir exploiter les données de cette matrice, les flux ont été classés en différents groupes de niveau, selon leur origine et destination. Ces niveaux traduisent l'ordre chronologique des déplacements effectués par les différents flux. Dans l'exemple du Tableau 1.3, les 36 614t de papiers/cartons issues de la collecte sélective métropolitaine et envoyées en centre de tri sont redirigées vers une filière de recyclage du mélange papiers / cartons – leur exutoire final. Les 8 061t collectées en déchèterie suivent un parcours plus complexe. Elles sont envoyées vers un centre de tri / regroupement, où le carton est séparé et envoyé vers une filière de recyclage dédié (5 435t) tandis que les 2 626 t de papier restantes transitent par un autre centre de tri / regroupement avant d'être recyclées. Le Tableau 1.4 résume cette succession de transport et précise à chaque fois si le site de destination des déchets est l'exutoire final ou non.

Tableau 1.4 : Extrait de la Matrice Origine Destination dans le cas de la filière Papier / Carton, en incluant le séquençage chronologique des transports et le statut du site de destination (flux en t/an)

SITE_ORI_TYPE	SITE_DEST_TYPE	1	2	3	Statut
CENTRE DE TRI	RECYCLAGE PAPIERS / CARTONS	36 614			Final
DECHETERIE	SITE TRI - RGRPT - STOCK	8 061			
SITE TRI - RGRPT - STOCK	RECYCLAGE CARTONS		5 435		Final
SITE TRI - RGRPT - STOCK	SITE TRI - RGRPT - STOCK		2 626		
SITE TRI - RGRPT - STOCK	RECYCLAGE PAPIERS			2 626	Final

1.3.2 Exclusions du périmètre de la Matrice Origine Destination

La Figure 1.4 précise le périmètre et les exclusions de la MOD retenue pour l'ACV. Ces exclusions concernent les flux issus de sources diffuses, ainsi que les flux dont les exutoires sont diffus.



Légende

➡ Flux inclus dans le périmètre de la Matrice Origine Destination : transport entre sites identifiés

Niveau 1 : niveau par lequel tous les flux transitent

Les niveaux décrivent les sites d'origine selon l'ordre chronologique dans lequel les flux en partent pour une filière donnée

Flux exclus du périmètre de la Matrice Origine Destination

⋯ Transport depuis des sources diffuses (ménages), modélisés à part

⋯ Traitement sur place ou transport vers des exutoires diffus, non modélisés

Figure 1.4 : Description du périmètre de la Matrice Origine Destination

Collecte des déchets en amont

La collecte en porte à porte (PAP) et les apports volontaires (APV) ne sont pas inclus et font l'objet d'un traitement à part : la très grande diversité / variabilité des origines des flux (chaque ménage devant en principe représenter un flux) complique la modélisation précise de la collecte en PAP et des APV dans la matrice origine destination. Cette restriction du périmètre de la MOD a deux implications importantes :

- Seuls les déchets sortant des installations réceptrices de ces flux (ex. matières triées, mâchefers d'incinération) sont pris en compte. Une fraction très importante des déchets, directement incinérés ou enfouis directement après leur collecte, n'est donc pas comptabilisée dans la MOD. La distance parcourue par ces déchets est estimée à 10 km pour l'ACV, ce qui est cohérent avec les résultats des modèles microscopiques de la partie 4 de ce rapport.
- La distance parcourue par les déchets lors de leur collecte n'est pas prise en compte par cette version de la MOD puisqu'elle est d'ores et déjà modélisée par l'équipe du LAET dans un module à part.

En première approximation, afin d'évaluer l'importance de la collecte vis-à-vis des transports et du traitement des déchets, en termes logistiques et environnementaux, la distance parcourue pour la collecte est fixée à 10 km et supposée être parcourue par un camion benne pour la collecte métropolitaine, et un véhicule utilitaire pour les apports en déchèterie¹.

Bouclage des flux en aval

La MOD ne permet pas, dans sa configuration actuelle, d'assurer un bouclage systématique des flux entre les premiers sites récepteurs et les exutoires finaux. En effet, deux cas de figure se produisent : soit les déchets sont redirigés vers des exutoires diffus, trop divers et changeants dans le temps pour être inclus dans la MOD, soit certains sites de destination des déchets servent d'exutoire final pour une partie d'entre eux, mais pas pour le reste.

- [Transport vers des exutoires diffus](#)

De la même façon et pour les mêmes motifs que pour la collecte, les flux de déchets sortant d'un site pour être dirigés vers des exutoires diffus (épandage, remblais), ne sont pas pris en compte par la MOD. Leur transport ne sera pas modélisé dans le cadre de SIMODEM car il ne dépend plus des déterminants démographiques étudiés dans ce projet, mais des besoins locaux (agriculture, chantiers, etc.).

- [Elimination sur place](#)

Dans le cas de certains déchets, comme les DDS, seule une partie des déchets transite par un site classé comme intermédiaire, l'autre partie étant incinérée / enfouie sur place. Ces flux traités sur place ne sont pas comptabilisés comme allant vers leur exutoire final, si bien que la somme des flux arrivant vers un exutoire final diffère de celle des flux transitant par les premiers réceptacles après collecte. Le détail des filières posant des problèmes de bouclage de flux est présenté dans le paragraphe 1.3.3 - Description des filières.

¹ Ce choix d'un véhicule utilitaire comme proxy pour les APV a permis d'exploiter les données ecoinvent disponibles pour ce type de trajets. Par opposition, représenter les APV de façon plus réaliste nécessite de connaître (1) le parc automobile utilisé pour transporter les déchets, (2) les impacts environnementaux de chaque véhicule, (3) les trajets parcourus et (4) l'incidence de la remorque chargée sur les émissions du véhicule. Les points (1) à (3) ont été caractérisés par le LAET, mais après que le modèle d'évaluation environnementale EVS ait été construit. De plus, le point (4), reste très difficile à évaluer, d'où le choix de privilégier les véhicules utilitaires comme proxy.

Ce problème de bouclage souligne le besoin de raffiner la caractérisation des flux, au sein de la MOD : le caractère final ou non d'un exutoire n'est pas une propriété intrinsèque de ce dernier, et un même exutoire peut être final pour seulement une fraction des déchets.

Une façon d'assurer le bouclage systématique des flux, entre le site de première réception (Niveau 1 dans la Figure 1.4) et les exutoires finaux, est de créer une catégorie de flux dédiée au traitement des déchets, qui rassemblerait les flux de déchets traités sur place et les flux transportés vers des exutoires finaux diffus. Le caractère intermédiaire ou final d'un site de destination des déchets ne serait dès lors plus une variable pertinente. Il est envisagé de mettre à jour la MOD en ce sens.

1.3.3 - Description des filières

Le Tableau 1.5 et le Tableau 1.6 décrivent les filières telles qu'elles sont représentées actuellement dans la MOD. Le Tableau 1.5 récapitule les données présentées dans le livrable 1, en termes qualitatifs (Beziat, et al., 2020), tandis que le Tableau 1.6 décrit la répartition des flux de déchets, selon leurs filières d'origine et leurs exutoires finaux. Comme indiqué plus haut, si la majorité des filières de traitement est équilibrée – les origines et exutoires finaux sont des sites clairement identifiés, plusieurs filières méritent d'être revues pour assurer le bouclage des flux entre le premier site de réception après collecte et l'exutoire final, quelle que soit sa nature (DDS, DEEE, Textiles, Gravats et Meubles).

Tableau 1.5 : Filières prises en compte dans la Matrice Origine Destination et description des flux

Filière	Description des flux inventoriés dans la matrice Origine Destination
Incinération	Déchets issus de la collecte, dont certains passent par un quai de transfert, incinérés à l'UTVE Lyon Sud ou Valorly (Rillieux). Génèrent <ul style="list-style-type: none"> • 1483 t de déchets incinérés dans deux autres incinérateurs quand les deux principaux sont surchargés (Novergie, Ronaval), qui envoient leurs résidus en ISDD, • OMR et REFIOM enfouis en ISDND et ISDD selon leur dangerosité • Mâchefers provenant de ces 4 incinérateurs (quasi exclusivement des 2 premiers), envoyés en plateforme de maturation, dont une fraction est envoyée en ISDND
Papier	Plusieurs sources en parallèle : <ul style="list-style-type: none"> • centre de tri puis recyclage du mélange • déchèterie puis site de RDS Vénissieux, qui envoie la fraction carton au recyclage, et la fraction papier à un intermédiaire avant recyclage
Plastique	Envoyés en centre de tri puis recyclés
Végétaux	Collectés en déchèterie puis compostés
Verre	Envoyés en centre de tri puis recyclés
Métaux*	Collectés soit

	<ul style="list-style-type: none"> • en déchèterie et recyclés directement ou en passant par un intermédiaire • en centre de tri et recyclés directement • soit en sortie d'incinérateur • soit en sortie de site de maturation de mâchefers d'incinération
Meubles	Collectés en déchèteries et envoyés à Quincieux, avant d'être enfouis (SECONDLY) ou prétraités (SIBUET) puis enfouis ou recyclés. Une fraction est réemployée
Bois	Collecté en déchèterie, envoyé sur un site de prétraitement puis recyclé dans les Vosges
Refus de tri (CS)	Déchets réceptionnés en centre de tri, envoyés à l'incinération ou en ISDND
Encombrants	Collectés en déchèterie, envoyés en centre de prétraitement. Seul le bois est recyclé ; le reste est enfoui en ISDND
Gravats	Collectés en déchèterie, envoyé en centre de tri ; une fraction est enfouie, une plus petite est recyclée. 30% est utilisée comme remblais
Plâtre	Collecté en déchèterie puis recyclé
Déchet Diffus Spécifiques (DDS)**	1545 t de déchets dangereux collectées en déchèterie, centralisés à SARPI La Talaudière où une petite partie (107 t) est triée pour être enfouie ou recyclée. Le reste (1432t) est envoyé à TREDI SALAISE pour être à nouveau triée avant enfouissement et recyclage. Dans les deux cas, l'essentiel des flux est enfoui sur place.
Ampoules	Collectées en déchèterie, envoyées dans un agrégateur puis recyclées
Piles	Collectées en déchèterie, transitent par des agrégateurs (PAPREC PILES puis SNAM TRI PILES) et sont triées et redirigées vers des filières spécialisées selon leur type
DEEE	Collectés en déchèterie, la moitié est recyclée. Le reste est réemployé
Huile	Collectée en déchèterie, passe par un agrégateur puis est recyclée
Textile	Déchets collectés en déchèterie centralisés par Le Relais et le Foyer ND des Sans Abris, puis envoyés au Centre Le Tri d'Emma avant d'être recyclés, enfouis ou incinérés. Le reste est réemployé
<p>* Les métaux présentent un cas particulier car près de la moitié des tonnages recyclés sont issus du traitement des mâchefers d'incinération (6 305t sur 14 040t)</p> <p>** Les déchets diffus spécifiques (DDS) ménagers sont des déchets communément présents chez les particuliers, issus de produits chimiques pouvant présenter un risque significatif pour la santé et l'environnement en raison de leurs caractéristiques physico-chimiques (Ministère de la Transition Ecologique, 2018).</p> <p>En gras : une fraction des flux inventoriés vers un exutoire intermédiaire ne se retrouvait pas vers les exutoires finaux. Ces « pertes en ligne » sont des flux traités sur place.</p>	

Tableau 1.6 : Répartition des flux de DMA décrits dans la MOD (ne prenant donc pas en compte les OMR et les refus de tri), selon leurs filières (en ligne) et leurs exutoires finaux (en colonne) et bilan massique (en tonnes/an)

TYP_FILIERE	COMPOS TAGE	ENERGIE ¹	ISDD	ISDI	ISDND	RECYCLAGE	UTVE	Total exutoires	Total flux initiaux	Perte en ligne ²	Exutoire final des pertes en ligne
AMPOULES						22		22	22	0	
BOIS						15 952		15 952	15 952	0	
CS ³					3 909		16 888	20 797	20 797	0	
DDS			88			87		175	1 545	1370	Incinération
DEEE						2 695		2 695	5 824	3129	Réemploi
ENCOMBRANTS					17 946	328		18 274	18 274	0	
GRAVATS				17 985		3 573		21 558	30 637	9079	Remblais
HUILE						141		141	141	0	
METAUX ⁴						7 523		7 523	7 523	0	
MEUBLES		3 335			6 228	2 070		11 634	12 663	1029	Réemploi
PAPIERS / CARTONS						44 675		44 675	44 675	0	
PILES						33		33	33	0	
PLASTIQUE						3 093		3 093	3 093	0	
PLATRE						3 763		3 763	3 763	0	
TEXTILE					2	283	2	288	609	321	Réemploi
VEGETAUX	28 621							28 621	28 621	0	
VERRE						30 681		30 681	30 681	0	
Total général	8 682	3 335	88	17 985	28 086	121 225	16 890	196 292	211 220	14928	

¹ La filière ENERGIE concerne la combustion de déchets de mobilier hors incinération

² Ecart entre flux initiaux et exutoires, parmi les flux actuellement comptabilisés dans la MOD.

³ CS : désigne les refus de tri issus de la collecte sélective.

⁴ Catégorie METAUX subdivisée en deux parties : une concernant les métaux issus de collecte sélective / déchèterie ; l'autre issue de l'incinération des OMR, non incluse dans ce tableau

1.4 - Identification des principales filières pour l'évaluation environnementale

Afin de définir le périmètre de l'évaluation environnementale, les principaux flux de déchets, en termes de production et de besoins en transports ont été identifiés. La Figure 1.5 compile les productions de déchets et besoins de transport, pour les flux renseignés dans la MOD ainsi que pour les OMR.

Il en ressort que les principaux déchets, en termes de volumes et de besoins en transports, sont les OMR et refus de tri (CS) et leurs résidus d'incinération, les papiers/cartons, le verre, les gravats, les déchets verts compostés, les encombrants et le plastique. A eux seuls, ils représentent 91% du flux total de déchets collectés et 95,5% des besoins en transport, comme indiqué dans le Tableau 1.7. Ces déchets ont été retenus en priorité pour l'évaluation environnementale.

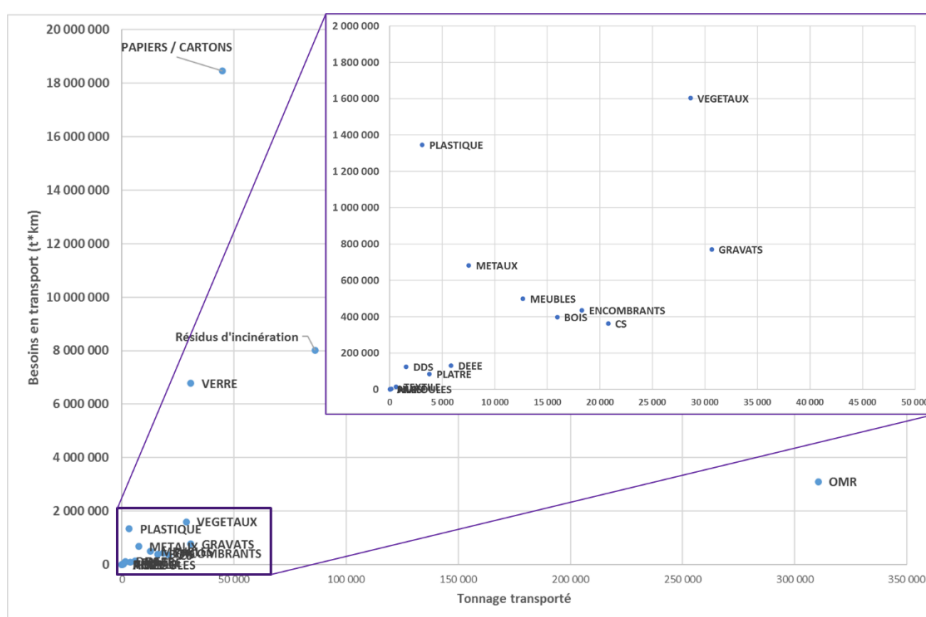


Figure 1.5 : Contributions des filières de valorisation des déchets aux bilans massiques et aux besoins de transports des déchets

Nota Bene : Les meubles, métaux et le bois représentent 6,8% de la production et 3,7% des besoins en transports totaux. Ils n'ont pas été inclus dans le périmètre de l'ACV, faute de temps, mais mériteraient de l'être, car ils présentent des enjeux intéressants en termes de réemploi. A contrario, le plastique recyclé en 2017 était un contributeur mineur aux volumes totaux, mais il a été inclus dans le périmètre du fait de ses besoins en transport importants, de la proportion de plastique dans les OMR (Figure 1.3) et de l'extension des consignes de tri de 2020 qui va faire du recyclage du plastique un enjeu majeur dans la gestion des déchets.

Tableau 1.7 : Bilan des flux de DMA et résidus d'incinération dirigés vers les exutoires finaux (tonnages, distances totales parcourues et besoins en transport associés en 2017)

Catégorie de déchet	Quantité traitée en 2017 (t)	Besoin en transport quantifié dans la MOD (t*km)	Distance parcourue (km) pour		Besoin collecte + transport (t*km)**	Pourcentage de la production totale*	Pourcentage du besoin en transport total**
			le transport	la collecte**			
OMR	310 505	0	0	10	3 105 050	58.0%	7.2%
Résidus d'incinération***	86 072	8 015 878	93	0	8 015 878	16.1%	18.7%
PAPIERS / CARTONS	44 675	18 022 633	403	10	18 469 383	8.3%	43.1%
VERRE	30 681	6 479 009	211	10	6 785 819	5.7%	15.8%
GRAVATS	30 637	464 464	15	10	770 833	5.7%	1.8%
VEGETAUX	28 621	395 162	46	10	1 602 776	5.3%	3.7%
CS	20 797	153 958	7	10	361 928	3.9%	0.8%
ENCOMBRANTS	18 274	253 304	14	10	436 048	3.4%	1.0%
BOIS	15 952	238 893	15	10	398 411	3.0%	0.9%
MEUBLES	12 663	372 384	29	10	499 015	2.4%	1.2%
METAUX***	7 523	607 687	81	10	682 917	1.4%	1.6%
DEEE	5 824	72 229	12	10	130 471	1.1%	0.3%
PLATRE	3 763	46 410	12	10	84 044	0.7%	0.2%
PLASTIQUE	3 093	1 315 744	425	10	1 346 674	0.6%	3.1%
DDS	1 545	109 199	71	10	124 646	0.3%	0.3%
TEXTILE	609	8 622	14	10	14 713	0.1%	0.0%
HUILE	141	2 479	18	10	3 893	0.0%	0.0%
PILES	33	545	17	10	870	0.0%	0.0%
AMPOULES	22	355	16	10	579	0.0%	0.0%

* Production totale de DMA (donc hors résidus d'incinération, pour éviter les double-comptes) compilée dans ce tableau égale à 535 359 tonnes.

** Besoin en transport total calculé en supposant une distance de 10 km pour la collecte (ou l'apport en déchèterie) pour tous les déchets hors résidu d'incinération. Ces derniers ne sont pas concernés par l'étape de collecte additionnelle.

*** Les résidus d'incinérations regroupent les mâchefers, REFIOM, déchets et métaux générés par l'incinérateur. Les métaux comptabilisés dans la ligne « Résidus d'incinération » ne le sont pas dans la ligne « Métaux »

Section 2 - Evaluation de la Durabilité Environnementale Absolue de la gestion des déchets de la Métropole de Lyon

Cette section présente les principaux résultats de l'évaluation environnementale conduite sur la gestion des déchets de la Métropole. Cette évaluation repose sur une Analyse de Cycle de Vie (ACV), dont les principales étapes sont résumées dans la Figure 2.1. Plus de détails sur la méthodologie de l'ACV sont disponibles dans le livrable 1, section 3 (Beziat, et al., 2020).

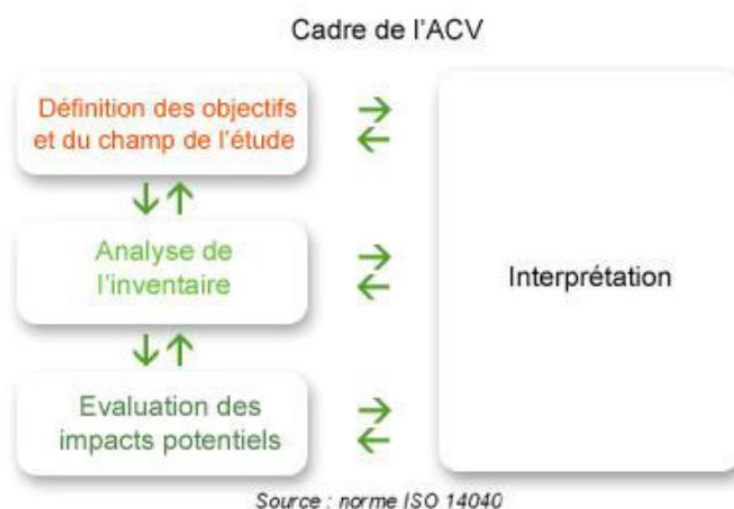


Figure 2.1 : Etapes successives de l'Analyse de Cycle de Vie

Le livrable 1 présentait également le cadre émergent de l'Evaluation de la Durabilité Environnementale Absolue (ou AESA pour Absolute Environmental Sustainability Assessment, en anglais), qui vise à déterminer si les impacts environnementaux d'une activité sont compatibles avec le bon fonctionnement des écosystèmes, ou si, à l'inverse, leur ampleur est susceptible de causer des dommages irréversibles aux écosystèmes. En particulier, de récents travaux ont permis de définir une charge environnementale par humain, i.e. la quantité maximale d'impact qu'un individu peut générer sans risque de causer des dommages irréversibles (Sala, et al., 2020).

Sur la base de ces travaux, il a été proposé, dans le livrable 1, d'évaluer la fraction de la charge environnementale des habitants de la Métropole de Lyon qui est consommée par la gestion de leurs déchets. Jusqu'à maintenant, l'AESA n'avait jamais été appliquée à la gestion des déchets, et le travail présenté dans cette section est une première étape dans l'évaluation de la durabilité de cette filière.

Cette section est structurée comme un rapport ACV classique, en suivant la succession de ses différentes étapes (Figure 2.1). L'ACV en question vise à quantifier les impacts de la gestion des DMA de la Métropole de Lyon. Elle s'appuie sur les modèles et bases de données ecoinvent (Moreno Ruiz, et al., 2019). Les phases d'inventaire de cycle de vie (ICV) et d'évaluation des impacts du cycle de vie (EICV) ont été réalisées avec le logiciel libre OpenLCA et les résultats ont été exportés vers un tableur Excel pour faciliter leur exploitation et les ajustements. Les phases de normalisation et d'interprétation des résultats intègrent le cadre de l'AESA pour comparer ces impacts à la charge environnementale des habitants de la Métropole.

2.1 - Etape 1 : Définition des objectifs et du périmètre de l'étude

2.1.1 - Objectifs de l'étude

Analyse de Cycle de Vie

L'objectif de l'ACV présentée dans ce livrable est de quantifier les impacts environnementaux associés aux filières de gestion des déchets ménagers et assimilés produits par les habitants de la Métropole de Lyon, qui incluent les étapes de collecte, transport et traitement de ces déchets. Lorsque les traitements en jeu permettent des économies de ressources / produits (e.g. recyclage, valorisation de chaleur d'incération), le bénéfice environnemental associé à ces économies est également quantifié.

Les contributions de ces différentes étapes (collecte, transport, traitement, bénéfice environnemental) aux impacts globaux des filières sont quantifiées pour déterminer – notamment – si la logistique des déchets (collecte et transport) représente un enjeu significatif, du point de vue de l'ACV.

Evaluation de la durabilité

Enfin, dans une perspective d'AESA, les impacts totaux des filières de gestion sont comparés avec la charge environnementale écologique qui peut être allouée aux habitants de la Métropole, sur la base des travaux de Bjørn, et al. (2015) et Sala et al. (2020). Les catégories d'impact pour lesquelles la gestion des déchets consomme la plus grande fraction de la charge environnementale acceptable seront mises en évidence. Dans une perspective de réduction

des impacts de la gestion des déchets, ces catégories sont a priori celles qu'il conviendra de réduire en priorité.

Il est théoriquement possible d'allouer une charge environnementale acceptable à un système (activité ou produit), sur la base d'une clé de répartition de la charge environnementale acceptable des habitants dont ce système satisfait les besoins. Plusieurs travaux ont été menés en ce sens sur des cas d'étude divers (Bjørn, et al., 2020; Wolff, 2017). Cependant, la gestion des déchets présente des spécificités – détaillées dans le livrable 1 (Beziat, et al., 2020) – qui entravent la détermination d'une clé de répartition pertinente. Cette étape n'est donc pas traitée dans le cadre de ce livrable. Elle mériterait des recherches dédiées.

2.1.2 - Périmètre de l'évaluation environnementale

Cette partie a pour objectif de rappeler et définir le périmètre et la fonction du système étudié, les principales données collectées, les filières de gestion de déchets ainsi que les catégories et méthodes d'évaluation d'impact retenues.

Définition du système étudié

Le système étudié est composé des filières permettant le traitement / la valorisation des principaux DMA produits par les habitants de la Métropole de Lyon. Les types de déchets inclus dans le périmètre de l'ACV sont choisis sur la base de la caractérisation des flux présentée dans la Section 1 -. Ils sont résumés dans le Tableau 2.1.

A l'inverse, les déchets exclus du périmètre de l'ACV sont le bois, les meubles, métaux et DEEE, le plâtre, les DDS, textiles, huiles, piles et ampoules, qui représentent moins de 10% des flux massiques et 5% des besoins en transport. Outre le fait qu'il s'agisse de flux peu représentés dans les DMA, ces déchets sont mal documentés dans la base de données Ecoinvent que nous utilisons. Une investigation à leur sujet aurait demandé une exploration qui n'a pu être réalisée dans le cadre de ce projet

Unité fonctionnelle et méthodes d'allocation

La **fonction principale** du système étudié est d'**assurer la collecte, le transport, le traitement et la valorisation des déchets ménagers produits par les habitants de la Métropole de Lyon**. L'**unité fonctionnelle** associée repose sur le mix de déchets précisé dans

le Tableau 2.1, correspondant à **un an de production de déchets (base 2017) pour 1 385 927 habitants** (INSEE, 2020).

Les fonctions secondaires directement assurées par les procédés de traitement des déchets (ressources secondaires produites par les procédés de recyclage, compostage, incinération) sont gérées par expansion du périmètre d'étude, c'est-à-dire qu'elles sont modélisées comme une économie de ressources qui auraient dû être produites d'une autre manière, sans le système étudié (économie de ressources primaires). Elles sont traitées séparément du reste de la filière (collecte, transport et traitement des déchets). Pour le background² du système étudié (i.e. les contributeurs indirects aux impacts, voir Figure 2.2), les coproduits sont gérés par une méthode d'allocation économique. Lorsqu'ils sont issus de procédés de traitement de déchet autres que ceux du foreground du système, les impacts environnementaux sont intégralement alloués aux procédés de traitement et les coproduits ne se voient attribuer aucune charge environnementale (zero burden assumption, voir livrable 1 pour plus de détails.)

² Le foreground du système étudié englobe l'ensemble des flux directement mesurés / échangés par les procédés étudiés (ex. : les émissions de polluants de l'incinérateur, ses consommations de produits chimiques). Par opposition, le background du système englobe les flux échangés par le reste de la chaîne de valeur, sur lesquels il n'est pas réaliste d'avoir des mesures directes (ex. : les émissions associées à la production des carburants, de l'acier utilisé pour construire les infrastructures).

Tableau 2.1 : Types de déchets retenus dans le périmètre de l'ACV et filières de traitement modélisées

Catégorie de déchet	Quantité traitée en 2017 (t / an)	Filières de traitement	Coproduits	Produit économisé
OMR	310 505	Incinération / Enfouissement (ISDND)	Chaleur, électricité, métaux, remblais	Chaleur, électricité, métaux, granulats
Refus de tri	20 797			
PAPIERS / CARTONS	44 675	Recyclage	Papier recyclé	Papier
VERRE	30 681	Recyclage	Verre recyclé	Verre
GRAVATS	30 637	Recyclage	Gravats recyclés	Granulat
VEGETAUX	28 621	Compostage	Compost	Engrais
PLASTIQUE	3 093	Recyclage	Plastique recyclé	Plastique
ENCOMBRANTS	18 274	Enfouissement (ISDND)		

Frontières du système

La fin de vie des déchets consiste en une succession d'étapes, décrites dans le Tableau

2.2. Elles englobent :

- la production des déchets ;
- leur collecte, leur transport d'un site à l'autre pour être trié, traité, éliminé ou valorisé ;
- ces étapes de tri, traitement, élimination, valorisation ;
- la production de coproduits (ex. chaleur, matière recyclée), les économies associées de production primaire ;
- les transports de ces productions (coproduit, produits évités) vers leur consommateur.

Parmi les étapes listées dans le Tableau 2.2, plusieurs sont exclues du périmètre de l'étude :

- l'utilisation du produit à l'origine du déchet : on considère que le déchet aurait été produit de toute manière ;
- le transport des déchets par l'habitant vers des points d'apport volontaire (silos à verre, à l'exclusion des déchèteries) : supposé être fait à pied. Modéliser un apport en voiture nécessiterait d'importantes hypothèses / données sur la flotte de véhicule utilisée, leur taux de remplissage, les distances parcourues. Elle supposerait également que les déplacements effectués ont pour seul but de déposer les déchets, ce qui n'est probablement pas le cas ;
- l'amortissement des déchèteries, dont l'impact est supposé négligeable face aux impacts des autres procédés³ ;
- le transport des coproduits vers leur utilisateur final, ainsi que le transport évité de produits primaires. Outre l'absence de données sur ces transports, on peut considérer que ces trajets sont imputables au consommateur final⁴.

Seules sont retenues les étapes de collecte, transport, traitement des déchets ainsi que les productions de commodités économisées par les coproduits. Pour l'ensemble de ces étapes, la Figure 2.2 décrit les flux inclus dans le périmètre de ce système. Elle rappelle que les émissions de polluants des véhicules collectant et transportant les déchets doivent être

³ Tout au plus, les impacts des procédés en jeu dans la déchèterie (manipulation des bennes contenant les déchets) seraient une fraction des impacts de leur tri en centre de tri.

⁴ Il serait néanmoins intéressant, à l'avenir, de considérer l'emplacement de l'utilisateur final des produits par rapport à leur lieu de production. Par exemple, les déchets de bois sont transportés sur des distances importantes pour être recyclés sur des sites industriels vosgiens entourés d'une ressource en bois primaire importante.

modélisées avec une brique dédiée du projet SIMODEM. En attendant que ces modèles soient opérationnels, des données simplifiées sont utilisées comme proxy, comme détaillé dans la partie 2.2.1 - Collecte et transport.

Tableau 2.2 : Succession des étapes du cycle de vie des déchets et prise en compte dans le périmètre de l'ACV

Etape du cycle de vie des déchets	Inclus dans le périmètre de l'ACV
Utilisation du produit à l'origine du déchet	Non
Transport du déchet par l'habitant vers un point d'apport volontaire (silo, container)	Non
Collecte du déchet chez l'habitant ou apport en déchèterie	Oui
Amortissement des déchèteries	Non
Transport du déchet vers sites intermédiaires (centre de tri, regroupement, etc.)	Oui
Tri, prétraitement du déchet	Oui
Transport du déchet vers centre de traitement	Oui
Traitement du déchet	Oui
Transport du coproduit issu du traitement vers site de valorisation du coproduit (en substitution d'un produit économisé)	Non
Transport évité du produit économisé	Non
Production évitée du produit économisé	Oui

Modélisation du background du système

La base de données ecoinvent, version 3.6 (Moreno Ruiz, et al., 2019), est utilisée pour modéliser le background du système étudié, i.e. les émissions indirectes listées dans la Figure 2.2 et associées à la production des intrants et au traitement des déchets occasionnés par les procédés étudiés. Du fait des choix de gestion des coproduits, le modèle historiquement développé par ecoinvent, CutOff, est choisi car c'est le seul qui repose sur la *zero burden assumption*.

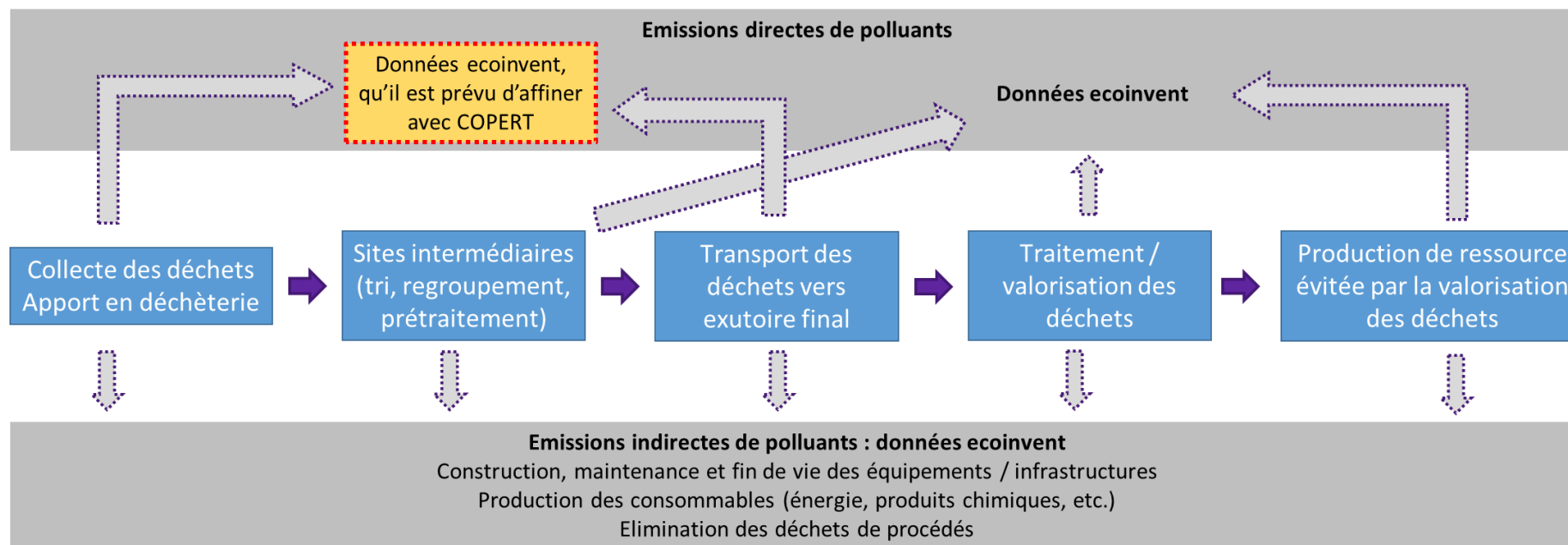


Figure 2.2 : Description du périmètre de l'ACV conduite dans SIMODEM. Les émissions directes constituent le foreground du système étudié ; les émissions indirectes son background.

2.1.3 - Choix de la méthode d'évaluation environnementale et de normalisation

Cette partie dresse un bref état de l'art des méthodes d'évaluation environnementale recommandées en ACV, les limites rencontrées dans l'implémentation des méthodes les plus récentes ainsi que le choix final opéré dans le cadre du projet SIMODEM. Dans le choix des méthodes, une attention particulière est accordée à la possibilité d'intégrer les résultats de l'ACV dans le cadre de l'AESA, lors de l'étape de normalisation des impacts (EICV).

Méthodes recommandées

Le Joint Research Center (JRC) émet régulièrement des recommandations sur les indicateurs d'impact à privilégier, ainsi que les modèles correspondants. Les recommandations les plus récentes ont abouti à la construction de la méthode Environmental Footprint (EF) (Fazio, et al., 2018). Il s'agit, pour l'essentiel, d'une mise à jour de méthodes précédemment recommandées dans le cadre du programme ILCD (International reference Life Cycle Data) (EC-JRC, 2011).

Dans le cadre de l'AESA, les impacts environnementaux peuvent être exprimés en termes de consommation d'une « charge écologique acceptable » par personne, qui sert de base de normalisation. Cette « charge écologique acceptable » par personne est estimée à partir du cadre des limites planétaires, qui définit des frontières à ne pas dépasser, à l'échelle de la planète et pour différentes variables associées à 9 grands processus biogéophysiques (changement climatique, couche d'ozone, acidification des océans, cycles de l'azote et du phosphore, biodiversité, utilisation de l'eau douce, utilisation des sols, émissions d'aérosols, introduction d'entités nouvelles) (Boutaud & Gondran, 2020; Steffen, et al., 2015). Ces frontières correspondent à des limites, au-delà desquelles l'écosystème planétaire risque d'évoluer, de façon irréversible, dans un état que l'on ne connaît pas et qui est bien moins propice à l'équilibre actuel pour le développement de la vie sur Terre. A partir de ces frontières, ont été définies des *charges environnementales acceptables* (« acceptable environmental burden ») qui correspondent à la quantité maximale de polluant pouvant être émises, chaque année, au niveau mondial si l'on veut respecter les frontières planétaires. Ce passage des frontières (définies par la communauté scientifique qui promeut le cadre des limites planétaires, dans la mouvance du Stockholm Resilience Centre) aux charges environnementales acceptable se fait par des modélisations, effectuées par les scientifiques spécialistes de chaque processus biogéophysique impliqué. Ces valeurs sont donc extraites de la littérature scientifique. La

dernière étape, pour obtenir la « charge environnementale acceptable par personne » consiste à diviser cette charge environnementale mondiale acceptable par la population mondiale pour obtenir une « charge environnementale acceptable par personne », basée sur une répartition équitable de la charge entre les différents habitants du Monde. La valeur aujourd'hui généralement prise pour la population mondiale correspond à la valeur de 2010 (6 916 183 482 humains)⁵.

Le JRC a récemment proposé des coefficients de normalisation basés sur cette « charge environnementale acceptable par personne » (Sala, et al., 2020), et ce pour l'essentiel des catégories d'impacts proposées par la méthode Environmental Footprint (EF, version 2.0). Le Tableau 2.3 compile les informations sur les catégories d'impact et les coefficients de normalisation en charge environnementale par habitant. Ces facteurs ont été actualisés sur la base de la population mondiale de 2019. Deux cas particuliers doivent cependant être notés :

- **l'usage des sols** (LU) est évalué par les méthodes ILCD et EF avec un indicateur de dégradation de la qualité des sols qui agrège les impacts sur (1) l'érosion, (2) la filtration des eaux, (3) la recharge des nappes phréatiques, (4) la régulation des inondations et (5) la fertilité biologique des sols, sur la base du modèle LANCA, développé par l'Institut Fraunhofer (Bos, et al., 2016; Horn & Maier, 2018; De Laurentiis, et al., 2019). Parmi ces indicateurs, Bjørn & Hauschild (2015) ont défini une capacité de charge en lien avec l'érosion seulement⁶. Sala et al. (2020) ont donc choisi de se concentrer sur cet indicateur, au lieu de l'indicateur agrégé, pour définir une charge environnementale par individu ;
- **l'épuisement des ressources non renouvelables** (MRD, FRD) devrait normalement se voir attribuer une charge environnementale nulle, vu qu'il n'est pas possible de consommer indéfiniment une ressource non renouvelable. Faute de pouvoir les consommer indéfiniment, il est possible de les voir comme des ressources de transition, le temps de développer des alternatives (Rodrigues, et al., 2018). C'est sur la base d'un raisonnement semblable que Sala et al. (2020) préconisent simplement une division par

⁵ Notons que la valeur de la population en 2020 est estimée à 7 794 799 000 humains. Appliquer cette population reviendrait à réduire d'un facteur 1,13 les coefficients de normalisation aujourd'hui souvent adoptés en AESA.

⁶ La limite planétaire en lien avec l'utilisation des sols correspond à l'érosion de la couverture forestière (% de la couverture forestière actuelle par rapport à 1700), et non à l'érosion des sols. Il n'y a donc pas de correspondance directe entre les indicateurs classiquement utilisés en ACV sur ce sujet et la limite planétaire proposée.

2 des consommations de ces ressources, par rapport à leur niveau de 2010 (Bringezu, 2015; Buczko, et al., 2016). Des réflexions sont actuellement en cours afin de mieux intégrer la question de la consommation des ressources dans la méthodologie de l'AESA.

Tableau 2.3 : Compilation des catégories d'impacts étudiées par l'ILCD et l'EF (EC-JRC, 2011; Fazio, et al., 2018) et des charge environnementales par habitant correspondants, calculés par (Bjørn & Hauschild, 2015; Sala, et al., 2020)

Abréviation	Catégorie d'impact	Unité	Charge environnementale par habitant	
			Valeur 2010*	Valeur 2019*, retenue pour SIMODEM
AC	Acidification	mol H ⁺ -Eq	1.45E+02	1.30E+02
CC	Changement climatique	kg CO ₂ -Eq	9.85E+02	8.83E+02
ECOTOX	Ecotoxicité	CTU	1.90E+04	1.70E+04
FEU	Eutrophisation des eaux douces	kg P-Eq	8.40E-01	7.53E-01
FRD	Épuisement des ressources fossiles	MJ	3.24E+04	2.91E+04
HTOX_c	Santé humaine (cancers)	CTUh	1.39E-04	1.25E-04
HTOX_nc	Santé humaine (hors cancers)	CTUh	5.93E-04	5.32E-04
IR	Substances ionisantes sur l'Homme	kg U235-Eq	7.62E+04	6.83E+04
LU	Usage des sols	kg soil loss**	1.84E+03	-
MEU	Eutrophisation des eaux marines	kg N-Eq	2.90E+01	2.60E+01
MRD	Épuisement des ressources minérales	kg Sb-Eq	3.18E-02	2.85E-02
ODP	Destruction de la couche d'ozone	kg CFC-11-Eq	7.80E-02	6.99E-02
PM	Particules fines	disease incidence	7.47E-05	6.70E-05
POF	Formation d'ozone photochimique	kg NMVOC-Eq	5.88E+01	5.27E+01
TEU	Eutrophisation terrestre	mol N-Eq	8.87E+02	7.95E+02
WU	Ressource en eau	m ³ water-Eq	2.63E+04	2.36E+04
* Valeur 2010 pour une population mondiale de 6 916 183 482 habitants (Sala, et al., 2020), contre 7 713 468 000 estimés par l'ONU en 2019 (UNO, 2019)				
** L'impact Usage des sols est modélisé, dans SIMODEM, sur la base d'un indicateur agrégé de qualité des sols, et non en perte de sol. Il n'a alors pas de charge environnementale associée et est exclu du périmètre de l'AESA, même s'il est conservé pour l'ACV				

Incompatibilité entre ecoinvent et EF

Il n'a pas été possible d'utiliser la méthode EF pour évaluer les impacts du traitement des déchets, comme cela avait été envisagé. En effet, la nomenclature associée à cette méthode n'est pas compatible avec la base de données Ecoinvent : les substances et les compartiments environnementaux avec lesquels ces substances sont échangées sont nommées de façon complètement différente entre les deux méthodes (Bunsen, et al., 2019). Y remédier nécessiterait de construire une table de correspondance entre les nomenclatures pour les compartiments récepteurs décrits par les deux méthodes, et une autre pour les substances. Cette option sort du cadre de SIMODEM, car elle relève du développement méthodologique de l'ACV.

Choix final

Ainsi, il a été décidé de recourir à la méthode ILCD 2018, dont le périmètre est plus restreint (moins de substances caractérisées, facteurs plus génériques), mais qui présente l'avantage d'être compatible avec les données ecoinvent.

Remarque : la méthode ILCD 2018, telle qu'implémentée par OpenLCA ne permet pas d'évaluer les impacts de certaines substances, quand le pays dans lequel elles ont été émises est renseigné dans le nom de ces substances. C'est notamment le cas pour :

- les émissions de composés azotés (oxydes d'azote, azote, ammoniac) et de dioxyde de soufre
- les particules fines > 2.5 µm (seules celles de diamètre inférieur étaient considérées par ILCD, alors que EF les inclut toutes)

Par exemple, un flux d'ammoniac (nommé « Ammonia » dans ecoinvent) est parfois – mais pas systématiquement – nommé « Ammonia, FR » s'il a été émis en France. La méthode ILCD implémentée dans OpenLCA propose des facteurs de caractérisation pour le flux « Ammonia » pour plusieurs catégories d'impact (acidification et eutrophisation des eaux, particules fines), mais aucun pour « Ammonia, FR ». Corriger les inventaires nécessite de modifier tous les datasets utilisant ces flux, ce qui serait extrêmement chronophage.

Pour remédier à cette incohérence, les données d'inventaire relatives aux procédés étudiés, (qui correspondent au foreground du système) ont été modifiées, dans les données exportées sous Excel, pour retirer la localisation des substances, et les résultats de l'EICV adaptés en

conséquence. Cette opération est plus rapide que d'ajouter manuellement tous les facteurs de caractérisation manquants dans la méthode ILCD. Elle implique néanmoins que les flux non modifiés, dans le background du système, ne seront pas comptabilisés. Ces derniers seront cependant certainement négligeables, comparés aux flux générés par le foreground, qui sont les plus intéressants pour SIMODEM car leur emplacement est identifié, et est souvent sur le territoire de la Métropole.

En ce qui concerne les changements d'usage des sols, les facteurs de caractérisation de perte de sol développés par De Laurentiis, et al. (2019) sont exprimés dans une autre nomenclature que celle d'Ecoinvent. Ils nécessiteraient donc une conversion pour être utilisés. Il a donc été décidé de conserver cet indicateur dans l'ACV pour identifier les contributions de chaque procédé à cet impact, mais d'exclure l'usage des sols dans le cadre de la normalisation AESA. Cette exclusion de l'usage des sols de l'AESA est d'autant plus justifiée que les méthodes de caractérisation de ces impacts ne sont pas encore matures (Bjørn, et al., 2019; Thoumazeau, et al., 2019).

2.2 - Etape 2 : Inventaire du Cycle de Vie

Cette partie présente les données d'inventaire utilisées pour l'ACV des différentes filières. Ces données sont essentiellement issues d'ecoinvent (Haupt, et al., 2018). Le Tableau 2.4 détaille, pour chaque type de déchet inclus dans le périmètre (hors incinération, qui est traitée en détail plus bas), les étapes modélisées, les quantités en jeu, les datasets ecoinvent correspondants, ainsi que les modifications notables apportées. Ces informations sont compilées dans un tableur Excel, qui regroupe également les impacts environnementaux associés à ces datasets, calculés avec la méthode ILCD 2018. Comparé à OpenLCA, ce tableur facilite et accélère le calcul des impacts environnementaux, ainsi que la présentation des résultats sous un format compatible avec ce qui est attendu d'un rapport ACV (analyses des contributions, etc.)

Les paragraphes ci-dessous détaillent les principales informations utiles à la compréhension des données ainsi que les principales modifications apportées aux datasets.

Tableau 2.4 : Résumé des données utilisées pour le calcul des impacts environnementaux et datasets utilisés

Catégorie de déchet / Procédé	Etape	Filière	Quantité	Unité	Dataset correspondant	Commentaire
OMR	[0]	OMR	310 505	t		
Collecte municipale	[1]	OMR	3 105 050	t*km	municipal waste collection service by 21 metric ton lorry municipal waste collection service by 21 metric ton lorry Cutoff, U	
Enfouissement (ISDND)	[4]	OMR	8 610	t	treatment of municipal solid waste, sanitary landfill municipal solid waste Cutoff, U	
Incinération	[4]	OMR	301 893	t	Emissions directes, consommables et amortissement - Incinération des déchets (WILCI) - Rillieux 2017 municipal solid waste	Dataset créé à partir de l'outil WILCI
Refus de tri	[0]	Refus de tri	20 797	t		Mélange de déchets collectés via la collecte sélective ("poubelles jaunes") mais ne pouvant pas être recyclés
Collecte municipale	[1]	Refus de tri	207 970	t*km	municipal waste collection service by 21 metric ton lorry municipal waste collection service by 21 metric ton lorry Cutoff, U	
Opération de tri	[3]	Refus de tri	20 797	t	Opérations spécifiques au refus de tri municipal solid waste	Somme pondérée des opérations de tri pour les déchets sortant du centre de tri, utilisée pour estimer les impacts liés aux refus de tri. Source : Matrice Origine Destination. Exclusion : métaux, hors périmètre
Transport vers exutoire final	[2]	Refus de tri	153 958	t*km	market for transport, freight, lorry, unspecified transport, freight, lorry, unspecified Cutoff, U	
Enfouissement (ISDND)	[4]	Refus de tri	3 909	t	treatment of municipal solid waste, sanitary landfill municipal solid waste Cutoff, U	
Incinération	[4]	Refus de tri	16 888	t	Emissions directes, consommables et amortissement - Incinération des déchets (WILCI) - Rillieux 2017 municipal solid waste	Dataset créé à partir de l'outil WILCI
PAPIERS / CARTONS	[0]	Papiers / cartons	44 675	t		

Collecte	[1]	Papiers / cartons	366 140 t*km	municipal waste collection service by 21 metric ton lorry municipal waste collection service by 21 metric ton lorry Cutoff, U	36614 t de papiers/cartons issus de la collecte municipale envoyés aux centres de tri de Nicollin ou Veolia
Apport en déchèterie	[1]	Papiers / cartons	80 610 t*km	transport, freight, light commercial vehicle transport, freight, light commercial vehicle Cutoff, U	8061 t de papiers/cartons issus d'apports volontaires en déchèterie, envoyés au centre de tri de RDS
Tri du papier	[3]	Papiers / cartons	15 918 t	treatment of waste paper, unsorted, sorting waste paper, sorted Cutoff, U	
Tri du carton	[3]	Papiers / cartons	28 757 t	treatment of waste paperboard, unsorted, sorting waste paperboard, sorted Cutoff, U	
Transport vers tri / recyclage	[2]	Papiers / cartons	18 022 633 t*km	market for transport, freight, lorry, unspecified transport, freight, lorry, unspecified Cutoff, U	Concerne le papier (15918 t) et le mélange cartons, cartons d'emballage, briques alimentaires (28757 t)
Production de carton recyclé	[5]	Papiers / cartons	26 332 t	containerboard production, fluting medium, recycled containerboard, fluting medium Cutoff, U	1.0921 t de déchet cartons sont nécessaires pour produire 1 t de carton recyclé
Production de carton primaire évitée	[6]	Papiers / cartons	26 332 t	containerboard production, fluting medium, semichemical containerboard, fluting medium Cutoff, U	Adaptation du dataset : focus sur la production primaire de carton
Production de pulpe de papier désencrée	[5]	Papiers / cartons	17 135 t	treatment of waste paper to pulp, wet lap, totally chlorine free bleached deinked pulp, wet lap Cutoff, U	Désencrage du papier (15918 t) nécessitant 929 kg de papier pour produire 1 t de pulpe
Production de papier recyclé	[5]	Papiers / cartons	21 580 t	paper production, woodfree, uncoated, 100% recycled content, at non-integrated mill paper, woodfree, uncoated Cutoff, U	794 kg de pulpe sont nécessaires pour produire 1 t de papier recyclé
Production de papier primaire évitée	[6]	Papiers / cartons	21 580 t	paper production, woodfree, uncoated, at non-integrated mill paper, woodfree, uncoated Cutoff, U	Adaptation du dataset : focus sur la production primaire de papier
VERRE	[0]	Verre	30 681 t		
Collecte	[1]	Verre	306 810 t*km	municipal waste collection service by 21 metric ton lorry municipal waste collection service by 21 metric ton lorry Cutoff, U	
Opération de tri	[3]	Verre	30 681 t	treatment of waste glass from unsorted public collection, sorting glass cullet, sorted Cutoff, U	

Transport vers recyclage	[2]	Verre	6 479 009 t*km	market for transport, freight, lorry, unspecified transport, freight, lorry, unspecified Cutoff, U	
Production de verre recyclé	[5]	Verre	49 090 t	packaging glass production, white packaging glass, white Cutoff, U	0.625 t de calcin sont nécessaires pour produire 1 t de verre blanc. Ce dernier n'est pas 100% recyclé
Production de verre primaire évitée	[6]	Verre	49 090 t	packaging glass production, white, without cullet packaging glass, white Cutoff, U	Procédé moyen à l'échelle mondiale
GRAVATS	[0]	Gravats	30 637 t		
Apport en déchèterie	[1]	Gravats	306 370 t*km	transport, freight, light commercial vehicle transport, freight, light commercial vehicle Cutoff, U	
Transport vers recyclage	[2]	Gravats	464 464 t*km	market for transport, freight, lorry, unspecified transport, freight, lorry, unspecified Cutoff, U	
Opération de tri	[5]	Gravats	30 637 t	treatment of waste concrete gravel, sorting plant waste concrete gravel Cutoff, U	On suppose que la totalité des gravats est recyclée, soit comme granulat, soit comme remblais
Production de granulat primaire évitée	[6]	Gravats	30 637 t	gravel production, crushed gravel, crushed Cutoff, U	
VEGETAUX	[0]	Végétaux	28 621 t		
Apport en déchèterie	[1]	Végétaux	286 210 t	transport, freight, light commercial vehicle transport, freight, light commercial vehicle Cutoff, U	
Transport vers plateforme de compostage	[2]	Végétaux	395 162 t*km	market for transport, freight, lorry, unspecified transport, freight, lorry, unspecified Cutoff, U	
Production de compost	[5]	Végétaux	15 455 t	treatment of biowaste, industrial composting biowaste Cutoff, U	540 kg de compost / tonne de biodéchet
Engrais évité (N)	[6]	Végétaux	108 t	market for nitrogen fertiliser, as N nitrogen fertiliser, as N Cutoff, U	Engrais d'origine de synthèse 7 kg-N, 4 kg-P2O5, 6 kg-K2O / t-compost
Engrais évité (P2O5)	[6]	Végétaux	62 t	market for phosphate fertiliser, as P2O5 phosphate fertiliser, as P2O5 Cutoff, U	Engrais d'origine de synthèse 7 kg-N, 4 kg-P2O5, 6 kg-K2O / t-compost

Engrais évité (K2O)	[6]	Végétaux	93 t	market for potassium fertiliser, as K2O potassium fertiliser, as K2O Cutoff, U	Engrais d'origine de synthèse 7 kg-N, 4 kg-P2O5, 6 kg-K2O / t-compost
PLASTIQUE	[0]	Plastique	3 093 t		
Collecte	[1]	Plastique	30 930 t*km	municipal waste collection service by 21 metric ton lorry municipal waste collection service by 21 metric ton lorry Cutoff, U	
Tri du plastique	[3]	Plastique	3 093 t	treatment of waste polyethylene terephthalate, for recycling, unsorted, sorting waste polyethylene terephthalate, for recycling, sorted Cutoff, U	
Production de PET amorphe recyclé	[5]	Plastique	2 546 t	polyethylene terephthalate production, granulate, amorphous, recycled polyethylene terephthalate, granulate, amorphous, recycled Cutoff, U	1.215 t de déchet de PET sont nécessaires pour produire 1 t de PET amorphe
Production de PET amorphe évitée	[6]	Plastique	2 418 t	polyethylene terephthalate production, granulate, amorphous polyethylene terephthalate, granulate, amorphous Cutoff, U	Taux de substitution de 95% d'après Haupt et al. 2018
ENCOMBRANTS	[0]	Encombrants	18 274 t		
Apport en déchèterie	[1]	Encombrants	182 740 t*km	transport, freight, light commercial vehicle transport, freight, light commercial vehicle Cutoff, U	
Transport vers centre de tri	[2]	Encombrants	253 304 t*km	market for transport, freight, lorry, unspecified transport, freight, lorry, unspecified Cutoff, U	
Enfouissement (ISDND)	[4]	Encombrants	18 274 t	treatment of municipal solid waste, sanitary landfill municipal solid waste Cutoff, U	
[0] Flux de matière. Ne correspond pas à un dataset ; [1] Etape de collecte ; [2] Etape de transport ; [3] Etape de tri / séparation des déchets ; [4] Etape d'élimination, sans valorisation, des déchets ; [5] Etape de recyclage / valorisation des déchets ; [6] Substitution d'une ressource par le déchet valorisé					

2.2.1 - Collecte et transport

Modélisation des émissions directes en cours

La collecte et le transport des déchets sont au cœur du projet SIMODEM. Un des objectifs du projet est d'évaluer avec précision les émissions directes de polluants et les consommations d'énergie associées à ces étapes du cycle de vie des déchets. Cette évaluation repose (1) sur la caractérisation des trajets effectués, notamment grâce à la Matrice Origine Destination (MOD), couplée à un modèle d'affectation des transports et (2) sur le recours aux modèles développés par le logiciel COPERT⁷, pour le transport routier. Une des tâches de SIMODEM, actuellement en cours de réalisation par le LAET, vise à utiliser ces modèles pour modéliser plus finement ces émissions, sur les trajets identifiés dans la MOD.

- [Caractérisation du parc de véhicules utilisés](#)

Outre la caractérisation des trajets, l'évaluation des émissions directes de polluants nécessite également de connaître la capacité de charge et la norme de construction des véhicules, qui va de EURO1 à EURO6 pour les plus récents.

Pour la collecte des déchets au sein de la Métropole, les prestataires recourent à 10 bennes électriques et 47 bennes roulant au Gaz Naturel Véhicule (Grand Lyon, 2017). Ces derniers, de charge utile variable (entre 10 et 26 tonnes), sont de norme EURO5 ou EURO6.

Il n'a pas été possible d'avoir des données spécifiques sur le parc utilisé pour le transport des déchets après collecte, ce dernier étant effectué par des prestataires extérieurs. Le Tableau 2.5 compile les distances parcourues par le parc de camions en France en 2014. En supposant une charge utile moyenne pour chaque catégorie et un taux de remplissage de 60% (ADEME, 2020), il a été possible d'estimer les contributions de chaque classe de camion (charge utile, norme) au marché français du transport (en tonnes*kilomètres). La Figure 2.4 résume ces contributions. Elle met en évidence la forte représentation des camions de forte capacité. Ces données, appliquées au transport de marchandises toutes catégories confondues, mériteraient d'être adaptées au secteur du transport des déchets.

⁷ Ce logiciel permet de quantifier les émissions directes de polluants et les consommations de carburant en phase d'utilisation des véhicules, en fonction de divers paramètres (régime de vitesse, chargement, modèle de véhicule, température extérieure, etc.)

Tableau 2.5 : Distances parcourues (km) par les camions en circulation en France en 2014 par catégorie (taille) et par norme d'émission

Catégorie	CU moyenne*	Conventionnel	EURO I	EURO II	EURO III	EURO IV	EURO V	EURO VI
Articulé								
14 - 20 t	17	0	0	0	37 544	42 943	49 145	54 333
20 - 28 t	24	27 920	0	36 464	41 704	47 701	54 590	60 353
28 - 34 t	31	28 616	0	37 374	42 744	48 891	55 951	61 858
34 - 40 t	37	31 610	36 119	41 284	47 216	54 005	61 805	68 330
40 - 50 t	45	34 186	39 062	44 648	51 064	58 407	66 842	73 899
50 - 60 t	55	0	0	0	39 624	45 322	51 867	57 343
Gasoline >3,5 t	3.5	28 693						
Rigide								
<=7,5 t	7.5	17 476	19 969	22 825	26 104	29 858	34 170	37 778
>32 t	32	32 097	36 676	41 920	47 944	54 838	62 758	69 383
12 - 14 t	13	28 268	32 300	36 919	42 224	48 296	55 270	61 106
14 - 20 t	17	28 624	32 707	37 384	42 755	48 904	55 966	61 875
20 - 26 t	23	32 794	37 471	42 829	48 984	56 028	64 119	70 889
26 - 28 t	27	0	0	37 374	42 744	48 891	55 951	61 858
28 - 32 t	30	32 794	37 471	42 829	48 984	56 028	64 119	70 889
7,5 - 12 t	11.75	29 312	33 493	38 283	43 784	50 080	57 312	63 363

* Charge utile moyenne au sein d'une même catégorie de camion. Retenue pour estimer les besoins en transport satisfaits par les camions.

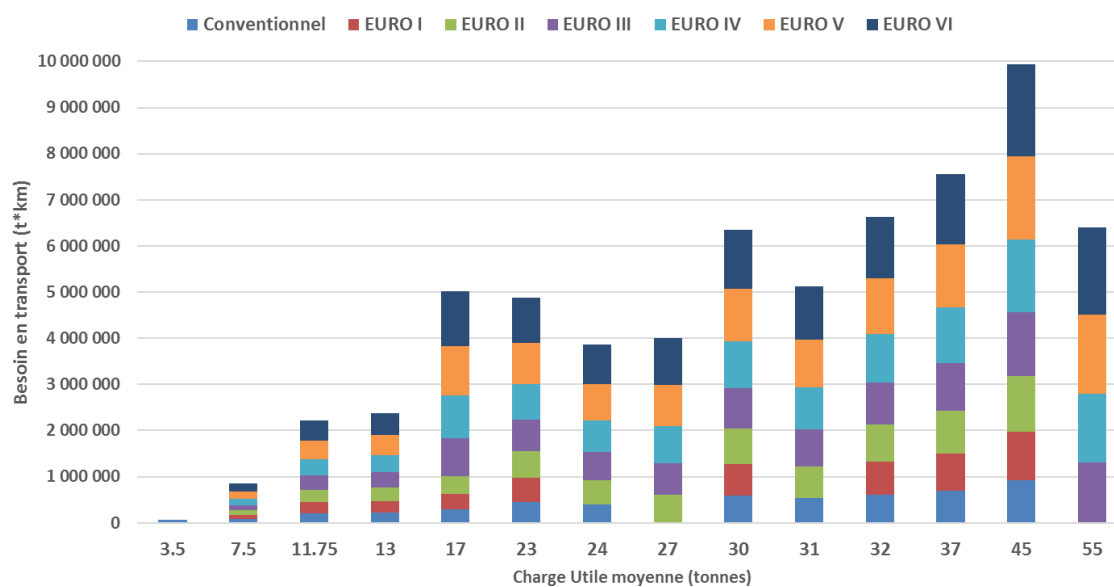


Figure 2.3 : Répartition des transports effectués par camion selon leur norme d'émission et leur charge utile moyenne

Données provisoires issues d'ecoinvent

En attendant que les modèles d'évaluation des émissions du LAET soient opérationnels, les impacts directs sont, tout comme les impacts indirects, modélisés à partir des données génériques fournies par la base de données ecoinvent. Cette dernière modélise le transport des déchets via un mix de 3 modes de transports : camion benne municipal, camion, train, qui sont réciproquement décrits dans ecoinvent avec les flux de référence suivants :

- « municipal waste collection service by 21 metric ton lorry »
- « transport, freight, lorry, unspecified »
- « transport, freight train »

La base ecoinvent propose plusieurs datasets pour décrire les fournisseurs de ces services de transport, mais ces derniers sont suisses ou européens et utilisent des parcs de véhicules différents de ceux mobilisés par les opérateurs français.

Dans le cas du transport par camion, les parts de marché des différents types de véhicules, exprimées en tonnes*kilomètres, correspondent également à des parts de marché moyennes pour tous types de marchandises, mais à l'échelle européenne, détaillées dans le Tableau 2.6 et la Figure 2.4. Ce marché est dominé par des camions de norme EURO3-4 et de plus de 16 t de charge utile, ce qui diffère nettement du marché français développé plus haut, dominé par les camions de norme récente. A l'inverse, les données ecoinvent ne tiennent pas compte de la présence sur le marché de véhicules présentant des normes d'émissions antérieures à EURO3.

Il est probable que les véhicules classés comme EURO3 par ecoinvent soient en fait des véhicules de norme EURO3 et antérieures, et que ce soit cette agrégation qui cause la surreprésentation des véhicules EURO3. Ces différences entre France et Europe peuvent également s'expliquer par la diffusion plus lente des motorisations récentes au niveau européen qu'au niveau français, ainsi que par l'ancienneté des données ecoinvent.

Quoi qu'il en soit, les données détaillées au niveau français (Tableau 2.5) peuvent difficilement être intégrées dans la nomenclature ecoinvent (Tableau 2.6), vu que les classes de charge utile se chevauchent d'une source de données à l'autre. Dans un premier temps, il est donc choisi de privilégier les données ecoinvent, en dépit de leurs limites. Ce choix est d'autant plus acceptable que l'état de l'art réalisé dans le livrable 1 a précisé que, à l'échelle de la France

comme de plusieurs autres pays européens, la mobilité des déchets était un contributeur mineur aux impacts de la gestion des déchets (Adreasi Bassi, et al., 2017; Beziat, et al., 2020).

Tableau 2.6 : Parts de marché des camions par charge utile et par norme d'émission, en % du besoin en transport total (t*km), d'après ecoinvent⁸

Norme	>32 t	16-32 t	7.5-16 t	3.5-7.5 t	Total toutes charges utiles
EURO3	26.4%	15.1%	1.8%	1.5%	44.7%
EURO4	24.4%	12.4%	1.3%	1.0%	39.0%
EURO5	8.9%	4.2%	0.4%	0.3%	13.8%
EURO6	1.5%	0.7%	0.1%	0.1%	2.4%
Total toutes normes	61.1%	32.4%	3.6%	2.8%	100.0%

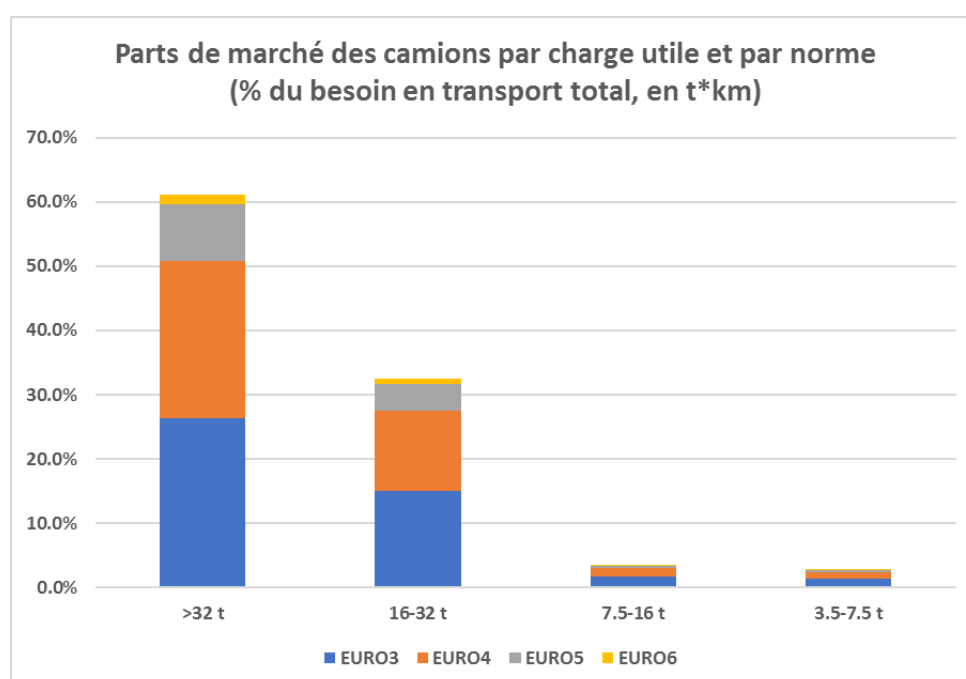


Figure 2.4 : Parts de marché des camions par charge utile et par norme d'émission, en % du besoin en transport total (t*km), d'après ecoinvent

2.2.2 - Centre de tri

Les centres de tri réceptionnent les déchets issus de la collecte sélective ou des déchèteries. Ces derniers sont en mélange (emballages papiers, cartons, plastiques, aluminium) et peuvent contenir des défauts de tri (déchets non recyclables, qui auraient dû être jetés dans

⁸ Les données en question proviennent des datasets « market for transport, freight, lorry, unspecified » et « transport, freight, lorry, all sizes, EUROX to generic market for transport, freight, lorry, unspecified », avec le **X** représentant le numéro de la norme.

la poubelle grise, papiers souillés, etc.). L'objectif des centres de tri est d'extraire de ce mélange les matières valorisables pour les envoyer vers les filières de recyclage appropriées.

La base ecoinvent décrit les opérations de tri avec une logique différente (cf. Figure 2.5) : elle considère les déchets comme des ressources individuelles – donc non mélangées à d'autres types de déchets – et dont le tri permet d'extraire une fraction valorisable. Les datasets liés au tri des déchets sont donc spécifiques à un type de déchet particulier.

En pratique, cette logique impose d'utiliser des datasets différents pour décrire le tri de chaque type de déchet. Les impacts du tri du mélange de déchets sont dès lors estimés par une somme pondérée des impacts de chaque opération de tri décrite dans ecoinvent. Cette approche sous-estime les quantités de refus de tri, vu qu'elle fait l'hypothèse que les déchets de différents types étaient déjà séparés : ces pertes ne sont que de quelques pourcents pour chaque type de déchets, alors que le bilan des centres de tri quantifie des pertes de 34%⁹.

Pour modéliser le tri de façon plus réaliste, le refus de tri sortant des installations a donc été considéré comme une ressource à part entière, qui subit lui aussi une opération de tri. Les impacts de cette opération sont calculés comme une moyenne pondérée des impacts des autres déchets (papiers, cartons, plastiques).

⁹ 20 797 t de refus de tri pour un flux total réceptionné de 61 561 t de déchets en 2017.

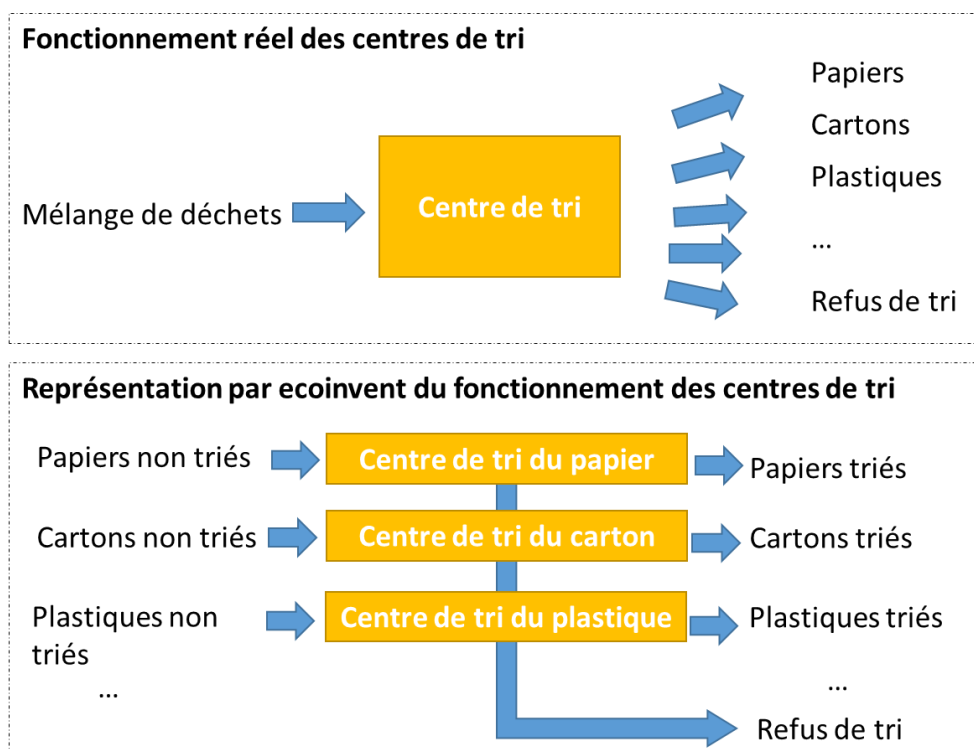


Figure 2.5 : Comparaison entre le fonctionnement d'un centre de tri et sa représentation par ecoinvent

2.2.3 - Incinération

Description de la filière

En 2017, les incinérateurs de Lyon et Rillieux-la-Pape ont incinéré 386 605 t de déchets, dont 301 893 t d'OMR et 16 888 t de refus de tri. Le reste est constitué de déchets issus d'autres collectes, exclues du périmètre de l'étude (Figure 2.6). Après réception sur les sites des incinérateurs, les déchets sont mélangés et acheminés vers la chaudière où ils sont incinérés. La chaleur produite est captée par des échangeurs de chaleur, qui génèrent de la vapeur à haute pression, utilisée pour produire de l'électricité via un turboalternateur, ainsi que pour alimenter les réseaux de chaleur de Lyon et Rillieux. Les fumées subissent quant à elles des traitements par filtration (électrofiltres, pour enlever les poussières), lavage acido-basique (pour neutraliser les acides issus de la combustion des plastiques), et par réduction catalytique à haute température (pour éliminer les dioxines et oxydes d'azote). Les résidus solides (mâchefers) issus de l'incinération sont récoltés et une partie de l'acier qu'ils contiennent est extraite pour être recyclée. Les mâchefers sont ensuite envoyés vers une plateforme de maturation où le reste des métaux (acier, aluminium) est extrait. Les autres déchets d'incinération (notamment issus du traitement des fumées) sont envoyés vers des filières de traitement / enfouissement.

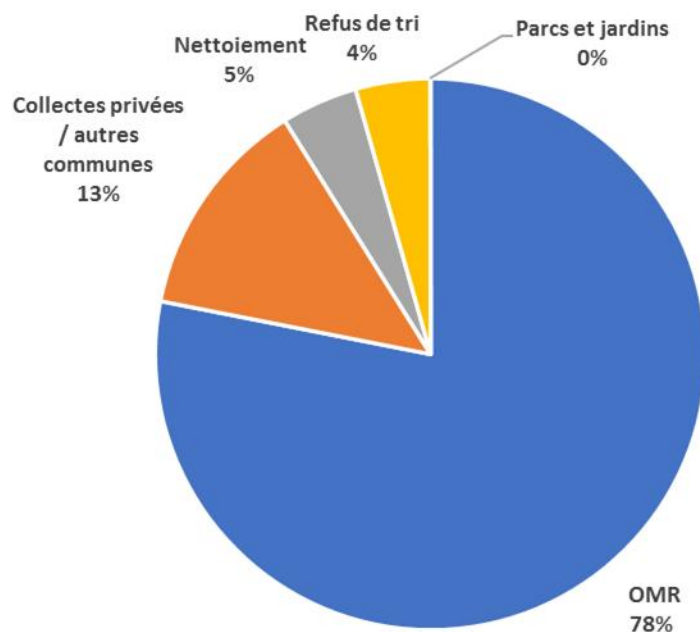


Figure 2.6 : Répartition des déchets incinérés par la Métropole en 2017, par origine - Total : 386 605 t (Grand Lyon, 2017)

Les inventaires de cycle de vie associés à l’incinération de ces déchets combinent différentes sources d’information, détaillées dans les paragraphes suivants :

- **Pour les principaux flux** (production / consommation d’énergie, déchets et coproduits) : données collectées auprès des services de la Métropole, des rapports d’activité (Grand Lyon, 2017; VALORLY, 2016) ;
- **Pour les flux secondaires** (consommables, émissions directes de l’incinération, amortissement des infrastructures) : outil WILCI (Beylot, et al., 2017), cf. encadré ci-dessous.

Les UTVE de Rillieux-la-Pape et de Lyon Sud (Gerland) utilisent les mêmes technologies, mais diffèrent par leur capacité de traitement (Tableau 2.7 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Les données d’entrée du modèle sont celles du rapport d’activité de l’UTVE de Rillieux-la-Pape (VALORLY, 2016), qui décrit en détails la technologie utilisée.

Tableau 2.7 : Caractéristiques des UTVE de Rillieux-la-Pape et de Gerland

	Rillieux	Gerland
Gestionnaire	Suez	Régie
Taille	2 lignes	3 lignes
Capacité de traitement	150 kt/an	250 kt/an
Capacité autorisée	180 kt/an	270 kt/an
Composition des déchets	Source MODECOM	

Technologies pour la dépollution des fumées	Poussières : Electrofiltre et lavage en solution aqueuse NOx / dioxines : réduction catalytique sélective (SCR) à haute température
Valorisation de la chaleur	Cogénération

L'outil WILCI est un outil d'évaluation environnementale des impacts de l'incinération, développé par le Bureau de Recherches Géologiques et Minières (Beylot, et al., 2017). Il nécessite des données sur la composition des déchets, les technologies de dépollution des fumées utilisées (poussières, NOx, SOx, dioxines, COV), les principaux consommables utilisés, et le mode de valorisation de la chaleur produite (cogénération, chaleur seule, électricité seule, aucune). En retour, il construit des inventaires complets, tenant notamment compte :

- des émissions de polluants issus des déchets vers les différents compartiments environnementaux (eau, air, sol, notamment pour les mâchefers valorisés en sous-couche routière) ;
- de l'amortissement des équipements / infrastructures ;
- du rendement de récupération de métaux de valeur, grâce à des données génériques qui peuvent être adaptées.

Il a été utilisé pour évaluer une partie des impacts de l'incinération dans le scénario de base (2017) et pourra être utilisé pour modéliser les effets du changement de composition des OMR, à la suite de l'extension des consignes de tri.

Résumé des principaux flux

Le Tableau 2.8 résume les principales données relatives à l'incinération des déchets par les UTVE de la Métropole en 2017. Le détail du calcul du bilan énergétique est présenté plus bas. Ces données concernent l'incinération de l'ensemble des déchets reçus par les UTVE. Elles sont ramenées à la tonne de déchet incinéré, pour tenir compte du fait que 18% des déchets incinérés n'entrent pas dans le périmètre de SIMODEM (cf. Figure 2.6). Le calcul des impacts sera réalisé avec les seuls DMA incinérés entrant dans le périmètre (318 781 t de déchets, dont 301 893 t d'OMR et 16 888 t de refus de tri)

Le Tableau 2.8 présente également les datasets ecoinvent utilisés pour compléter l'inventaire de cycle de vie de l'incinération, ainsi que les éventuelles modifications apportées ou hypothèses sous-jacentes.

Tableau 2.8 : Description des principaux flux générés par l'incinération en 2017, pour 386 605 t de déchets incinérés

	Unité	Quantité en 2017	par tonne de déchet incinérée	Dataset ecoinvent correspondant	Commentaire
Quantité de déchets incinérés*	t	386 605	1		
Bilan énergétique de l'incinérateur					
Consommation de gaz naturel	MWh	48 712	0.1260	market for natural gas, high pressure natural gas, high pressure Cutoff, U	0.126 MWh/t de déchet incinérée, essentiellement pour le traitement des fumées
Consommation d'électricité du réseau	MWh	5 412	0.0140	market for electricity, medium voltage electricity, medium voltage Cutoff, U - FR	0.014 MWh/t de déchet incinérée
Chaleur vendue	MWh	221 138	0.5720	heat and power co-generation, natural gas, conventional power plant, 100MW electrical heat, district or industrial, natural gas Cutoff, U	0.572 MWh/t de déchet incinérée
Electricité vendue	MWh	69 589	0.1800	market for electricity, medium voltage electricity, medium voltage Cutoff, U - FR	0.180 MWh/t de déchet incinérée
Métaux ferreux sortant de l'incinérateur	t	4 149	0.0107		Production de ferraille par l'incinérateur
Transport des métaux ferreux vers recyclage	t*km	1 436 405	3.7154	transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 Cutoff, U	Transport renseigné dans WILCI
Production d'acier recyclé	t	3 755	0.0097	steel production, electric, low-alloyed steel, low-alloyed Cutoff, U	Production d'acier : 1 105 kg de ferrailles nécessaires pour produire 1 t d'acier recyclé
Production d'acier primaire évitée	t	3 755	0.0097	steel production, converter, low-alloyed steel, low-alloyed Cutoff, U	Production d'acier primaire
REFIOM sortant de l'incinérateur	t	2 554	0.0066		

Transport des REFIOM vers site d'enfouissement	t*km	674 236	1.7440	transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 Cutoff, U	Mode de transport renseigné dans WILCI
Enfouissement (ISDD)	t	2 554	0.0066	treatment of average incineration residue, residual material landfill average incineration residue Cutoff, U	
Mâchefers sortant de l'incinérateur	t	69 118	0.1788		Mâchefers d'incinération
Transport vers plateforme de maturation	t*km	5 208 489	13.4724	transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 Cutoff, U	
Maturation des mâchefers	t	69 118	0.1788		
Mâchefers non inertes**	t	3 456	0.0089		
Transport vers enfouissement	t*km	250 524	0.6480	transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 Cutoff, U	
Enfouissement (ISDND)	t	3 456	0.0089	process-specific burdens, slag landfill process-specific burdens, slag landfill Cutoff, U	Enfouissement des mâchefers non inertes
Remblais**	t	63 243	0.1636	gravel production, crushed gravel, crushed Cutoff, U	Production de granulat évitée
Métaux ferreux issus de mâchefers**	t	1 590	0.0041		
Transport vers recyclage	t*km	865 842	2.2396	transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 Cutoff, U	
Production d'acier recyclé	t	1 439	0.0037	steel production, electric, low-alloyed steel, low-alloyed Cutoff, U	Production d'acier : 1 105 kg de ferailles nécessaires pour produire 1 t d'acier recyclé
Production d'acier primaire évitée	t	1 439	0.0037	steel production, converter, low-alloyed steel, low-alloyed Cutoff, U	Production d'acier primaire
Métaux non ferreux issus de mâchefers**	t	829	0.0021		

Transport vers recyclage	t*km	497 023	1.2856	transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 Cutoff, U	
Production d'aluminium recyclé	t	805	0.0021	treatment of aluminium scrap, post-consumer, prepared for recycling, at refiner aluminium, cast alloy Cutoff, U	Recyclage de l'aluminium : 1.03 t de déchet d'aluminium sont nécessaires pour produire 1 t d'aluminium recyclé
Production d'aluminium primaire évitée	t	805	0.0021	market for aluminium, primary, ingot aluminium, primary, ingot Cutoff, U	Marché mondial adapté pour retirer transport

* Regroupe les OMR, refus de tri et déchets issus d'autres collectes

** Flux de matière sortant de la plateforme de maturation des mâchefers, par opposition aux autres flux sortant de l'incinérateur

Les quantités de déchets et besoins en transport sont issus de la Matrice Origine Destination. Les quantités de métaux recyclés produites sont calculées à partir d'hypothèses de rendement issues des datasets d'ecoinvent

- Bilan énergétique

Les données de production / consommation d'énergie issues du rapport d'activité de l'incinérateur de Rillieux (VALORLY, 2016), sont préférées à celles de WILCI, car elles correspondent à une mesure réelle et non à une modélisation. Elles sont extrapolées à l'ensemble de la filière et pour l'année 2017 (Tableau 2.9). Le Tableau 2.10 présentera la différence entre la modélisation et les valeurs réelles.

Pour son fonctionnement, l'incinérateur consomme du gaz naturel pour le démarrage de la chaudière dans laquelle les déchets sont incinérés, mais surtout pour le traitement des fumées, réalisé par des lits catalytiques portés à haute température. L'UTVE consomme également de l'électricité pour la manipulation des déchets, la circulation des fumées et l'utilisation des locaux. La chaleur produite par l'UTVE est valorisée sous forme de vapeur distribuée sur les réseaux de chaleur locaux et partiellement convertie en électricité, dont une partie importante contribue à l'autonomie énergétique du site.

Tableau 2.9 : Bilan énergétique de l'incinération pour l'UTVE de Rillieux (VALORLY, 2016)

Inputs	Unité	Quantité	Quantité /tonne de déchet	Commentaire
Déchets*	t	145714	1.000	Capacité de traitement : 150000t/an
Gaz naturel	MWh	18290	0.126	(Allumage chaudière : 2 867,0, traitement de fumée : 14 917,8, chaudière secours : 505,6) : 126 kWh/t déchet
Electricité	MWh	1998	0.014	Electricité fournie par le réseau
Electricité	MWh	17604	0.121	Electricité produite par le Groupe Turbo Alternateur de l'UTVE
Outputs				
Chaleur produite - non valorisée (fumées, refroidissement)	MWh	137248	0.942	Chaleur sortie d'usine : 108249,36 MWh ; chaleur vendue : 83341 MWh. Production totale de chaleur : 289267 MWh
Chaleur sortie d'usine – pertes en ligne	MWh	24908	0.171	
Chaleur vendue	MWh	83341	0.572	
Electricité consommée sur place	MWh	17604	0.121	Electricité produite : 43769 MWh ; vendue : 26166 MWh
Electricité vendue	MWh	26166	0.180	

* Les déchets évoqués ici sont le mélange de déchets (OMR, refus de tri, autres collectes) réceptionné par l'incinérateur.

Le Tableau 2.10 compare les rendements énergétiques mesurés et simulés par WILCI. Il en ressort que l'UTVE étudiée a un meilleur rendement de production d'électricité que la moyenne nationale pour de la cogénération, mais que ce gain est compensé par un rendement

thermique inférieur. Les deux UTVE ne récupèrent pas de chaleur d'incinération en autoconsommation – bien que ce scénario soit à l'étude.

Tableau 2.10 : Comparaison des bilans énergétiques de l'UTVE Rillieux entre données sources et modélisées par WILCI, en pourcentage du PCI des déchets

Type de valorisation de la chaleur d'incinération	Vers le réseau		Autoconsommation		Total
	Electricité	Chaleur	Electricité	Chaleur	
Electricité (modèle WILCI)	15%	0%	2%	7%	24%
Chaleur (modèle WILCI)	0	41%	0	8%	50%
Cogénération (modèle WILCI)	6%	41%	2%	3%	52%
Aucune valorisation (modèle WILCI)	0%	0%	0%	0%	0%
UTVE Rillieux (mesure)	9%	29%	6%	0%	44%

- Valorisation des mâchefers

Ce paragraphe traite la modélisation de l'impact environnemental de la maturation des mâchefers. Ni WILCI ni ecoinvent ne présentent de données spécifiques au procédé de maturation, avec un jeu de données dédié ; dans l'outil WILCI, les inventaires de flux liés à la gestion des mâchefers (calculés avec l'onglet « Bottom Ashes management ») sont agrégés avec les inventaires liés à l'incinération et la gestion des REFIOM. Pour cette étape WILCI ne considère que les consommations énergétiques liées à l'extraction des métaux, leurs émissions associées, ainsi que les émissions des mâchefers. L'amortissement des infrastructures est exclu du périmètre.

Le Tableau 2.11 résume les consommations énergétiques nécessaires pour extraire les métaux des mâchefers, sur la plateforme de maturation, calculées avec WILCI. Les consommations de diesel correspondent à un total de 2242 GJ¹⁰, soit une consommation de 32,43 MJ/t de mâchefer traitée. Ces données, ainsi que les émissions des mâchefers calculées par WILCI¹¹, ont été compilées dans un jeu de données dédié.

¹⁰ En supposant une énergie spécifique de 45.4 GJ/t de diesel et une densité de 0.84 kg/l de diesel (Beylot, et al., 2017).

¹¹ Les émissions en question sont vers les sols et l'eau. Elles sont toutefois plus liées à l'utilisation des mâchefers comme remblais qu'à leur maturation en tant que telle. Aucune émission atmosphérique liée à l'envol éventuel de poussières, en plateforme de maturation, n'est imputée aux mâchefers.

Tableau 2.11 : Consommations énergétiques pour l'extraction de métaux des mâchefers calculées avec l'outil WILCI (Beylot, et al., 2017)

	Unité	Quantité
Quantité de mâchefer traitée	t	69 118
Quantité de ferraille extraite	t	1 590
Quantité d'aluminium extraite	t	829
Consommation d'électricité pour extraire les métaux	kWh	64 670
Consommation de diesel pour extraire les métaux	l	54 752
Consommation de diesel pour conditionner les métaux	l	4 027

- Taux de récupération des métaux

L'incinération génère, d'après le Tableau 2.8, 14,8 kg de ferraille et 2,1 kg d'aluminium par tonne de déchets incinérés, soit 1,7% de la masse des déchets. Or le MODECOM a établi que la composition en métaux des OMR était de 4% (cf. Figure 1.2). Le rendement de récupération des métaux est donc de l'ordre de 40% - bien que ce chiffre soit en réalité très dépendant des incertitudes sur la teneur réelle en métaux des OMR. A titre indicatif, ce taux de récupération, retenu pour cette étude, est nettement inférieur à celui avancé par WILCI, qui table plutôt sur un rendement de récupération de 75% pour les ferrailles et 50% pour l'aluminium (Beylot, et al., 2017).

Recours à l'outil WILCI pour les flux secondaires

L'outil WILCI a permis de quantifier les émissions de polluants associées à l'incinération des déchets, l'amortissement des équipements ainsi que les consommations de produits chimiques, en complément des données fournies par la Métropole (Tableau 2.12). Il permet également, en principe, d'évaluer les impacts des procédés en aval de l'incinération (élimination des REFIOM, valorisation des mâchefers), mais vu que les quantités de déchets en jeu sont connues pour la Métropole, les données réelles sont préférées à ces résultats de simulation. L'outil sera néanmoins utile pour réaliser des simulations des impacts de l'incinération en fonction du mix de production de déchets.

Il convient de noter que WILCI génère des jeux de données compatibles avec le logiciel SimaPro, pour lequel EVS/EMSE n'a pas de licence. Une étape préalable à l'utilisation des résultats de WILCI a donc été la construction d'un convertisseur dans le cadre d'un projet de recherche étudiant.

Tableau 2.12 : Synthèse des consommables utilisés par l'UTVE de Rillieux-la-Pape en 2017 pour l'incinération de 145 714 tonnes de déchets, telle qu'entrée dans WILCI

List of reagents	Mass consumed (in kg), relative to the total mass of waste incinerated	
Sodium bicarbonate		
Slaked lime	351000	Traitement des fumées (acidité)
Lime with high specific area		
Quicklime		
Caustic soda	50500	Traitement des fumées (SOx) 101 t de lessive de soude à 50%
Ammonia	84000	Traitement des fumées (oxydes d'azote et dioxines-furannes) 336 tonnes d'eau ammoniacale à 25%
Urea		
Active coal	8000	Traitement des fumées (métaux lourds et volatiles comme le mercure, dioxines furannes)
Lignite coke		
Dioxorb [®]		

2.2.4 - Enfouissement

L'enfouissement des déchets concerne les OMR et refus de tri qui ne sont pas incinérés ainsi que les encombrants. La base ecoinvent décrit différents types d'installations, résumés dans le Tableau 2.13. Les jeux de données décrivant l'enfouissement des déchets dans ces installations incluent dans leur périmètre la réception et les opérations de stockage des déchets, l'amortissement des installations et les émissions à long terme des polluants.

Tableau 2.13 : Description des types d'installations de stockage sous ecoinvent

Type de site	Description	Equivalent français
<i>Traitement et élimination de déchets non dangereux</i>		
inert material landfill	Enfouissement de déchets inertes, insolubles et non pollués, constitués majoritairement de déchets minéraux (briques, béton, matières excavées avec un taux de carbone inférieur à 5%)	ISDI
sanitary landfill facility	Enfouissement de déchets municipaux non traités	ISDND
slag landfill	Compartiment scellé d'un ISDND, dédié à l'enfouissement des mâchefers	ISDND
<i>Traitement et élimination de déchets dangereux</i>		
residual material landfill	Enfouissement de déchets inorganiques et pollués	ISDD

2.2.5 - Recyclage

Ce paragraphe décrit sommairement les procédés impliqués dans le recyclage des différents types de déchets. Il est basé sur l'analyse des données présentes dans ecoinvent, dont les principales valeurs chiffrées sont indiquées dans le Tableau 2.4, ainsi que sur leur description (Haupt, et al., 2018).

Papier et carton

Le procédé de recyclage du papier consiste en :

- une étape de désencrage, pendant laquelle le papier est mélangé avec de l'eau et des produits chimiques pour retirer les encres et autres impuretés et produire de la pulpe de papier désencrée : 929 kg de papier sont nécessaires pour produire 1 t de pulpe ;
- une étape de production de papier à partir de cette pulpe : 794 kg de pulpe sont nécessaires pour produire 1 t de papier recyclé, le reste des intrants étant essentiellement de la chaux (152 kg / t de papier) et d'autres produits chimiques.

Le recyclage du carton consiste en des étapes similaires (mélange avec de l'eau, broyage et formation d'une pulpe, extraction des impuretés, etc.)

Verre

Après réception sur le site de recyclage, le verre est broyé pour former du calcin. Après extraction des impuretés (étiquettes, métaux, etc.), ce calcin est fondu jusqu'à 1580°C, mélangé avec d'autres intrants puis soufflé dans les moules appropriés pour façonner les contenants en verre recyclé, avant d'être refroidi.

Gravats

Une fois réceptionnés en centre de recyclage, les gravats sont concassés pour en extraire les éléments indésirables (ferrailles, notamment). Selon leur qualité et la demande locale, ils sont soit recyclés comme du granulats primaire, soit utilisés comme remblais (Paprec, 2020a). Dans les deux cas, ils permettent une économie de granulats concassés.

Biodéchets (compostage)

Pour la valorisation des biodéchets, plusieurs filières sont en place en 2017 : le compostage industriel et, en proportions bien plus faibles, le compostage individuel. L'ensemble de ces filières, encore émergentes / marginales en l'absence d'une collecte sélective des biodéchets hors déchets verts, intéressent particulièrement la Métropole de Lyon, dans le cadre de ses futurs scénarios de gestion des biodéchets. Le compostage est un processus de décomposition

aérobie (en présence d'oxygène) des biodéchets pour former du compost, un produit stabilisé, hygiénique, semblable à un terreau, riche en composés humiques et minéraux. Dans le cas du compostage industriel, cette opération se fait sur une plateforme dédiée, où les déchets sont broyés, mélangés, puis disposés en andains pour être aérés. La décomposition de la matière libère de la chaleur qui stérilise le compost, ainsi que de la vapeur d'eau et des composés organiques. Au bout de plusieurs semaines, le compost mature est utilisable en agriculture ou horticulture.

La question de la valorisation des biodéchets a fait l'objet de projets de recherche étudiants au sein de l'École des Mines de Saint-Etienne, notamment pour comparer les filières de compostage industriel, individuel et la méthanisation. Ces sujets présentaient un intérêt particulier car (1) les biodéchets représentent une fraction importante des OMR, (2) leur valorisation agricole présente une opportunité de retour à la terre des nutriments qu'ils contiennent, qui intéresse particulièrement la Métropole, et (3) de nouvelles réglementations imposeront la collecte séparée des biodéchets pour leur valorisation. Ces travaux, à visée prospective, pourront participer à l'élaboration de scénarios dédiés.

Plastique

Le plastique destiné au recyclage provient exclusivement de la collecte métropolitaine ; celui qui est collecté en déchèterie entre dans la catégorie des encombrants et est enfoui. Il existe cinq types de plastiques recyclables : le polychlorure de vinyle (PVC), le polyéthylène (PE), le polystyrène (PS), le polyéthylène téréphtalate (PET) et le polypropylène (PP) (Paprec, 2020b). La base ecoinvent ne permet de décrire que les deux catégories de plastiques collectées depuis le plus longtemps – le PET et le PE – avec les procédés suivants (Haupt, et al., 2018) :

- polyethylene terephthalate production, granulate, amorphous, recycled
- polyethylene terephthalate production, granulate, bottle grade, recycled
- polyethylene production, high density, granulate, recycled

Faute de données sur la caractérisation exacte des plastiques, le premier procédé, décrivant la production de PET amorphe, est retenu pour modéliser le recyclage du plastique. Le PET amorphe est en effet valorisable dans une plus grande diversité d'usages (emballage, fibres, contenants, etc.) (Haupt, et al., 2018) et peut contenir une plus grande proportion de plastique recyclé. Après réception et élimination des impuretés, les déchets plastiques sont broyés puis purifiés à nouveau pour retirer les restes d'étiquettes, bouchons en PE, etc. Ils sont ensuite mélangés à d'autres produits chimiques et chauffés pour séparer les polymères du plastique, qui sont ensuite réutilisés pour fabriquer des granulés utilisables.

Métaux

L'incinération des déchets génère, entre autres coproduits, des flux de métaux ferreux (acier) et non ferreux (aluminium) qui sont captés et recyclés. Ces flux de métaux sont inclus dans le périmètre de l'étude, à l'opposition des métaux issus d'autres modes de collecte (e.g. cannettes, métaux issus de déchèterie). Après collecte, les ferrailles sont déchetées et fondues dans un four à arc électrique, mélangées à des adjuvants et traitées pour en extraire les impuretés.

2.3 - Etape 3 : Evaluation des Impacts du Cycle de Vie

Cette partie présente les résultats de l'Evaluation des Impacts du Cycle de Vie du système étudié. Les impacts environnementaux sont analysés à l'échelle de l'ensemble du système (toutes étapes, toutes filières), puis un focus est effectué sur les filières présentant des enjeux particuliers.

2.3.1 - Analyse des contributions aux impacts globaux

Impacts bruts par étape du cycle de vie

Le Tableau 2.14 et la Figure 2.7 présentent les contributions des différentes étapes de la filière de gestion des déchets à ses impacts totaux. Ces contributions sont exprimées en valeurs brutes (Tableau 2.14) et en pourcentage de l'enjeu environnemental global (Figure 2.7)¹². Il en ressort plusieurs observations, synthétisées dans l'encadré ci-dessous.

- **Le bénéfice environnemental associé aux économies de ressources permises par la valorisation des déchets est souvent significatif** (représentant au moins 25% de l'enjeu environnemental). Il permet de compenser complètement les impacts de la gestion des déchets pour 10 des 16 catégories d'impact étudiées¹³ ;

¹² Par enjeu environnemental, on entend la somme des impacts générés et évités (au lieu de leur différence). Ce type de représentation est courant en ACV pour isoler les contributions individuelles de chaque étape.

¹³ Épuisement des ressources minérales (MRD) ; Destruction de la couche d'ozone (ODP) ; Changement climatique (CC) ; Substances ionisantes sur l'Homme (IR) ; Acidification (AC) ; Particules fines (PM) ; Épuisement des ressources fossiles (FRD) ; Eutrophisation des eaux douces (FEU) ; Ressource en eau (WU) ; Usage des sols (LU)

- **Les impacts de la mobilité des déchets** (collecte et transports, auxquels on peut même adjoindre le tri des déchets) **sont un contributeur mineur aux impacts environnementaux dans la plupart des cas** : ils représentent moins de 10% de l'enjeu environnemental pour toutes les catégories d'impact – **hormis les émissions de particules fines, pour lesquelles le tri est un contributeur étonnamment important** (PM)¹⁴. La contribution de la collecte et des transports aux impacts totaux ne dépasse les 10% que pour les émissions de particules fines (PM), la destruction de la couche d'ozone (ODP), l'eutrophisation des eaux marines (MEU) et des sols (TEU) et l'acidification des océans (AC), ces 3 dernières étant liées aux émissions de NOx et d'ammoniac des véhicules. Elle avoisine les 10% pour la consommation de ressources fossiles (FRD) et les changements climatiques (CC), et est inférieure à 5% pour les autres catégories d'impact ;
- Par opposition, l'essentiel des impacts de la gestion des déchets est imputable aux procédés de traitement (recyclage et élimination) des déchets pour l'ensemble des catégories.

Impacts par filière

La Figure 2.8 représente les contributions des différentes filières de traitement de déchets étudiées aux enjeux environnementaux. Pour rappel, le détail des procédés impliqués dans les filières de traitement est précisé dans le Tableau 2.4. Il ressort de ces résultats que les principaux contributeurs aux impacts, comme aux bénéfiques, de la gestion des déchets sont : le recyclage des papiers / cartons, le recyclage du verre et l'incinération / enfouissement des OMR et refus de tri¹⁵.

¹⁴ Une analyse plus détaillée, non présentée dans ce rapport, met en évidence que l'essentiel des émissions de particules fines liées aux procédés de tri proviendrait des poussières générées par le tri du carton (cf. dataset « treatment of waste paperboard, unsorted, sorting | waste paperboard, sorted »).

¹⁵ Les filières de traitement des OMR et refus de tri incluent les transport, l'enfouissement ainsi que les émissions directes, les consommables non énergétiques et l'amortissement des infrastructures pour l'incinération. La filière dite Incinération inclut les consommations énergétiques, la gestion des sous-produits (transport et traitement inclus) et les ressources économisées.

Pour plus de clarté, les consommations énergétiques de l'incinération devraient être imputées aux filières de traitement des OMR et des refus de tri, au prorata de leurs tonnages incinérés, pour que la filière Incinération ne traite que de la valorisation des sous-produits. Le choix d'allocation présenté dans ce livrable est justifié par la volonté de représenter facilement le bilan énergétique de la filière. Le détail de la filière est précisé plus bas.

Par opposition, **les filières de gestion des végétaux (compostage des déchets verts), de recyclage du plastique, des gravats et d'élimination des encombrants représentent moins de 5-10% des enjeux environnementaux** pour la quasi-totalité des catégories d'impact étudiées. Ces résultats sont cohérents avec le fait que les végétaux, gravats, encombrants et plastiques sont des contributeurs mineurs aux bilans massiques des déchets (cf. Figure 1.5).

Pour présenter une vision plus claire de ces résultats, il est utile de comparer les impacts de chaque filière de traitement des déchets, ramenés à la tonne de déchets traités. De cette manière, il est possible de concentrer l'analyse sur les impacts unitaires des procédés, en retirant de l'analyse l'effet de la contribution des déchets au tonnage total. Cette analyse permettra d'identifier les bases de scénarios potentiels pour la valorisation des déchets. Elle est présentée dans le paragraphe Comparaison des filières de traitement des déchets.

Par ailleurs, du fait de la complexité de la gestion des OMR, notamment par incinération (diversité de sources, d'étapes intermédiaires, d'exutoires et de coproduits), elle fait l'objet d'une attention particulière dans le paragraphe suivant.

Tableau 2.14 : Impacts environnementaux de chaque étape de la gestion des déchets,

Catégorie d'impact	Unité	Collecte (C)	Transport (T)	Tri (Tr)	Elimination (E)	Recyclage (R)	Total impacts (Tot = C+T+Tr+E+R)	Substitution (S)*	Ratio (C+T)/Tot
AC	mol H+-Eq	4.09E+04	2.28E+04	6.86E+03	1.31E+05	3.74E+05	5.75E+05	9.33E+05	11%
CC	kg CO2-Eq	6.72E+06	4.58E+06	2.83E+06	3.77E+07	5.94E+07	1.11E+08	1.60E+08	10%
ECOTOX	CTU	2.06E+06	1.25E+07	6.50E+06	1.96E+08	9.43E+07	3.11E+08	1.37E+08	5%
FEU	kg P-Eq	4.02E+02	3.48E+02	3.72E+02	6.73E+03	1.79E+04	2.57E+04	4.73E+04	3%
FRD	MJ	9.31E+07	7.04E+07	2.41E+07	2.85E+08	1.15E+09	1.63E+09	2.90E+09	10%
HTOX_c	CTUh	3.84E-02	3.73E-02	1.35E-01	3.70E+00	3.73E+00	7.64E+00	4.61E+00	1%
HTOX_nc	CTUh	4.77E-01	7.44E-01	5.20E-01	3.56E+00	2.95E+01	3.48E+01	2.20E+01	4%
IR	kg U235-Eq	4.72E+05	3.62E+05	4.72E+05	3.30E+06	2.22E+07	2.68E+07	4.28E+07	3%
LU	points	2.32E+07	8.36E+07	1.79E+07	6.54E+07	1.51E+09	1.70E+09	1.56E+10	6%
MEU	kg N-Eq	1.55E+04	7.77E+03	3.29E+03	1.14E+05	9.20E+04	2.33E+05	1.91E+05	10%
MRD	kg Sb-Eq	1.42E-03	2.46E-03	1.44E-03	2.15E-02	1.14E-01	1.41E-01	1.50E-01	3%
ODP	kg CFC-11-Eq	1.45E+00	1.05E+00	2.11E-01	2.58E+00	8.22E+00	1.35E+01	1.94E+01	19%
PM	disease incidence	1.16E+00	3.89E-01	2.88E+00	9.81E-01	4.00E+00	9.41E+00	1.62E+01	16%
POF	kg NMVOC-Eq	5.94E+04	2.50E+04	6.84E+03	1.51E+05	1.35E+06	1.59E+06	5.07E+05	5%
TEU	mol N-Eq	1.70E+05	8.49E+04	1.99E+04	6.11E+05	1.03E+06	1.92E+06	1.86E+06	13%
WU	m3 water-Eq	2.87E+05	3.22E+05	1.05E+06	3.10E+06	3.32E+07	3.79E+07	1.15E+08	2%

* La substitution (S) est comptabilisée à part car les impacts évités par les économies de ressource (valorisation des coproduits du recyclage et de l'incinération) doivent se retrancher aux impacts des autres étapes du cycle de vie (Tot).

Rappel des catégories d'impact

AC : Acidification ; CC : Changement climatique ; ECOTOX : Ecotoxicité ; FEU : Eutrophisation des eaux douces ; FRD : Épuisement des ressources fossiles ; HTOX_c : Santé humaine (cancers) ; HTOX_nc : Santé humaine (hors cancers) ; IR : Substances ionisantes sur l'Homme ; LU : Usage des sols ; MEU : Eutrophisation des eaux marines ; MRD : Épuisement des ressources minérales ; ODP : Destruction de la couche d'ozone ; PM : Particules fines ; POF : Formation d'ozone photochimique ; TEU : Eutrophisation terrestre ; WU : Ressource en eau

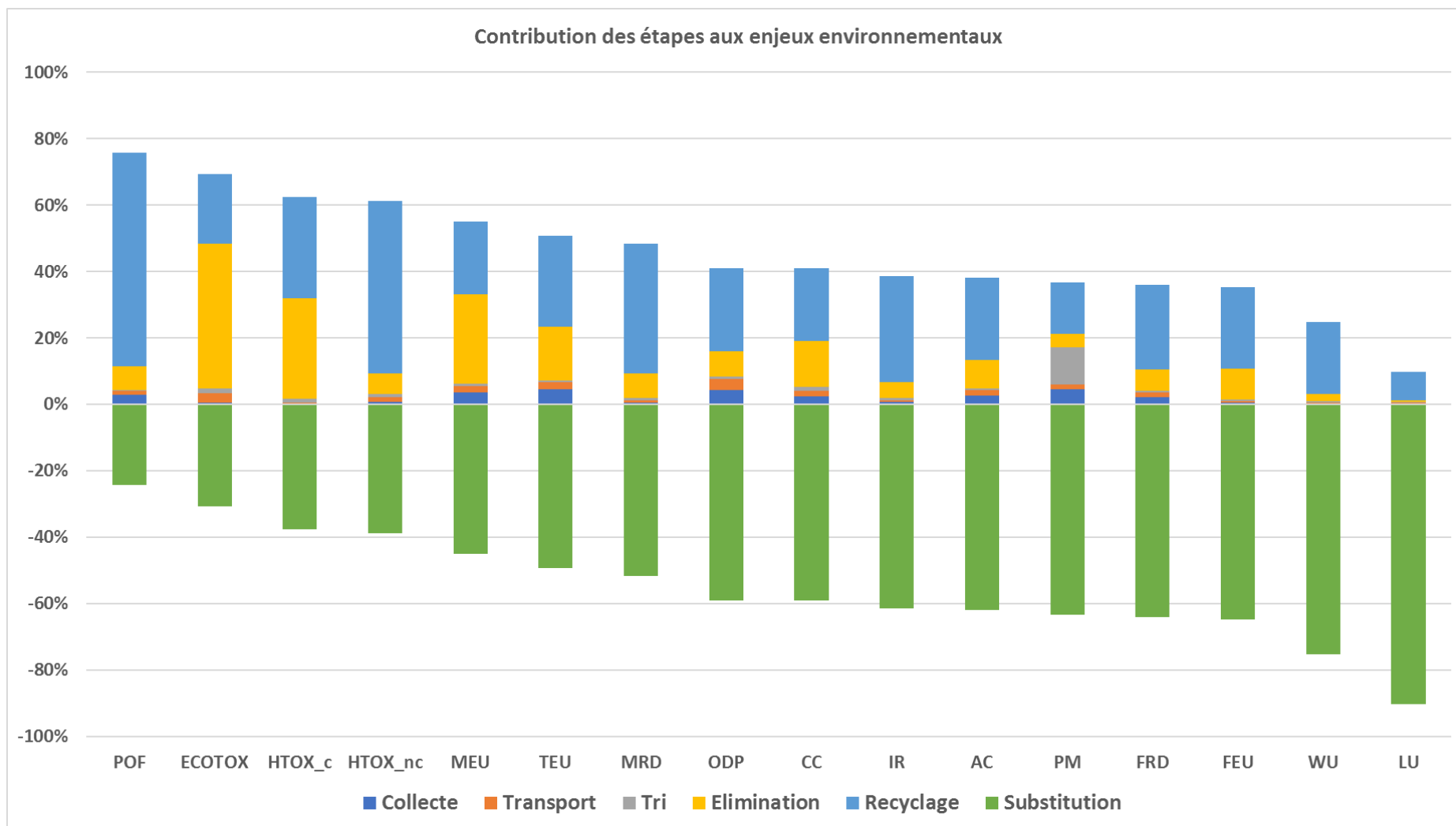


Figure 2.7 : Contribution des principales étapes de la gestion des déchets aux enjeux environnementaux (impact des filières + impact évité). Les impacts sont classés du plus faible bénéfice net au plus fort (de gauche à droite), en proportion de l'enjeu environnemental total de chaque catégorie

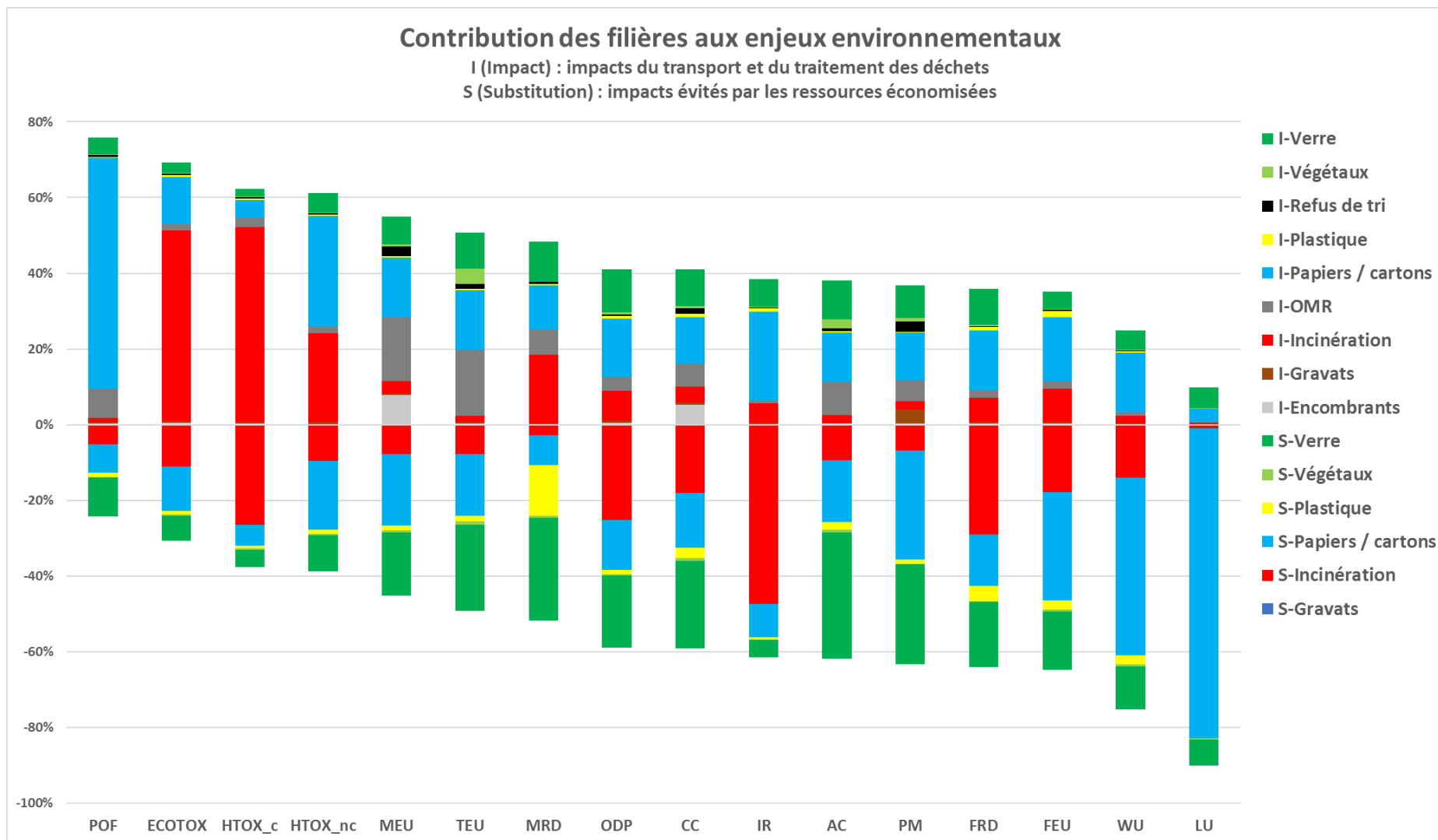


Figure 2.8 : Contribution des différentes filières de gestion des déchets aux enjeux environnementaux (impact des filières + impact évité).

2.3.2 - Analyse des contributions aux impacts de l'incinération et de l'enfouissement (OMR et refus de tri)

Cette partie précise l'origine des impacts de la gestion des OMR et refus de tri. Leurs volumes de déchets et contributions aux impacts globaux sont en effet importants et justifient une attention particulière. Le Tableau 2.15 présente le détail des impacts de chaque étape de l'incinération et de l'enfouissement des OMR et refus de tri. La colonne « Catégorie de déchet / Procédé » reprend les appellations des étapes utilisées dans le Tableau 2.4 (pour les OMR et refus de tri) et le Tableau 2.8 (pour l'incinération et ses déchets / coproduits). La colonne « Catégorie agrégée » permet de regrouper les étapes les plus notables pour l'interprétation de ces résultats.

La Figure 2.9 présente les contributions des différentes étapes aux impacts de la gestion des OMR et refus de tri. Il en ressort plusieurs observations :

Contributeurs importants

- **l'incinération des déchets** représente 40 à 60% des enjeux pour plusieurs catégories d'impacts (eutrophisation terrestre (TEU) et marine (MEU), formation d'ozone photochimique (POF) et acidification des sols (AC)), entre 15 et 25% des enjeux pour d'autres (Épuisement des ressources Minérales (MRD), usage des sols (LU), Erosion de la couche d'ozone (ODP), particules fines (PM), épuisement des ressources fossiles (FRD) et changement climatique (CC)), et entre 5 et 10% pour les autres (WU, IR, ECOTOX, HTOX_c, HTOX_nc) ;
- **le traitement des résidus d'incinération** (maturation des mâchefers, enfouissement) contribue aux impacts relatifs à la toxicité (ECOTOX : 60% de l'enjeu ; HTOX_c : 30% ; HTOX_nc : 10%) et à la qualité des eaux (FEU : 20%), à cause de l'inclusion dans le périmètre de l'émission à long terme dans l'environnement des polluants contenus dans ces résidus. Ses contributions aux autres catégories d'impacts sont très faibles (<5%) ;
- **le recyclage de l'acier et de l'aluminium** représentent entre 10 et 60% des enjeux pour les émissions de substances toxiques (HTOX_nc : 50% ; HTOX_c : 30% ; ECOTOX : 10%) et la consommation de ressources minérales (MRD : 60%). Leurs contributions aux autres catégories d'impacts sont très faibles (<5%) ;
- **les économies d'acier et d'aluminium primaires** permettent un bénéfice pesant pour 20 à 50% des enjeux pour FEU, WU, PM, HTOX_c, AC, POF, CC, et entre 5 et 15% pour les autres indicateurs ;

- **la production de chaleur et d'électricité** permettent des économies d'impacts pesant pour 40 à 60% des enjeux pour FRD, ODP, CC, WU et jusqu'à 85% pour IR¹⁶, et entre 5 et 15% pour les autres catégories ;

Contributeurs faibles à négligeables

- **la mobilité des déchets collectés et des résidus de l'incinération** contribue entre 10 et 20% aux enjeux environnementaux pour plusieurs catégories d'impacts (PM, POF, TEU, AC, ODP, MEU), et moins de 5% pour les autres catégories d'impacts ;
- **le tri des déchets issus de collecte sélective (CS)** générant des refus de tri ne présente d'enjeu significatif que pour les émissions de particules fines (PM, 15% de l'enjeu) alors que pour les autres impacts, il est négligeable (<2% de l'enjeu) ;
- **l'enfouissement des OMR et refus de tri** présente des impacts significatifs (entre 10 et 20%) pour les changements climatiques (CC) et l'eutrophisation des eaux marines (MEU). Pour les autres impacts, sa contribution est négligeable ;
- **la valorisation des mâchefers comme remblais** ne présente pas un bénéfice environnemental important (<4% des enjeux environnementaux)¹⁷.

En abordant la gestion des OMR et refus de tri dans son ensemble, les économies de ressources permises par la valorisation des coproduits de l'incinération permettent un bénéfice environnemental net de la filière pour 7 des 16 catégories d'impacts étudiées (CC, FEU, FRD, IR, LU, ODP, WU). Pour ces catégories d'impacts, l'essentiel du bénéfice environnemental vient de la production d'électricité (FRD, IR, LU, WU), de la production de chaleur (CC, ODP) et d'acier (FEU). Pour les autres catégories d'impacts, les principaux contributeurs au coût environnemental sont l'incinération et l'élimination de ces déchets (AC, ECOTOX, HTOX_c, MEU, POF, TEU) et le recyclage des métaux (HTOX_nc, MRD).

¹⁶ Ce résultat très marqué est lié à l'économie faite sur la production d'électricité d'origine nucléaire

¹⁷ Il est utile de rappeler que l'alternative à l'utilisation comme remblais des mâchefers est leur enfouissement en ISDI ; le gain environnemental associé à leur valorisation, tout modeste qu'il soit, est donc préférable à cette alternative.

Tableau 2.15 : Impacts des différentes étapes de la gestion des OMR, des refus de tri et des résidus de leur incinération

Catégorie agrégée	Catégorie de déchet / Procédé	AC	CC	ECOTOX	FEU	FRD	HTOX_c	HTOX_n	IR	LU	MEU	MRD	ODP	PM	POF	TEU	WU
		Unité	mol H+-Eq	kg CO2-Eq	CTU	kg P-Eq	MJ	CTUh	CTUh	kg U235-Eq	points	kg N-Eq	kg Sb-Eq	kg CFC-11-Eq	disease incidence	kg NMVOC-Eq	mol N-Eq
Impacts des procédés de transport et traitement des déchets																	
Mobilité OMR & CS	Collecte municipale	2.49E+04	3.96E+06	8.88E+05	8.43E+04	5.34E+07	9.73E-03	2.26E-01	2.46E+05	6.35E+06	9.97E+03	5.05E-04	8.65E-01	7.49E-01	3.87E+04	1.09E+05	9.51E+04
	Collecte municipale	1.67E+03	2.65E+05	5.95E+04	5.64E+03	3.58E+06	6.52E-04	1.51E-02	1.65E+04	4.25E+05	6.68E+02	3.38E-05	5.80E-02	5.02E-02	2.59E+03	7.33E+03	6.37E+03
	Transport vers exutoire final	1.08E+02	2.03E+04	5.65E+03	1.55E+04	3.13E+03	1.66E-04	3.35E-03	1.61E+03	3.91E+05	3.80E+03	1.08E-05	4.67E-03	1.81E-03	1.21E+02	4.15E+02	1.44E+03
Tri CS	Opération de tri	1.39E+03	5.69E+05	8.75E+04	7.90E+03	4.49E+06	2.51E-02	1.07E-01	9.20E+04	3.89E+06	6.91E+03	3.06E-04	3.62E-02	5.88E-01	1.35E+03	4.09E+03	2.18E+05
Enfouissement (ISDND)	OMR	7.14E+02	6.48E+06	7.73E+05	1.08E+02	2.90E+06	1.79E-02	3.19E-02	5.34E+04	1.19E+06	1.53E+03	7.64E-05	3.12E-02	1.36E-02	2.27E+03	1.16E+03	2.70E+04
	CS	3.24E+02	2.94E+06	3.51E+05	4.89E+03	1.32E+06	8.14E-03	1.45E-02	2.42E+04	5.42E+05	6.94E+03	3.47E-05	1.41E-02	6.16E-03	1.03E+03	5.25E+02	1.23E+04
Incinération	Consommation de gaz naturel	5.29E+03	1.61E+06	2.22E+05	5.39E+03	1.54E+06	1.06E-02	5.09E-02	1.68E+04	1.27E+06	1.22E+03	7.32E-05	1.69E+00	1.63E-02	5.33E+03	1.31E+03	8.41E+04
	Consommation d'électricité autoconsommée	6.58E+03	3.86E+06	1.08E+06	8.21E+03	2.44E+06	3.12E-01	8.44E-01	4.56E+05	5.09E+07	3.94E+03	1.47E-03	1.63E-01	1.97E-01	5.84E+03	1.36E+03	7.40E+05
	Consommation d'électricité du réseau	1.56E+03	3.91E+05	2.07E+05	1.16E+03	5.35E+06	6.71E-03	4.76E-02	2.41E+06	4.22E+06	4.30E+03	1.76E-04	2.31E-01	1.46E-02	8.52E+02	3.07E+03	6.21E+05
	Incinération	1.07E+05	5.64E+06	5.34E+06	1.33E+03	3.55E+06	2.73E-01	7.50E-01	1.67E+05	1.29E+07	4.60E+03	1.84E-02	3.30E-01	6.53E-01	1.22E+05	5.43E+05	1.40E+06
	Incinération	5.99E+03	3.15E+05	2.99E+05	7.43E+03	1.99E+06	1.53E-02	4.19E-02	9.35E+03	7.21E+05	2.57E+03	1.03E-03	1.85E-02	3.65E-02	6.82E+03	3.04E+03	7.83E+04
Mobilité post incinération	Métaux ferreux vers recyclage	7.47E+02	1.98E+05	4.98E+05	1.45E+03	2.99E+06	1.57E-03	3.01E-02	1.53E+04	2.92E+06	2.15E+03	1.09E-04	4.49E-02	1.36E-02	7.40E+02	2.34E+03	1.33E+04
	REFIOM vers site d'enfouissement	3.51E+02	9.27E+04	2.34E+05	6.79E+03	1.40E+06	7.37E-04	1.41E-02	7.20E+03	1.37E+06	1.01E+03	5.14E-05	2.11E-02	6.39E-03	3.47E+02	1.10E+03	6.23E+03
	vers enfouissement	1.30E+02	3.45E+04	8.68E+04	2.52E+03	5.22E+06	2.74E-04	5.25E-03	2.68E+03	5.10E+06	3.75E+03	1.91E-05	7.82E-03	2.37E-03	1.29E+02	4.08E+02	2.31E+03
	Mâchefers vers plateforme de maturation	2.71E+03	7.16E+05	1.81E+06	5.24E+03	1.08E+06	5.70E-03	1.09E-01	5.56E+04	1.06E+07	7.79E+03	3.97E-04	1.63E-01	4.94E-02	2.68E+03	8.49E+03	4.81E+04

	Aluminium vers recyclage	7.86E+0 2	1.48E+0 5	4.12E+0 5	1.13E+0 1	2.28E+0 6	1.21E-03 2.44E-02	1.17E+0 4	2.85E+0 6	2.77E+0 2	7.85E -05	3.41E-02 1.32E-02	8.82E+0 2	3.03E+0 3	1.05E+0 4	
Traitement post incinération	Enfouissement (ISDD)	1.28E+0 3	6.12E+0 5	1.76E+0 8	3.91E+0 3	3.41E+0 6	3.01E+0 0	1.71E+0 0	3.39E+0 4	4.69E+0 4	3.26E+0 2	4.60E -05	2.83E-02 1.13E-02	1.02E+0 3	3.65E+0 3	6.83E+0 4
	Enfouissement (ISDND)	2.36E+0 2	2.14E+0 6	2.56E+0 5	3.57E+0 1	9.59E+0 5	5.93E-03 1.06E-02	1.77E+0 4	3.95E+0 5	5.06E+0 3	2.53E -05	1.03E-02 4.49E-03	7.51E+0 2	3.83E+0 2	8.93E+0 3	
	Maturation des mâchefers	3.08E+0 2	1.74E+0 5	2.49E+0 6	7.41E+0 0	2.96E+0 6	2.00E-02 2.14E-02	3.94E+0 4	1.56E+0 5	4.39E+0 1	9.67E -06	3.93E-02 4.36E-02	4.53E+0 2	4.53E+0 2	1.34E+0 4	
Recyclage acier	Production d'acier recyclé	5.93E+0 3	1.39E+0 6	3.18E+0 7	1.11E+0 3	3.04E+0 7	2.87E+0 0	1.02E+0 1	5.08E+0 5	1.07E+0 7	1.04E+0 3	4.61E -04	1.49E-01 1.96E-01	3.21E+0 3	1.01E+0 4	1.22E+0 6
Recyclage alu	Production d'aluminium recyclé	2.04E+0 3	3.96E+0 5	1.71E+0 6	2.18E+0 2	5.53E+0 6	5.04E-02 2.65E-01	4.52E+0 4	2.99E+0 6	3.67E+0 2	5.00E -02	3.69E-02 1.28E-02	1.09E+0 3	3.97E+0 3	2.02E+0 5	
Impacts évités par la valorisation des coproduits de l'incinération																
Chaleur	Chaleur vendue	2.42E+0 4	2.34E+0 7	8.03E+0 5	2.72E+0 2	3.77E+0 8	3.33E-02 2.44E-01	5.18E+0 4	7.65E+0 6	8.23E+0 3	3.23E -04	4.11E+0 0	5.54E-02 1.09E+0	2.79E+0 4	8.94E+0 4	1.57E+0 6
Electricité	Electricité vendue	2.00E+0 4	5.02E+0 6	2.66E+0 6	1.49E+0 3	6.88E+0 8	8.62E-02 6.12E-01	3.10E+0 7	5.42E+0 7	5.53E+0 3	2.26E -03	2.97E+0 0	1.88E-01 1.09E+0	3.95E+0 4	7.98E+0 4	
Electricité	Production d'électricité autoconsommée	6.58E+0 3	3.86E+0 6	1.08E+0 7	8.21E+0 2	2.44E+0 7	3.12E-01 8.44E-01	4.56E+0 5	5.09E+0 7	3.94E+0 3	1.47E -03	1.63E-01 1.97E-01	5.84E+0 3	1.36E+0 4	7.40E+0 5	
Acier	Production d'acier primaire évitée	4.50E+0 4	9.83E+0 6	2.55E+0 7	7.39E+0 3	1.27E+0 8	2.10E+0 0	2.06E+0 0	3.71E+0 5	3.68E+0 7	8.89E+0 3	1.57E -03	4.71E-01 8.57E-01	4.46E+0 4	9.10E+0 4	2.71E+0 6
Aluminium	Production d'aluminium primaire évitée	4.45E+0 4	6.60E+0 6	9.46E+0 6	3.00E+0 3	9.34E+0 7	6.90E-01 1.63E+0	8.67E+0 5	9.36E+0 6	5.92E+0 3	1.30E -03	5.44E-01 4.31E-01	1.97E+0 4	5.77E+0 4	7.22E+0 6	
Remblais	Remblais	7.75E+0 2	2.04E+0 5	2.05E+0 5	5.89E+0 1	4.78E+0 6	1.13E-02 4.13E-02	1.22E+0 5	5.70E+0 6	1.19E+0 2	8.99E -04	3.24E-02 2.61E-02	6.48E+0 2	1.22E+0 3	7.51E+0 5	

Les colonnes colorées sont celles qui présentent les plus forts enjeux environnementaux du point de vue de l'AESA, comme explicité dans la partie 2.4 - Etape 4 : Interprétation des résultats

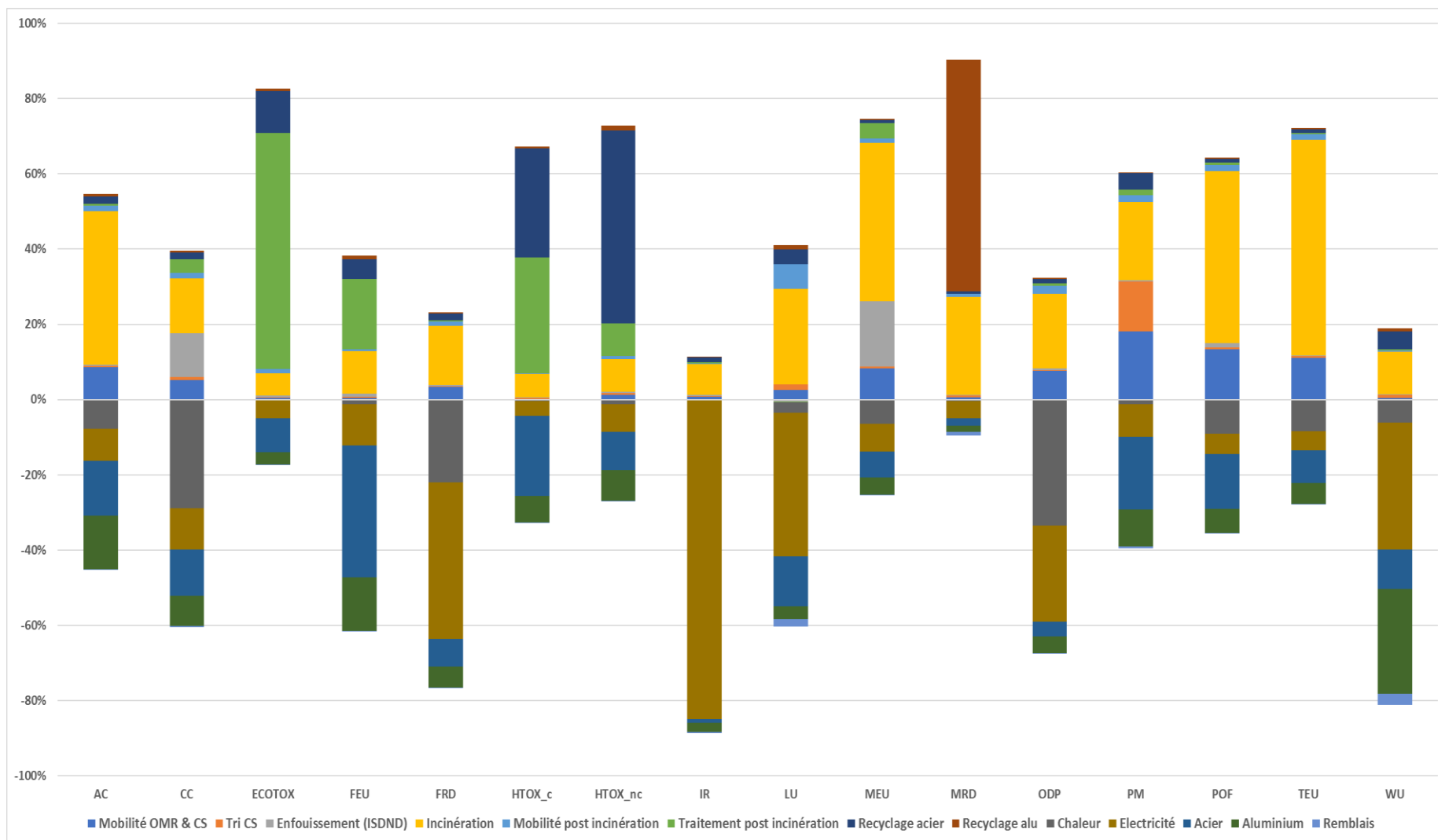


Figure 2.9 : Répartition des impacts de la gestion des OMR et refus de tri entre leurs principaux contributeurs (en % de l'enjeu environnemental total pour la gestion de ces déchets)

2.4 - Etape 4 : Interprétation des résultats

Cette partie a pour objectif de mettre les résultats de l'EICV en perspective, d'identifier leurs causes, de discuter la qualité des données exploitées et d'en tirer des conclusions pour SIMODEM. Elle place d'abord les résultats de l'ACV dans le contexte de l'AESA, dont les bases théoriques sont rappelées. Elle traite ensuite les principales étapes de la gestion des déchets (mobilité et traitement). Elle compare notamment différentes technologies de transport et de traitement des déchets pour mieux comprendre les résultats présentés plus haut. La comparaison est faite sur la base du besoin en transport (en t.km) ou du tonnage de déchet traité (en t). L'objectif de cette analyse est :

- de mieux comprendre, pour chaque filière, quelles sont les origines des impacts identifiés (quelles substances émises, quels flux) ;
- de justifier certains des résultats avancés précédemment ;
- d'identifier les possibles changements dans la gestion des déchets (transport et traitement), dans le cadre de l'élaboration des scénarios.

2.4.1 - Evaluation de la Durabilité Environnementale Absolue

Cette partie se concentre sur les résultats de l'AESA conduite dans le projet SIMODEM. Pour rappel, les résultats présentés dans les paragraphes précédents ne permettent pas de se prononcer sur la durabilité de la gestion des déchets, ni sur l'identification de ses principaux enjeux. L'AESA permet de le faire. Après un bref rappel des bases théoriques présentées dans le livrable 1 (Beziat, et al., 2020) et des étapes de l'AESA réalisées dans SIMODEM, les résultats de cette dernière sont présentés et discutés.

Rappels théoriques

Le livrable 1 précisait que la charge environnementale acceptable¹⁸ $SoSOS_{\Sigma,i}$ attribuée à un système Σ pour la catégorie d'impact i pouvait être vu comme une fraction de la charge environnementale globale CC_i pour cet impact. Cette fraction était calculée avec l'équation suivante (Wolff, 2017) :

$$SoSOS_{\Sigma,i} = a_{\Sigma,i} * b_{\Sigma} * \frac{CC_i}{pop}$$

¹⁸ Cette charge environnementale était appelée « budget écologique » ou « Share of Safe Operating Space » (SoSOS).

Avec pop la population mondiale et $\frac{CC_i}{pop}$ la charge environnementale attribuée à un individu moyen, b_Σ le nombre d'individus dont Σ satisfait les besoins et $a_{\Sigma,i}$ une clé de répartition de la charge environnementale d'un individu entre tous ses besoins à satisfaire. Il avait alors été précisé que :

- le ratio $\frac{CC_i}{pop}$ était un facteur de normalisation, qui permettait d'exprimer les impacts en équivalents habitants durables. Les facteurs de normalisation en question sont ceux qui ont été présentés dans le Tableau 2.3 ;
- le choix du coefficient $a_{\Sigma,i}$ dépendait d'un choix « politique » sur la valeur / l'utilité attribuée au système étudié, relativement aux autres activités dont dépendent les individus¹⁹ ;
- il est possible de calculer la portion de la charge environnementale d'un individu qui est consommée par le système étudié en calculant le ratio $\frac{I_{\Sigma,i}}{b_\Sigma * \frac{CC_i}{pop}}$ avec $I_{\Sigma,i}$ la valeur des impacts du cycle de vie de Σ pour la catégorie d'impact i .

Les paragraphes suivants analysent les résultats obtenus avec cette dernière étape et proposent une clé d'attribution de la charge environnementale basée sur le PIB.

Résultats de l'AESA pour SIMODEM

Les résultats de l'EICV présentés dans le paragraphe 2.3.1 - Analyse des contributions aux impacts globaux sont normalisés par la charge environnementale acceptable attribuée aux habitants de la Métropole de Lyon, sur la base des facteurs de normalisation présentés dans le Tableau 2.3. Ainsi, le Tableau 2.16 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** indique les valeurs des impacts de la gestion des déchets de la Métropole pour l'année 2017, exprimés en équivalents habitants durables et en pourcentage de la charge environnementale acceptable attribuée à ses habitants.

Il en ressort que la gestion des déchets représente jusqu'à 10% de cette charge environnementale pour deux catégories d'impacts (PM, CC), entre 1 et 5% pour six autres (HTOX_nc, HTOX_c, FRD, FEU, POF, ECOTOX) et moins de 1% pour les autres (AC, TEU, WU, IR,

¹⁹ Par exemple, deux activités (e.g. services hospitaliers et produits de luxe) se verraient probablement attribuer des SoSOS complètement différentes, selon que la clé de répartition est basée sur le caractère vital du besoin à satisfaire ou sur leur valeur économique.

ODP, MRD). Par opposition, les économies de ressources primaires permises par la valorisation des déchets²⁰ représentent entre 13 et 17% de la charge environnementale acceptable pour PM et CC, entre 3 et 7% pour HTOX_nc, HTOX_c, FRD, et FEU, et moins de 1% pour les autres catégories.

Tableau 2.16 : Impacts normalisés de la gestion des déchets (mobilité et traitement) et des ressources que leur valorisation permet d'économiser

Unité	Mobilité et traitement des déchets		Ressources substituées	
	[1]	[2]	[1]	[2]
PM	1.40E+05	10.1%	2.42E+05	17.5%
CC	1.26E+05	9.1%	1.81E+05	13.1%
HTOX_nc	6.54E+04	4.7%	4.14E+04	3.0%
HTOX_c	6.11E+04	4.4%	3.69E+04	2.7%
FRD	5.59E+04	4.0%	9.97E+04	7.2%
FEU	3.42E+04	2.5%	6.28E+04	4.5%
POF	3.02E+04	2.2%	9.63E+03	0.7%
ECOTOX	1.83E+04	1.3%	8.09E+03	0.6%
MEU	8.95E+03	0.6%	7.34E+03	0.5%
AC	4.42E+03	0.3%	7.18E+03	0.5%
TEU	2.42E+03	0.2%	2.34E+03	0.2%
WU	1.61E+03	0.1%	4.87E+03	0.4%
IR	3.93E+02	0.03%	6.26E+02	0.05%
ODP	1.93E+02	0.01%	2.78E+02	0.02%
MRD	4.94E+00	0.0004%	5.28E+00	0.0004%

[1] Impacts en équivalents habitants durables

[2] Impacts en % de la charge environnementale acceptable de la population de la Métropole, en retenant la population de 2017 comme base de calcul : 1 385 927 habitants (INSEE, 2020)

Ces résultats sont désagrégés par étape du cycle de vie dans la Figure 2.10 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**, qui reprend l'ordre des catégories d'impact de la Figure 2.7 pour plus de clarté. Pour rappel, l'occupation des sols (LU) n'est pas incluse dans le périmètre, faute de facteur de normalisation pertinent. Il ressort de cette figure que :

- D'une part, les activités associées à la gestion des déchets d'un habitant de la Métropole de Lyon sont largement inférieures à la charge acceptable totale par personne. Ces

²⁰ Rappelons que la prévention de la consommation de ces ressources (sobriété de la consommation de papier, verre, énergie, métaux) présenterait des gains environnementaux similaires, mais sans les impacts négatifs associés aux procédés de recyclage.

résultats sont cohérents avec une autre étude réalisée sur la thématique des déchets industriels (Wolff, 2017).

- D'autre part que **les impacts les plus significatifs de la gestion des déchets, au regard de l'évaluation absolue de la durabilité écologique, sont : les émissions de particules fines (PM), le changement climatique (CC), la consommation de ressources fossiles (FRD), les émissions de substances toxiques pour la santé humaine (HTOX_c, HTOX_nc), l'eutrophisation des eaux douces (FEU)**. Pour l'ensemble de ces catégories d'impact, hormis celles sur la santé humaine, le bénéfice environnemental associé aux économies de ressources compense les impacts des filières de gestion des déchets.

La Figure 2.11 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** met en évidence que **le recyclage des papiers / cartons et du verre sont des contributeurs majeurs aux impacts et bénéfiques les plus significatifs, du point de vue de l'AESA** (PM, CC, FRD, HTOX_nc, FEU, POF). Ce résultat est remarquable, considérant leur volume de production : ils représentent en effet environ plus de la moitié des enjeux environnementaux, alors qu'ils ne représentent que 15% des flux de déchets inclus dans le périmètre de l'étude (cf. Tableau 2.1)²¹.

Le reste des impacts est imputé à l'incinération (et la gestion de ses sous-produits). Bien que concernant des volumes plus importants, elle présente des impacts et bénéfices moindres, mis à part pour les émissions de substances toxiques (HTOX_c, ECOTOX) où elle est le principal contributeur.

²¹ Cela peut s'expliquer par des procédés plus complexes pour le recyclage des matières que pour leur incinération ou leur enfouissement.

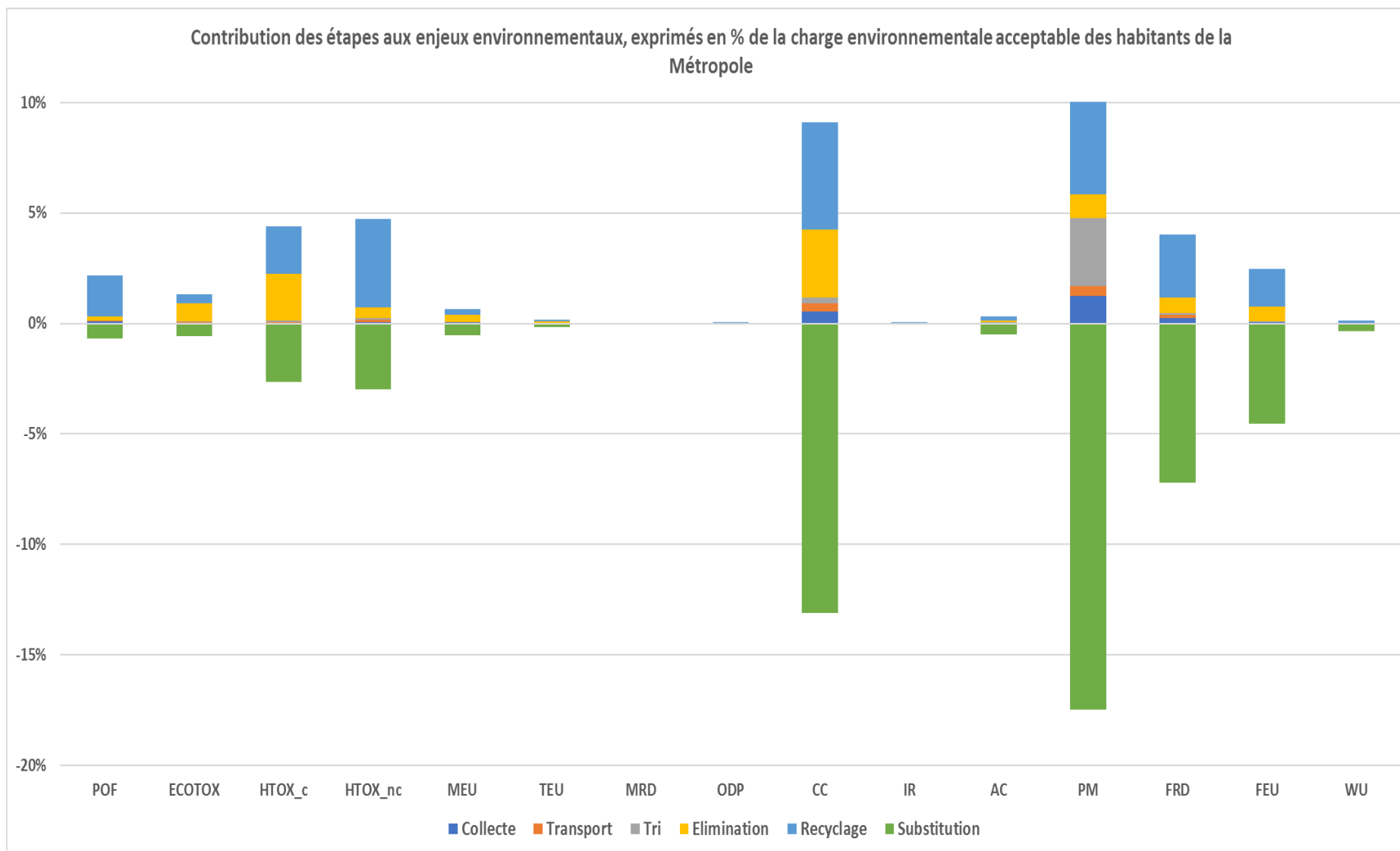


Figure 2.10 : Contribution des principales étapes de la gestion des déchets aux enjeux environnementaux (impact des filières + impact évité). Les impacts sont normalisés par la charge environnementale acceptable des habitants de la Métropole

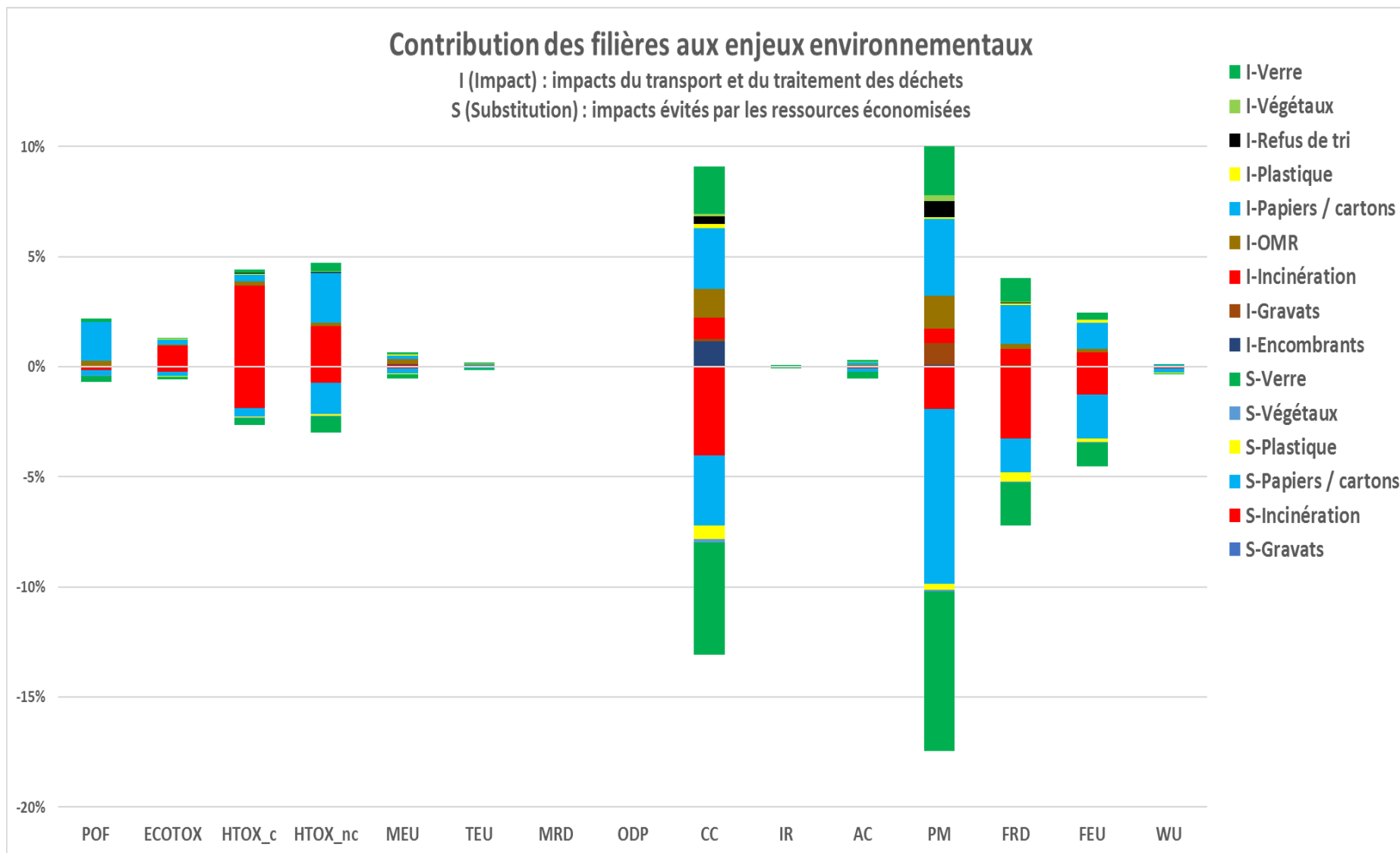


Figure 2.11 : Contribution des principales filières de gestion des déchets aux enjeux environnementaux (impact des filières + impact évité). Les impacts sont normalisés par la charge environnementale acceptable des habitants de la Métropole

Allocation des charges environnementales acceptables à la gestion des déchets

A titre indicatif, le Tableau 2.17 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** indique qu'en France, en 2016, la valeur ajoutée créée par le secteur d'activité « Production et distribution d'eau, assainissement, gestion des déchets et dépollution » s'élevait à 14 322 millions d'euros, soit une contribution de 0,72% à la création de valeur totale de 1 991 276 millions d'euros (INSEE, 2018).

En d'autres termes, si la contribution d'un secteur d'activité à la valeur ajoutée nationale était considérée comme une clé de répartition pertinente de la charge environnementale des habitants, toutes les catégories d'impacts pour lesquelles la gestion des déchets représente plus de 0,72% de cette charge seraient considérés comme non durables²². Dès lors, seuls les impacts MEU, AC, TEU, WU, IR, ODP et MRD seraient considérés comme durables, et les autres devraient être réduits d'un facteur 2 à 15. Des conclusions similaires peuvent être tirées en prenant la rémunération des salariés ou les dépenses de consommation finale comme critères d'allocation.

Ce raisonnement ne tient toutefois pas compte des économies de ressources primaires permises par la gestion des déchets. Pour tenir compte de ces économies, il faudrait allouer à la production de ressources primaires une fraction de la charge environnementale des individus bénéficiaires. Le Tableau 2.17 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** peut contribuer à cette allocation, mais il ne permettrait d'allouer la charge qu'à des secteurs d'activités complets (ex : TRAVAIL DU BOIS, INDUSTRIES DU PAPIER ET IMPRIMERIE), qui englobent toutes les activités de ces secteurs. Pour exploiter ces données, il conviendrait dès lors d'identifier ce que représentent les volumes de ressources économisés par le recyclage, comme pourcentage de la production totale de ces secteurs²³. Ce travail n'a pas pu être fait dans le cadre du projet SIMODEM, mais il mériterait d'être exploré par la suite.

A minima, l'ampleur relative des impacts de la gestion des déchets, au regard de la valeur ajoutée de ce secteur d'activité, met en évidence l'importance de la prévention des déchets et

²² Il faudrait même que les impacts du traitement des déchets soit plus faible encore, car le secteur d'activité étudié englobe également l'approvisionnement en eau et la dépollution des sols.

²³ L'enjeu est ici de savoir quelle est la « valeur » des biens produits / économisés, au sens de leur importance pour satisfaire les besoins humains. Les procédés de recyclage se posent alors comme un moyen alternatif de production, présentant des impacts souvent inférieurs.

de la réduction des consommations de ressources. En effet, c'est bien parce que le recyclage permet des économies de ressources polluantes à produire qu'il présente un bilan environnemental favorable par rapport à l'élimination des déchets (cf. *Implication pour la construction de scénarios*). Or ces économies n'ont lieu que s'il existe effectivement une demande pour les ressources nouvellement créées : un procédé qui générerait des matières recyclées n'ayant aucun débouché – ou dont l'équivalent d'origine primaire est peu polluant à fabriquer – n'aurait, au bout du compte, aucun avantage environnemental. A contrario, la prévention permet, avec des impacts certainement bien moindres, d'obtenir les mêmes bénéfiques, et sans être conditionnée par l'existence d'une demande future.

Tableau 2.17 : Contribution des différents secteurs d'activité à la création de valeur et à la rémunération des salariés en France en 2016 (INSEE, 2018)

	Valeur ajoutée brute	Rémunération des salariés	Dépenses de consommation finale
TOTAL (millions d'euros)	1991276	1 160 083	1 753 770
Contribution des secteurs d'activité (en % du total)			
AGRICULTURE, SYLVICULTURE ET PÊCHE	1.6%	0.8%	2.0%
INDUSTRIES EXTRACTIVES	0.1%	0.1%	0.0%
FABRICATION DE DENRÉES ALIMENTAIRES, DE BOISSONS ET DE PRODUITS À BASE DE TABAC	2.3%	2.1%	10.1%
FABRICATION DE TEXTILES, INDUSTRIES DE L'HABILLEMENT, INDUSTRIE DU CUIR ET DE LA CHAUSSURE	0.3%	0.3%	2.9%
TRAVAIL DU BOIS, INDUSTRIES DU PAPIER ET IMPRIMERIE	0.6%	0.7%	0.4%
COKÉFACTION ET RAFFINAGE	0.1%	0.1%	2.3%
INDUSTRIE CHIMIQUE	0.9%	0.8%	1.3%
INDUSTRIE PHARMACEUTIQUE	0.6%	0.4%	2.3%
FABRICATION DE PRODUITS EN CAOUTCHOUC, EN PLASTIQUE ET D'AUTRES PRODUITS MINÉRAUX NON MÉTALLIQUES	1.0%	1.0%	0.6%
MÉTALLURGIE ET FABRICATION DE PRODUITS MÉTALLIQUES, HORS MACHINES ET ÉQUIPEMENTS	1.3%	1.6%	0.3%
FABRICATION DE PRODUITS INFORMATIQUES, ÉLECTRONIQUES ET OPTIQUES	0.6%	0.5%	1.1%
FABRICATION D'ÉQUIPEMENTS ÉLECTRIQUES	0.3%	0.4%	0.7%
FABRICATION DE MACHINES ET ÉQUIPEMENTS N.C.A.	0.6%	0.7%	0.1%
FABRICATION DE MATÉRIELS DE TRANSPORT	1.5%	1.3%	3.8%
AUTRES INDUSTRIES MANUFACTURIÈRES ; RÉPARATION ET INSTALLATION DE MACHINES ET D'ÉQUIPEMENTS	1.5%	1.9%	2.6%
PRODUCTION ET DISTRIBUTION D'ÉLECTRICITÉ, DE GAZ, DE VAPEUR ET D'AIR CONDITIONNÉ	1.9%	1.1%	2.3%
PRODUCTION ET DISTRIBUTION D'EAU ; ASSAINISSEMENT, GESTION DES DÉCHETS ET DÉPOLLUTION	0.7%	0.6%	0.8%
CONSTRUCTION	5.4%	6.0%	1.0%
COMMERCE ; RÉPARATION D'AUTOMOBILES ET DE MOTOCYCLES	10.3%	11.7%	0.8%
TRANSPORTS ET ENTREPOSAGE	4.5%	5.2%	2.4%
HÉBERGEMENT ET RESTAURATION	2.8%	2.9%	4.7%

ÉDITION, AUDIOVISUEL ET DIFFUSION	1.3%	1.3%	1.1%
TÉLÉCOMMUNICATIONS	1.3%	0.7%	1.5%
ACTIVITÉS INFORMATIQUES ET SERVICES D'INFORMATION	2.7%	3.1%	0.1%
ACTIVITÉS FINANCIÈRES ET D'ASSURANCE	4.0%	4.4%	3.5%
ACTIVITÉS IMMOBILIÈRES	12.8%	1.3%	14.0%
ACTIVITÉS JURIDIQUES, COMPTABLES, DE GESTION, D'ARCHITECTURE, D'INGÉNIERIE, DE CONTRÔLE ET D'ANALYSES TECHNIQUES	5.4%	7.1%	0.6%
RECHERCHE-DÉVELOPPEMENT SCIENTIFIQUE	1.7%	1.8%	0.7%
AUTRES ACTIVITÉS SPÉCIALISÉES, SCIENTIFIQUES ET TECHNIQUES	0.8%	0.9%	0.2%
ACTIVITÉS DE SERVICES ADMINISTRATIFS ET DE SOUTIEN	5.6%	6.3%	0.6%
ADMINISTRATION PUBLIQUE ET DÉFENSE - SÉCURITÉ SOCIALE OBLIGATOIRE	8.0%	10.1%	10.8%
ENSEIGNEMENT	5.4%	8.1%	6.2%
ACTIVITÉS POUR LA SANTÉ HUMAINE	5.9%	5.8%	8.8%
HÉBERGEMENT MÉDICO-SOCIAL ET SOCIAL ET ACTION SOCIALE SANS HÉBERGEMENT	3.3%	5.2%	4.7%
ARTS, SPECTACLES ET ACTIVITÉS RÉCRÉATIVES	1.4%	1.8%	2.7%
AUTRES ACTIVITÉS DE SERVICES	1.4%	1.7%	1.8%
ACTIVITÉS DES MÉNAGES EN TANT QU'EMPLOYEURS ; ACTIVITÉS INDIFFÉRENCIÉES DES MÉNAGES EN TANT QUE PRODUCTEURS DE BIENS ET SERVICES POUR USAGE PROPRE	0.2%	0.4%	0.2%

2.4.2 - Mobilité des déchets

L'analyse des contributions aux impacts de la gestion des déchets a établi que la mobilité des déchets (collecte et transports) avait des impacts modérés, comparés aux impacts des procédés de traitement ou des ressources économisées²⁴. Parmi les catégories étudiées, seules les émissions de particules fines (PM), les consommations de ressources fossiles (FRD) et changements climatiques (CC) présentent des enjeux significatifs au regard de l'AESA pour la mobilité des déchets, comme illustré par la Figure 2.12.

²⁴ Pour rappel, sa contribution aux impacts (mobilité + traitement) ne dépasse les 10% que pour les émissions de particules fines (PM), la destruction de la couche d'ozone (ODP), l'eutrophisation des eaux marines (MEU) et des sols (TEU) et l'acidification des océans (AC). Elle avoisine les 10% pour la consommation de ressources fossiles (FRD) et les changements climatiques (CC), et est inférieure à 5% pour les autres catégories d'impact.

Néanmoins, la mobilité des déchets est au cœur du projet SIMODEM et ses impacts directs (émissions locales de polluants) sont susceptibles de soulever des problématiques d'acceptabilité sociale. En effet, comme illustré par la Figure 2.13, ils représentent²⁵ :

- pour la collecte et les apports volontaires : entre 45 et 95% des impacts pour plusieurs catégories d'impact (AC, CC, MEU, PM, POF, TEU) :
- pour le transport par camion : entre 10 et 30% (AC, MEU, POF, TEU) et jusqu'à 70% (CC) des impacts.

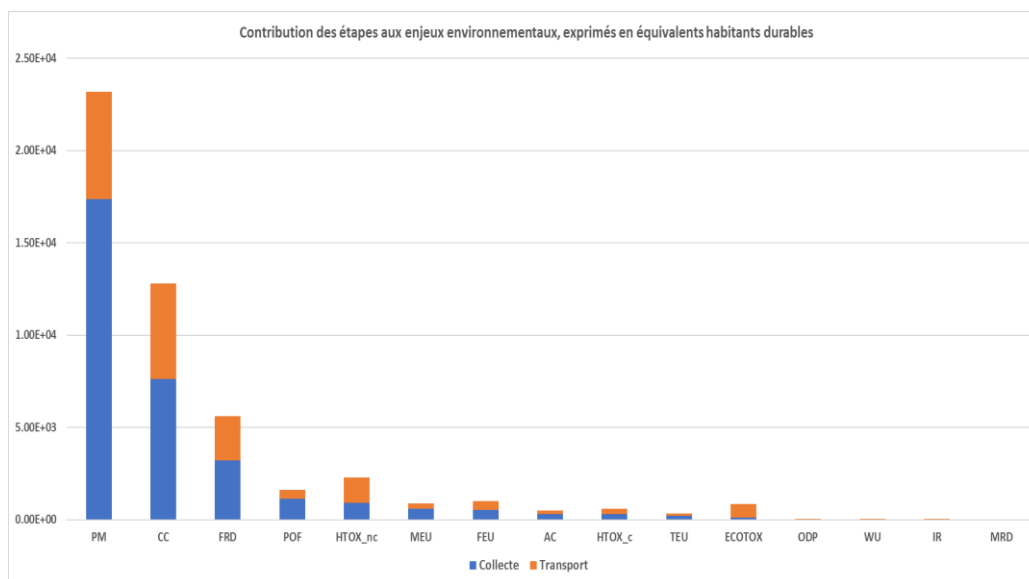


Figure 2.12 : Impacts de la mobilité des déchets de la Métropole de Lyon pour l'année 2017, exprimés en équivalents habitants durables

²⁵ En l'occurrence, seuls les impacts PM, POF et TEU sont des impacts locaux ; les autres impacts, s'ils sont dus à des émissions locales de polluants, n'ont de sens qu'à l'échelle globale (CC, AC, MEU, FRD).

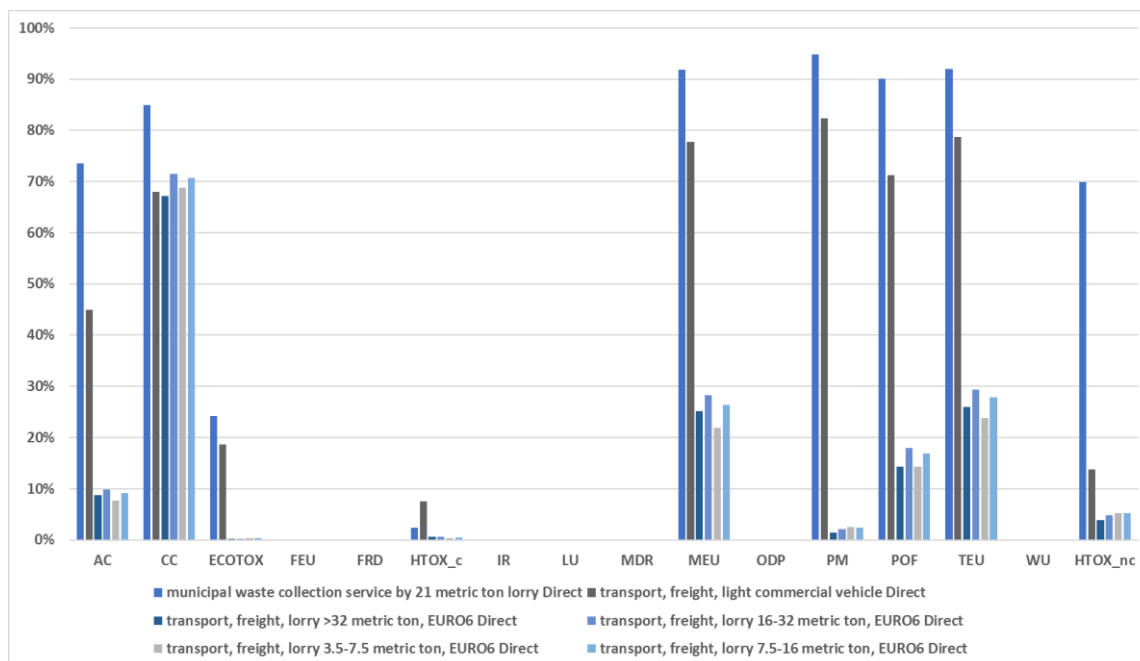


Figure 2.13 : Contributions des émissions directes de la phase d'utilisation des véhicules aux impacts du transport de déchets par ces derniers (en % des impacts par t*km)

De plus, l'accessibilité des points de collecte ou d'autres équipements fournis par la Métropole a une influence sur (1) la qualité du tri et (2) les flux logistiques (besoins en transport, type de véhicule). Cette partie évalue donc les impacts environnementaux des différents moyens de transports modélisés dans le cadre du projet (camions, camions benne, véhicules utilitaires) ou envisagés (train, barge), sur la base des données ecoinvent ou d'autres projets, pour anticiper les évolutions possibles.

Comparaison des moyens de transport (données ecoinvent)

Le Tableau 2.18 compare les impacts potentiels, pour un même besoin en transport, de différents types de véhicules modélisés par ecoinvent, exprimés en base 100 pour les impacts des camions considérés comme les plus polluants (norme EURO3, 3.5-7.5 t de PTAC). Il met en évidence la réduction d'impacts associée, d'après ecoinvent :

- à la concentration des matières transportées dans des camions de charge utile élevée (toutes catégories d'impact) ;
- au recours aux technologies les plus récentes de motorisation (normes EURO élevées), pour l'acidification des eaux (AC), l'eutrophisation des eaux marines (MEU) et des sols (TEU), les émissions de particules fines (PM) et d'ozone photochimique (POF). Toutes

sont affectées du fait de moindres émissions d'ammoniac, d'oxydes d'azotes, de particules fines et de dioxyde de soufre²⁶.

Les camions bennes fonctionnant au diesel et les véhicules utilitaires décrits par ecoinvent sont des véhicules génériques, et ont pour leur part respectivement :

- Pour les camions benne : des impacts 2 à 6 fois plus élevés qu'un camion de norme EURO3 de PTAC 3.5t pour l'acidification (AC), les changements climatiques (CC), la consommation de ressources fossiles (FRD), les émissions de substances ionisantes (IR), l'eutrophisation des eaux marines et des sols (MEU, TEU), la formation d'ozone photochimique (POF), la destruction de la couche d'ozone (ODP) et les émissions de particules fines (PM) ;
- Pour les véhicules utilitaires²⁷ : des impacts souvent encore plus élevés que les camions benne pour ces catégories, et systématiquement supérieurs d'au moins 20% à ceux des camions EURO3 pour les autres catégories d'impacts.

Par opposition, même s'il n'a pas été inclus dans le périmètre de l'ACV des transports de déchets, il est utile de remarquer que le fret ferroviaire présente des impacts systématiquement inférieurs de 65 à 98% - et en moyenne de 90% - à ceux des camions de PTAC 3.5 norme EURO3 (mis à part pour les émissions de substances ionisantes, où les impacts sont équivalents). Cette meilleure performance environnementale est liée aux économies d'échelle du fret ferroviaire et à son mode de traction essentiellement électrique en France. Il est en moyenne 4 fois plus performant que les camions de norme EURO6 de PTAC > 32t pour plusieurs catégories d'impacts (AC, CC, ECOTOX, HTOX_nc, FRD, LU, MRD, ODP, POF) mais 40% moins performant pour les autres catégories d'impacts (FEU, HTOX_c, IR, MEU, PM, TEU, WU). Des conclusions semblables peuvent être tirées pour le fret fluvial, mais avec des transferts d'impacts significatifs entre certains indicateurs qui compliquent la comparaison avec le fret ferroviaire.²⁸

²⁶ Cette influence n'aurait toutefois pas été visible sans une adaptation des inventaires d'ecoinvent : souvent, l'emplacement d'émission de ces substances était renseigné dans leur nom, et ces substances n'étaient alors pas caractérisées par la méthode ILCD 2018.

²⁷ Pour rappel, les véhicules utilitaires servent de proxy pour modéliser le transport de déchets par les particuliers en déchèterie.

²⁸ Le choix des meilleures technologies, dans un tel contexte, repose sur une pondération entre les différents critères qui ne rentre pas dans le cadre de SIMODEM. Toutefois, il est utile de noter que l'AESA peut fournir des pondérations à ces indicateurs d'impact, notamment en les agrégeant après les avoir normalisés par la capacité de charge d'un individu moyen.

Il en résulte que les transports par véhicules utilitaires sont les plus polluants, devant les camions benne roulant au diesel et les camions. Il semble donc préférable (1) de privilégier la collecte métropolitaine aux apports en déchèterie et (2) de minimiser les distances parcourues par ces véhicules, par exemple en augmentant la répartition des points d'apport volontaire des déchets et en facilitant leur concentration pour transport par des véhicules plus propres, de grande capacité ou par voie ferrée / fluviale. Par contre, ecoinvent ne présente aucune donnée pour le fret routier avec des véhicules électriques ou roulant au GNV, alors que ces véhicules sont utilisés par la Métropole. Ce point est discuté dans le paragraphe suivant.

Tableau 2.18 : Comparaison des impacts de différents modes de transports modélisés sous ecoinvent

Flux	AC	CC	ECOT OX	FEU	FRD	HTOX _c	HTOX _nc	IR	LU	MEU	MRD	ODP	PM	POF	TEU	WU
transport, freight, lorry																
3.5-7.5 metric ton, EURO3	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
3.5-7.5 metric ton, EURO4	74.4	99	99.8	99.9	98.9	98.4	98.3	99.1	99.9	63.5	100	98.8	71.3	66.8	63.4	99.7
3.5-7.5 metric ton, EURO5	60.3	99.5	99.8	99.8	98.7	98.4	98.3	98.9	99.9	43.3	100	98.6	68.8	49.7	43.1	99.7
3.5-7.5 metric ton, EURO6	43.9	99.6	99.8	99.9	98.9	98.3	98.3	99.1	99.9	19.6	100	98.8	61.6	29.4	19.4	99.7
7.5-16 metric ton, EURO3	43	41.8	51.4	34	41.9	33.5	43.8	40.4	52.1	44.4	30.7	43.2	47.9	44.2	44.4	35.6
7.5-16 metric ton, EURO4	31.4	41.4	51.4	33.9	41.4	32.7	43	40	52	27.8	30.6	42.7	34.3	29.1	27.8	35.5
7.5-16 metric ton, EURO5	25.5	41.7	51.4	33.9	41.4	32.7	43	39.9	52	19.5	30.6	42.6	33.3	22	19.4	35.5
7.5-16 metric ton, EURO6	17.7	41.5	51.3	33.9	41.3	32.7	43	39.9	52	8.2	30.6	42.6	29.7	12.4	8.1	35.5
16-32 metric ton, EURO3	34.4	32.3	47.6	22.6	32.6	21.9	36.6	30.7	48.3	36.4	18	34.3	43.3	36.3	36.5	24.8
16-32 metric ton, EURO4	25	32	47.6	22.5	32.4	21.2	35.9	30.4	48.3	23	18	34	30.3	23.9	23	24.7
16-32 metric ton, EURO5	20	32.3	47.6	22.5	32.4	21.2	35.9	30.4	48.3	15.7	18	34	29.5	17.8	15.7	24.7
16-32 metric ton, EURO6	13.3	31.7	47.5	22.5	31.8	21.2	35.8	30	48.3	6.2	18	33.4	26.3	9.6	6.2	24.6
>32 metric ton, EURO3	18.8	17.8	35	11.9	18.5	10.5	24.1	17.2	47.9	19.8	6.3	19.5	27.6	20.3	19.8	14
>32 metric ton, EURO4	13.1	17.5	35	11.9	18.2	10.1	23.8	16.9	47.9	11.7	6.3	19.2	21.2	13	11.7	13.9
>32 metric ton, EURO5	10.6	17.6	35	11.9	18.2	10.1	23.8	16.9	47.9	8.2	6.3	19.2	20.8	10	8.1	13.9
>32 metric ton, EURO6	7.4	16.9	35	11.9	18.2	10.1	23.8	16.9	47.9	3.5	6.3	19.2	19.3	6	3.5	13.9
municipal waste collection service by 21 metric ton lorry	253.8	247.1	32.3	50.1	220.6	50.2	103	186.5	40	278.1	31.7	250.3	618.2	354.7	279.4	67.5
light commercial vehicle	320.8	361.5	120.3	632.9	360.5	483.2	305	419.5	342.8	259.3	173.4	348.9	584.9	309.8	260.8	421.4
train*	4.6	5.1	3.1	17.2	15.8	22	7.3	106.4	13.2	3.5	1.8	5.4	18.2	3.4	3.2	35.5
inland waterways, barge	13.7	7.5	0.9	6.4	6.9	2.8	1.7	8.3	1	16.7	0.3	7.1	1.5	14.6	16.8	4.8

Impacts normalisés en base 100 pour un même besoin en transport, la valeur 100, en italique, correspondant à la valeur d'impact la plus élevée dans une même catégorie (colonne) pour les camions (transport, freight, lorry).

En gras, les catégories d'impact pour lesquelles, pour un même PTAC, le changement de norme a une influence significative sur les impacts : acidification des eaux (AC), eutrophisation des eaux marines (MEU) et des sols (TEU), émission de particules fines (PM) et d'ozone photochimique (POF)

En rouge, les moyens de transport autres que les camions (municipal waste collection service : camion benne ; light commercial vehicle : véhicule utilitaire ; train : train sur le réseau français, basé sur un mix de 20 de traction diesel et 80% de traction électrique (ADEME, 2020) ; barge : barge)

Analyse critique des résultats

Les impacts du transport ont été modélisés avec les données disponibles dans la base ecoinvent, qui présente des facteurs d'émission propres à chaque catégorie de véhicule (classe de PTAC, norme d'émission). Pour le fret routier, seuls les camions et camions benne roulant au diesel ont fait l'objet d'un Inventaire du Cycle de Vie (ICV) de leurs émissions. Par opposition, dans le cadre du projet ANR -13-VBDU-0001 ANNONA, ces inventaires ont été construits pour différents types de motorisation (GNV, électrique, diesel), puis convertis en impacts environnementaux avec la méthode ReCiPe MidPoint. Ils ont également été comparés avec les impacts évalués grâce aux données ecoinvent disponibles à l'époque (2013).

Tableau 2.19 : Correspondance proposée entre les méthodes ReCiPe MidPoint, utilisée dans le projet ANNONA, et ILCD 2018, utilisée dans SIMODEM

Catégorie d'impact issue ReCiPe MidPoint	Equivalent le plus proche dans ILCD 2018
Fossil depletion (FDP, g oil eq)	FRD
Fossil energy (FE, MJ eq)	FRD
Global warming potential (GWP, g CO2 eq)	CC
Metal depletion, (MDP, g Fe eq)	MRD
Nitrogen oxides (NOX, g de NOx)	MEU, TEU
Nuclear energy, (NE, MJ eq)	IR
Ozone precursors / Photochemical oxidant formation (POFP, g NMVOC eq)	POF
Particulates matter (PM10, g de PM10)	PM
Particulates matter (PM2.5, g de PM2.5)	PM
Particulates matter (PMFP, PM2,5, PM10, g PM10 eq)	PM
Renewable energy (RE, MJ eq)	-
Terrestrial acidification (AP, g SO2 eq)	AC
Urban land occupation (LOP, m ² *a)	LU

Ces résultats peuvent compléter ceux présentés plus haut et donner une idée de ce qu'on peut attendre d'une comparaison (1) entre données ecoinvent et données simulées par COPERT, pour un même type de motorisation (PTAC, norme d'émission) ; et (2) entre différents types de motorisation. Ils ne peuvent toutefois pas être intégrés comme tels, et doivent être utilisés avec précaution : la méthode ReCiPe MidPoint, utilisée dans ANNONA, ne présente pas les mêmes indicateurs, ni les mêmes facteurs de caractérisation que ILCD 2018, utilisée dans SIMODEM.

Si certaines correspondances peuvent être proposées entre les différents indicateurs (Tableau 2.19), pour faciliter la comparaison des résultats, il suffit que les facteurs de caractérisation affectés à chaque substance diffèrent significativement entre les deux méthodes pour que les résultats issus d'une méthode diffèrent de ceux de l'autre méthode, même avec les mêmes données d'inventaire. Il est dès lors délicat de transposer les résultats des comparaisons faites par ANNONA à SIMODEM. Ces comparaisons peuvent néanmoins aider à anticiper les résultats d'une modélisation plus fine des modes de transport. Elles sont présentées ci-après.

- [Comparaison des résultats entre ecoinvent et COPERT](#)

Bien qu'il ne soit pas possible d'utiliser directement les facteurs d'émission d'ANNONA, il est utile de comparer les facteurs d'émissions calculés dans le cadre de ce projet avec COPERT et ceux extraits des données ecoinvent. Le Tableau 2.20 compile ces facteurs d'émission pour les catégories d'impact les plus pertinentes. Il en ressort que, pour les véhicules et catégories d'impact pour lesquelles des facteurs d'émissions sont disponibles pour COPERT et ecoinvent :

- ecoinvent sous-estime en général les impacts sur le climat (GWP) d'entre 7 et 32% ;
- ecoinvent surestime les autres impacts de 11 à 154% pour les véhicules utilitaires de normes EURO5 et 6, mais sous-estime ceux des véhicules de norme EURO3 et 4 de 18 à 43%²⁹ ;
- ecoinvent sous-estime les impacts des autres véhicules EURO5 de 74 à 84%, et ceux des véhicules de norme inférieure de 49 à 68%.

Cet écart entre les impacts évalués avec les données ecoinvent et les données issues d'ANNONA peut avoir plusieurs causes :

- Différence de périmètre de l'EICV : dans le cadre de SIMODEM, les inventaires fournis par ecoinvent ont dû être adaptés pour inclure des émissions de polluants qui étaient localisées, ou différentes tailles de particules fines, dans le périmètre de la méthode ILCD 2018. Sans cela, aucune différence n'aurait été relevée entre les différents types / tailles de camion. Si de telles adaptations n'ont pas été faites dans le cadre d'ANNONA pour les données ecoinvent, les impacts calculés par ecoinvent auront été sous-estimés ;
- Différence de flux de référence, et hypothèses de taux de chargement : les évaluations d'impacts présentées par ANNONA sont exprimées en impact par véhicule*km, alors qu'ecoinvent les exprime actuellement en impact par t*km. Cela suggère que des

²⁹ Ce résultat est cohérent avec le fait que les véhicules utilitaires ne sont modélisés sous ecoinvent qu'avec un type moyen de véhicule, toutes normes confondues.

hypothèses ont été faites dans le cadre du projet ANNONA quant au chargement des véhicules pris en compte dans ecoinvent. Dès lors, l'écart entre les impacts d'ecoinvent et de COPERT présenté ci-dessus pourrait s'expliquer si ce taux de chargement a été sous-estimé par rapport à ce qu'ecoinvent a retenu comme hypothèse (par exemple en retenant des retours à vide qui seraient exclus du périmètre des données ecoinvent).

Tableau 2.20 : Facteurs d'émission pour la phase d'utilisation des véhicules, calculés avec la méthode ReCiPe MidPoint (H) (EMISIA, 2015)

Type de véhicule	Global warming potential GWP (CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O) g CO ₂ eq		Nitrogen oxides NOX g de NOx		Ozone precursors / Photochemical oxidant formation POFP (CO, NO _x , NMVOC) g NMVOC eq		Particulates matter PM10 g de PM10		Particulates matter PM2.5 g de PM2.5		Particulates matter PMFP (PM _{2,5} , PM ₁₀) g PM10 eq		Terrestrial acidification AP (NH ₃ ,SO ₂) g SO ₂ eq	
	COPERT IV	openLCA	COPERT IV	openLCA	COPERT IV	openLCA	COPERT IV	openLCA	COPERT IV	openLCA	COPERT IV	openLCA	COPERT IV	openLCA
PL 3,5-7,5t														
Euro 3	4.43E+02	3.81E+02	3.60E+00		7.47E+00	3.01E+00	1.73E-01		1.35E-01		1.89E+00	8.15E-01	4.04E+00	1.79E+00
Euro 4	3.99E+02	3.65E+02	2.25E+00		4.55E+00	1.98E+00	9.19E-02		5.40E-02		1.14E+00	5.72E-01	2.53E+00	1.29E+00
Euro 5	3.98E+02	3.69E+02	3.22E+00		6.49E+00	1.35E+00	9.59E-02		5.80E-02		1.57E+00	4.33E-01	3.61E+00	9.36E-01
Euro 6	4.07E+02		6.05E-01		1.25E+00		7.43E-02		3.64E-02		3.78E-01		6.85E-01	
PL GNV 3,5-7,5t														
Euro 4	3.05E+02		2.53E-01		6.74E-01		3.08E-02		1.18E-02		1.78E-01		3.00E-01	
Euro 5	3.04E+02		2.31E-01		6.59E-01		9.17E-02		5.37E-02		2.20E-01		2.77E-01	
Euro 6	3.11E+02		1.24E-01		3.50E-01		7.11E-02		3.37E-02		1.32E-01		1.50E-01	
PL GNV 7,5-13t														
Euro 4	5.17E+02				1.21E+00						3.06E-01		5.37E-01	
Euro 5	5.15E+02				1.18E+00						3.80E-01		4.94E-01	
Euro 6	5.26E+02				6.10E-01						2.03E-01		2.60E-01	
PL Porteur GNV 19t														
Euro 4	6.89E+02				1.70E+00						4.23E-01		7.53E-01	
Euro 5	7.01E+02				1.76E+00						5.59E-01		7.37E-01	
Euro 6	7.01E+02				9.98E-01						3.08E-01		4.26E-01	
PL Porteur GNV 26t														
Euro 4	8.88E+02				2.16E+00						5.40E-01		9.59E-01	
Euro 5	8.83E+02				2.00E+00						6.42E-01		8.41E-01	
Euro 6	8.96E+02				9.31E-01						3.01E-01		3.95E-01	
Porteur 19t														

Euro 3	1.02E+03	9.01E+02	9.13E+00	1.90E+01	7.70E+00	3.34E-01	2.96E-01	4.65E+00	1.91E+00	1.02E+01	4.67E+00
Euro 4	9.02E+02	7.89E+02	5.66E+00	1.15E+01	4.74E+00	1.20E-01	8.18E-02	2.69E+00	1.23E+00	6.35E+00	3.03E+00
Euro 5	9.17E+02	8.02E+02	8.57E+00	1.73E+01	3.21E+00	1.31E-01	9.28E-02	3.99E+00	8.94E-01	9.60E+00	2.19E+00
Euro 6	9.17E+02		1.73E+00	3.57E+00		7.72E-02	3.93E-02	8.80E-01		1.95E+00	
Porteur 7,5 - 13t											
Euro 3	7.43E+02	6.62E+02	6.43E+00	1.34E+01	5.66E+00	2.49E-01	2.11E-01	3.29E+00	1.42E+00	7.21E+00	3.42E+00
Euro 4	6.76E+02	6.07E+02	4.03E+00	8.16E+00	3.53E+00	1.07E-01	6.88E-02	1.95E+00	9.40E-01	4.53E+00	2.27E+00
Euro 5	6.74E+02	6.17E+02	5.74E+00	1.16E+01	2.41E+00	1.15E-01	7.71E-02	2.72E+00	6.94E-01	6.43E+00	1.65E+00
Euro 6	6.88E+02		1.06E+00	2.18E+00		7.59E-02	3.80E-02	5.79E-01		1.19E+00	
Semi-remorque 26t											
Euro 3	1.27E+03	9.01E+02	1.13E+01	2.34E+01	7.70E+00	4.04E-01	3.63E-01	5.73E+00	1.91E+00	1.26E+01	4.67E+00
Euro 4	1.16E+03	7.89E+02	7.22E+00	1.46E+01	4.74E+00	1.54E-01	1.06E-01	3.44E+00	1.23E+00	8.09E+00	3.03E+00
Euro 5	1.16E+03	8.02E+02	9.77E+00	1.97E+01	3.21E+00	1.65E-01	1.21E-01	4.59E+00	8.94E-01	1.10E+01	2.19E+00
Euro 6	1.17E+03		1.60E+00	3.33E+00		9.81E-02	5.48E-02	8.60E-01		1.80E+00	
VUL 3,5t											
Euro 3	3.16E+02	2.83E+02	1.34E+00	2.84E+00	1.82E+00	1.34E-01	1.18E-01	8.41E-01	4.83E-01	1.50E+00	1.00E+00
Euro 4	3.16E+02	2.83E+02	1.08E+00	2.24E+00	1.82E+00	8.59E-02	7.01E-02	6.33E-01	4.83E-01	1.22E+00	1.00E+00
Euro 5	3.16E+02	2.83E+02	7.80E-01	1.63E+00	1.82E+00	3.63E-02	2.05E-02	4.00E-01	4.83E-01	8.76E-01	1.00E+00
Euro 6	3.16E+02	2.83E+02	3.50E-01	1.23E+00	1.82E+00	3.63E-02	2.05E-02	2.11E-01	4.83E-01	3.95E-01	1.00E+00
VUL Electrique 3,5-4,5t		4.47E+01			1.43E-01				9.02E-02		2.33E-01
VUL GNV 3,5t											
Euro 4	2.42E+02		7.77E-02	3.31E-01		2.88E-02	1.53E-02	9.94E-02		1.44E-01	
Euro 5	2.42E+02		5.60E-02	1.66E-01		3.47E-02	1.90E-02	5.60E-02		6.73E-02	
Euro 6	2.42E+02		5.60E-02	3.45E-01		3.47E-02	1.90E-02	7.39E-02		8.64E-02	
Ratio entre facteurs d'émission (ecoinvent/ COPERT)											
	0.68 – 0.93		-	0.16 – 1.48		-	-	0.19-2.28		0.20 – 2.54	

Tableau 2.21 : Ratios des facteurs d'émission entre les données ecoinvent et les données COPERT, issues du projet ANNONA (EMISIA, 2015)

Type de véhicule	GWP	POFP	PMFP	AP
PL 3,5-7,5t				
Euro 3	86%	40%	43%	44%
Euro 4	91%	43%	50%	51%
Euro 5	93%	21%	28%	26%
Porteur 19t				
Euro 3	89%	41%	41%	46%
Euro 4	87%	41%	46%	48%
Euro 5	87%	19%	22%	23%
Porteur 7,5 - 13t				
Euro 3	89%	42%	43%	47%
Euro 4	90%	43%	48%	50%
Euro 5	91%	21%	26%	26%
Semi-remorque 26t				
Euro 3	71%	33%	33%	37%
Euro 4	68%	32%	36%	38%
Euro 5	69%	16%	19%	20%
VUL 3,5t				
Euro 3	90%	64%	57%	67%
Euro 4	90%	81%	76%	82%
Euro 5	90%	111%	121%	114%
Euro 6	90%	148%	228%	254%
Ratio min - max	68 –93%	18- 148%	19-228%	20 – 254%

La coloration des cellules va des écarts les plus faibles (vert clair) aux plus forts (rouge sombre)

- [Comparaison des données COPERT entre différents types de motorisation](#)

Le Tableau 2.22 donne les valeurs extrêmes des réductions d'émissions directes des véhicules thermiques entre les modèles diesel et les modèles GNV. Les émissions directes de gaz à effet de serre (GES) baissent de 24% lors du passage au GNV, tandis que les autres impacts peuvent baisser de 65 à 93%, mis à part pour les émissions de particules fines, pour les véhicules de norme EURO5-6. Pour les véhicules électriques, les émissions directes des véhicules sont considérées comme réduites à 0 ; seules les émissions indirectes, liées à la production de l'électricité, sont prises en compte par ANNONA.

Tableau 2.22 : Réduction des impacts directs des véhicules, pour un même PTAC et une même norme, permise par le passage du diesel au GNV. Données issues du projet ANNONA (EMISIA, 2015)

	Réduction min	Réduction max
GWP	24%	24%
NOX	79%	93%
POFP	72%	90%
PM10*	4%	66%
PM2.5*	7%	78%
PMFP	65%	86%
AP	78%	92%

* Les réductions faibles des PM2.5-10 sont liées aux véhicules de normes EURO 5 et 6, pour lesquels les véhicules diesel sont déjà très performants.

Ces résultats, s'ils sont transposables d'une méthode d'évaluation (ReCiPe pour ANNONA) à l'autre (ILCD 2018 pour SIMODEM), peuvent compenser partiellement les erreurs soulignées plus haut dans les inventaires d'ecoinvent : ces derniers tendent à sous-estimer les impacts des motorisations diesel, mais en pratique, la Métropole utilise des véhicules moins polluants que des véhicules diesel.

En conséquence, il importe d'insister sur le caractère *provisoire* des résultats de l'EICV relatifs à la mobilité des déchets. Ceux-ci doivent être affinés par l'utilisation de COPERT, une fois que les trajets entre les différents sites auront été caractérisés, à la fois pour corriger les écarts pour une même motorisation (diesel) et pour intégrer de nouvelles motorisations (électrique, GNV). Néanmoins, les conclusions établies plus haut sur la contribution de la mobilité des déchets aux impacts globaux ne devraient pas être grandement modifiées.

2.4.3 - Traitement des déchets

Les procédés de traitement des déchets et les ressources qu'ils permettent d'économiser sont des contributeurs importants aux impacts de la gestion des déchets. Les résultats présentés dans les paragraphes précédents décrivent une représentation de la gestion des déchets telle qu'elle était implémentée en 2017. Il était alors ressorti que le recyclage de certains flux (papiers/cartons, verre) présentait des impacts et bénéfices notablement élevés, comparés à la gestion des OMR, en dépit de volumes nettement plus faibles. Il est donc utile de comparer les impacts des filières ramenés à la tonne de déchets traités pour retirer de l'analyse l'effet de la contribution des déchets au tonnage total.

Comparaison des filières de traitement des déchets

La Figure 2.14 présente les impacts des différentes filières de gestion (incinération, enfouissement, recyclage, compostage) des déchets, par tonne de déchets traités. Elle se concentre sur les catégories d'impacts pour lesquelles la gestion des déchets présente les impacts les plus significatifs au regard des limites planétaires (PM, CC, FRD, HTOX_c, HTOX_nc, FEU). Seuls les impacts des procédés de traitement sont représentés : les transports des déchets ou des coproduits de leur traitement ne sont pas inclus, vu qu'ils ont déjà été traités dans le paragraphe précédent. Dans le cas de l'incinération, les impacts pris en compte sont les impacts des procédés d'incinération et de traitement des mâchefers et REFIOM (maturation, enfouissement), la valorisation des remblais et de l'énergie produite. Le recyclage des métaux (acier, aluminium) issus des résidus d'incinération est traité à part : un meilleur tri permettrait de les récupérer à la source.

Il ressort de cette figure plusieurs observations :

- pour la quasi-totalité des filières et des catégories d'impacts, les économies de ressources permises par le recyclage génèrent des bénéfices environnementaux qui compensent largement ses impacts environnementaux. Parmi les exceptions, on compte le recyclage de l'acier et du papier pour les émissions de substances toxiques pour la santé humaine (HTOX_c, HTOX_nc), pour lesquels leurs procédés de recyclage sont plus émissifs que les autres et le recyclage des gravats ;
- le recyclage de l'aluminium présente les bénéfices environnementaux les plus élevés pour toutes les catégories étudiées. Viennent ensuite le recyclage de l'acier et du verre, puis des papiers, cartons et plastiques ;
- ramenés à la tonne de déchet traitée, les impacts de l'enfouissement (encombrants), du recyclage des gravats, de l'incinération³⁰ et du compostage sont très faibles, comparés au recyclage des autres types de déchets, mais leurs bénéfices associés sont tout aussi faibles (voire nuls pour l'enfouissement).

Ces résultats expliquent pourquoi :

- les déchets de papiers / cartons et verre recyclés présentent des impacts et bénéfices aussi significatifs à l'échelle du territoire de la Métropole (cf. Figure 2.8), et ce même avec des tonnages relativement faibles par rapport à ceux des déchets incinérés ;

³⁰ Cela s'explique par la relative simplicité des procédés utilisés (infrastructures simples, peu de consommations d'intrants sauf pour l'incinérateur, mais pour lesquels les intrants sont surtout utilisés pour le traitement des fumées).

- le recyclage des métaux contribue de manière importante aux impacts de l'incinération des OMR (en incluant toute la chaîne de valeur) sur la santé humaine (HTOX) (cf. Figure 2.9) ;
- le compostage des biodéchets contribue peu aux impacts globaux.

Implication pour la construction de scénarios

Dans ce paragraphe, la comparaison des filières présentée ci-dessous est discutée pour identifier les possibles conséquences sur le choix des filières à développer, dans une optique de construction de scénarios. Pour l'ensemble des déchets, 3 filières peuvent être représentées : le recyclage (ou compostage, pour les végétaux, biodéchets), l'incinération et l'enfouissement. Ces deux dernières (décrites plus bas comme des filières d'élimination des déchets) doivent, pour assurer les mêmes fonctions que le recyclage, se voir allouer les impacts de la production primaire de produits que le recyclage permet d'éviter.

Il serait pertinent de modéliser avec précision les impacts de l'élimination des déchets en fonction de leur type, pour identifier les filières les plus souhaitables. L'outil WILCI permet cette modélisation pour l'incinération. Toutefois, en première approximation, les résultats ACV présentés plus haut pour l'élimination des OMR et encombrants peuvent servir de proxy pour celle d'autres déchets (papiers, cartons, métaux, verre)³¹.

Dans ces conditions, pour la majorité des déchets étudiés (acier, aluminium, carton, papier, plastique, verre), les impacts et bénéfices du recyclage sont nettement supérieurs à ceux de leur élimination. Dès lors, la question du type de traitement des déchets à privilégier revient à poser la question de l'origine la plus désirable pour les matériaux consommés par les activités humaines, entre les matériaux d'origine primaire et ceux issus du recyclage.

Les résultats ci-dessous mettent clairement en évidence que, **dans la majorité des cas, le recyclage des déchets, pour peu qu'il permette bien les économies de ressources attendues, est préférable à leur élimination.**

³¹ Naturellement, cette hypothèse, notée H, est extrêmement contestable en pratique : l'enfouissement de déchets putrescibles (papiers / cartons, biodéchets), tout comme l'incinération de déchets non combustibles (métaux, verre) auront forcément des impacts très différents de ceux d'un mélange. Cela étant, les impacts et bénéfices du recyclage / compostage de ces types de déchets sont nettement plus forts que ceux de l'élimination des OMR et encombrants. Dès lors, à des fins de comparaison, l'hypothèse H reste acceptable tant que les impacts réels de l'élimination restent faibles face à ceux du recyclage.



Figure 2.14 : Comparaison des impacts des différentes filières de gestion des déchets, par tonne de déchet traitée. En orange : impact des procédés de traitement, en bleu : impacts évités par les ressources économisées. Filières : recyclage (acier, aluminium, carton, gravats, papier, verre), compostage (végétaux), incinération, enfouissement (encombrants)

Le cas du compostage, peu visible sur la Figure 2.14, est développé dans le Tableau 2.23 et la Figure 2.15. Il en ressort que le compostage présente presque systématiquement des impacts plus faibles que l'incinération – ce qui s'explique par la simplicité de ses procédés – hormis pour les émissions de particules fines (PM). Ses bénéfices environnementaux, liés aux économies d'engrais de synthèse, sont plus forts que ceux de l'incinération pour 3 catégories d'impacts (PM, FEU, HTOX_nc), mais plus faibles pour les 3 autres (CC, FRD, HTOX_c). En comparant les impacts nets des deux filières, il ressort que le compostage est préférable à l'incinération pour les catégories d'impacts (FEU, HTOX_c, HTOX_nc)³², mais qu'il est désavantagé pour les autres (PM, CC, FRD). Cela s'explique par l'ampleur des bénéfices environnementaux des économies de chaleur fossile permises par l'incinération (CC, FRD). En conséquence, pour que le compostage soit préférable à l'incinération, il est nécessaire de décarboner au préalable les sources de chaleur que la chaleur d'incinération remplace, ou de réduire les besoins énergétiques qui nécessitent une consommation d'énergie fossile.

Tableau 2.23 : Comparaison des impacts et bénéfices des procédés d'incinération et de compostage, par tonne de déchet traitée

Catégorie d'impact	Unité	Incineration		Compostage végétal	
		Traitement	Substitution	Traitement	Substitution
CC	kg CO2-Eq	4.63E+01	1.02E+02	3.17E+01	7.32E+01
FEU	kg P-Eq	1.99E-02	8.30E-03	1.88E-03	1.41E-02
FRD	MJ	8.69E+02	3.43E+03	2.27E+02	4.81E+02
HTOX_c	CTUh	1.15E-05	1.39E-06	5.27E-07	9.58E-07
HTOX_nc	CTUh	1.09E-05	5.46E-06	1.94E-06	7.34E-06
PM	disease incidence	3.06E-06	1.46E-06	6.10E-06	3.05E-06

³² Ce résultat reste toutefois à prendre avec précautions : le périmètre de l'ACV du compostage ne tient pas compte des émissions potentielles de contaminants (métaux lourds, etc.) présents dans les déchets compostés. Ceux-ci peuvent avoir des impacts potentiels très significatifs, comparés à ceux de l'incinération (Rodrigues, 2016).

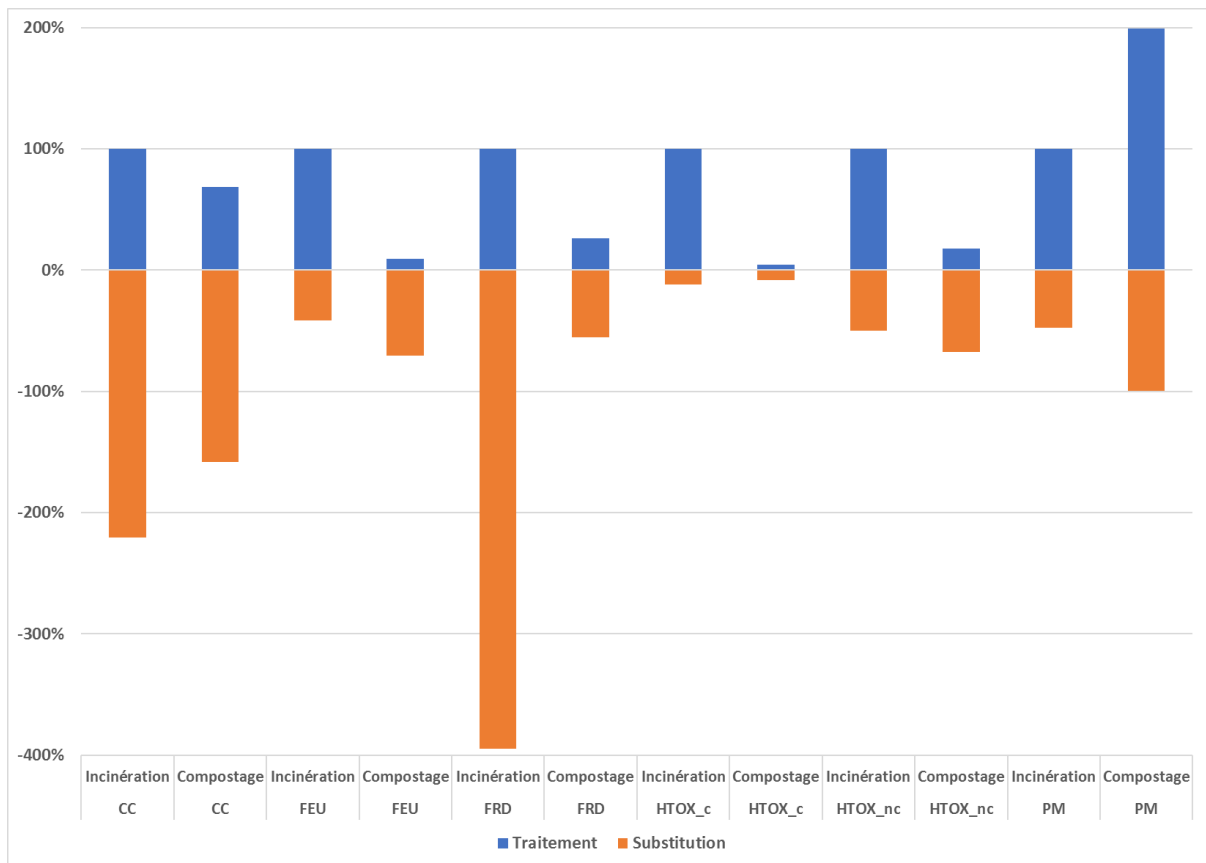


Figure 2.15 : Comparaison des impacts (Traitement) et bénéfiques (Substitution) de l'incinération et du compostage. Valeurs exprimés en % des impacts de l'incinération

Section 3 - Perspectives

Cette section explore les suites à donner aux résultats présentés dans les sections précédentes et détermine si elles seront explorées dans le cadre du projet SIMODEM.

3.1 - Perspectives pour l'utilisation de la caractérisation des déchets

3.1.1 - Appui à la construction de scénarios prospectifs

La caractérisation des déchets, en particulier des OMR, permet d'identifier un fort gisement de matières pouvant faire l'objet d'une collecte sélective, bien que ce n'ait pas été le cas en 2017 (Figure 1.1). Cette connaissance peut servir de base à l'élaboration de scénarios prospectifs reposant, par exemple, sur :

- l'amélioration de la collecte sélective (les déchets qui étaient déjà recyclables en 2017 sont placés par les ménages dans la poubelle de tri, et non dans celle des OMR) ;
- l'extension des consignes de tri : certains déchets n'étaient pas recyclables en 2017 mais le sont devenus (plastiques, en 2020) ou sont appelés à le devenir (biodéchets, d'ici 2023) ;
- la prévention à la source de ces flux, par un changement de pratiques de production des industriels et/ou de consommation des ménages (réduction des emballages, plastiques à usage unique, etc.)

Ce dernier point – la prévention – a fait l'objet d'une attention particulière par la Métropole de Lyon, qui a fait une série de propositions de stratégies pour réduire à la source la production d'OMR, dans le cadre des campagnes de caractérisation des OMR couramment incinérées ou enfouies. La Figure 3.1 met ainsi en évidence que la quasi-totalité des OMR produites par les ménages peuvent, en théorie, être évitées ou du moins réduites par des modes alternatifs de production / consommation :

- Zéro emballage : 36% des déchets sont des contenants (sacs, bouteilles, barquettes) pouvant être réduits par la promotion de la vente / des achats en vrac ;
- Compostage : 27% des déchets sont des matières organiques putrescibles pouvant être compostées localement (en composteur individuel ou partagé) ;

- Hygiène durable : 14% des déchets sont des papiers / textiles / produits d'hygiène à usage unique, qui peuvent être réduits par la promotion d'alternatives aux produits à usage unique (textiles réutilisables, lavables, etc.) ;
- Zéro papier : 8% des déchets sont des papiers imprimés ou des prospectus, qui pourraient être réduits par la limitation des impressions et la mise en place d'un Stop Pub sur les boîtes aux lettres
- Zéro gaspillage alimentaire : 6% des OMR sont des aliments qui pourraient être consommés
- Réemploi : 4% des OMR sont des textiles qui pourraient être collectés vers une filière de réemploi

Ce travail d'identification d'actions de prévention possibles pourrait être appliqué à l'ensemble des déchets (collecte sélective et déchèterie inclus), lors de la construction de scénarios.

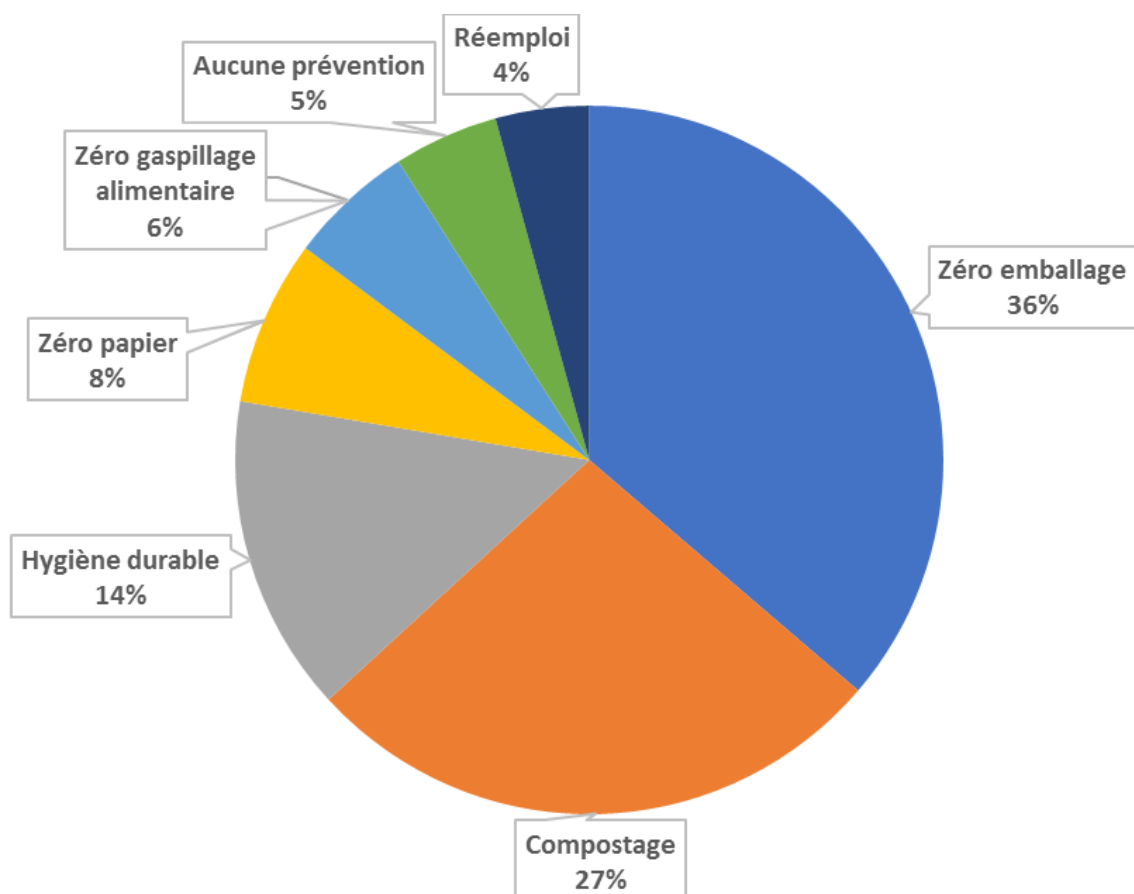


Figure 3.1 : Caractérisation des OMR selon les actions de prévention possibles pour réduire leur production (310 504 t) – Source : MODECOM

3.1.2 - Modélisation plus fine des impacts environnementaux des transports des déchets

La Matrice Origine Destination permet de caractériser précisément les trajets effectués par les déchets depuis leur site de première réception après collecte jusqu'à leur exutoire final, pour peu que celui-ci soit clairement identifié. Cette caractérisation fine permettra de modéliser les émissions directes des véhicules pour ces étapes de transport, grâce au modèle COPERT. Les incertitudes seront dès lors bien moindres qu'avec les données génériques utilisées jusqu'ici pour ces émissions (cf. 2.2.1- Collecte et transport). De plus, plusieurs simulations pourront être faites en testant différents types de véhicules et de motorisations (GNV, électrique) ou d'autres moyens de transport (ferroviaire, fluvial).

Ces simulations pourront tenir compte de la disposition et de la densité des points de collecte (silos, poubelles, déchèterie). Il sera dès lors utile d'intégrer deux tendances contradictoires. En effet, plus la densité de ces points de collecte est élevée :

- plus faibles sont les distances parcourues par les ménages pour déposer leurs déchets et meilleure est la qualité du tri (et donc le potentiel de valorisation des déchets) ;
- plus forts sont les impacts de ces équipements de collecte, et moins il est pertinent d'utiliser des véhicules de PTAC élevés, pourtant moins polluants par tonne transportée.

Rappelons toutefois que les impacts de la mobilité des déchets sont modérés face à ceux de leur traitement et valorisation. Il y a donc tout lieu de penser qu'il vaut mieux augmenter la densité des points de collecte sélective, quitte à privilégier des véhicules de faible PTAC parmi les moins polluants pour cette collecte et le transport jusqu'à un agrégateur.

3.2 - Amélioration de l'évaluation des impacts environnementaux

3.2.1 - Bénéfice environnemental associé aux économies de ressources : perspectives pour la prévention

Pour les déchets pris en compte dans l'ACV du projet SIMODEM, il a été possible de quantifier le bénéfice environnemental associé aux économies de ressources. Ces données, collectées pour modéliser le recyclage des déchets, sont également exploitables pour modéliser les bénéfices de la prévention : par exemple, le Tableau 2.8 indique que le recyclage

de 1 105 kg de ferrailles permet de produire 1 t d'acier recyclé, et que cet acier recyclé évite la production de 1 t d'acier primaire, dont les impacts de la production ont été quantifiés et compilés. N'importe quelle autre action permettant d'éviter cette production d'acier primaire (prévention, allongement de la durée de vie des équipements, etc.) peut donc se voir attribuer un bénéfice lié à cette économie.

Si, en première approximation, les actions de prévention peuvent être considérées comme ayant un impact négligeable, en pratique, elles sont sujettes à des contraintes logistiques qu'il conviendra de prendre en compte : la prolongation de la durée de vie de certains équipements, leur don / réemploi / réutilisation nécessitent des opérations de transport, maintenance, tri, conditionnement et stockage. Ces opérations ont certainement un impact faible, comparé au traitement des déchets, mais leurs bénéfices peuvent également être plus faibles : un produit réutilisé risque en effet d'avoir une durée de vie moindre qu'un produit neuf fait à partir de matériaux recyclés.

Les données collectées dans ce livrable peuvent être utilisées – moyennant éventuellement quelques raffinements – pour évaluer les impacts des actions de prolongation / réemploi, etc. et déterminer de quel pourcentage minimal ces actions doivent prolonger la durée de vie des équipements pour être plus pertinentes pour l'environnement que (1) l'élimination des déchets et la production primaire de ressources ou (2) le recyclage de ces équipements. Naturellement, plus la fabrication des équipements en question – à partir de ressources primaires ou secondaires – est impactante, plus le bénéfice associé à leur préservation sera élevé.

Il convient de rappeler que **les économies d'impacts** associées au recyclage ou au prolongement de la durée de vie des équipements dépendent fortement des filières qu'ils permettent de remplacer. Elles **sont donc fortement conditionnées par** :

- **les scénarios de référence étudiés**, qui correspondent ici aux filières « classiques » de fabrication des matériaux dont le recyclage des déchets permet une substitution et sur lesquels nous avons moins de connaissances que sur les impacts – réels – des procédés. Par exemple, la comparaison du compostage et de l'incinération (cf. *Implication pour la construction de scénarios*) a montré que l'incinération était plus pertinente si elle permettait de réduire la consommation d'énergie fossile. Si les besoins locaux en chaleur étaient significativement réduits et entièrement satisfaits avec des énergies décarbonées, la pertinence environnementale de l'incinération serait remise en cause, au profit du compostage ;

- **la demande future en nouvelles ressources** : produire du papier recyclé n'a de sens que si le papier recyclé a un marché, prolonger la durée de vie d'un équipement n'a de sens que si ce dernier a une utilité.

3.2.2 - Intégration des impacts du changement d'usage des sols

La méthode ILCD 2018, utilisée dans le cadre de ce livrable pour l'EICV de la gestion des déchets, présente un indicateur agrégé de dégradation de la qualité des sols (LU), pour lequel aucune limite planétaire n'a été calculée. A l'inverse, d'autres travaux de recherche ont proposé des limites planétaires basées sur les surfaces artificialisées ou sur le seuil maximal d'érosion (Bjørn, et al., 2019; De Laurentiis, et al., 2019; Sala, et al., 2020). Les méthodes d'EICV résultant de ces travaux n'ont pas pu être intégrées dans SIMODEM car elles sont basées sur des nomenclatures différentes de celles d'ecoinvent. Pour intégrer les impacts de l'usage des sols (LU) dans l'AESA, il serait donc utile de construire une correspondance entre les méthodes construites et la nomenclature ecoinvent.

Section 4 - Modélisation fine de la mobilité des déchets ménagers

L'objectif de cette section est de présenter les modèles faisant le lien entre les pratiques ménagères de gestion des déchets (élimination, tri, mobilité, etc.), observées par le biais d'enquêtes réalisées auprès des habitants du Grand Lyon (voir Livrable 1), et la logistique des opérateurs publics et privés pour la collecte et le transport des déchets. Cette articulation permet de modéliser la mobilité des déchets ménagers et de représenter les flux de transport qui y sont associés. La Figure 4.1 ci-dessous montre l'articulation des différentes briques du modèle permettant de représenter la mobilité des déchets ménagers.

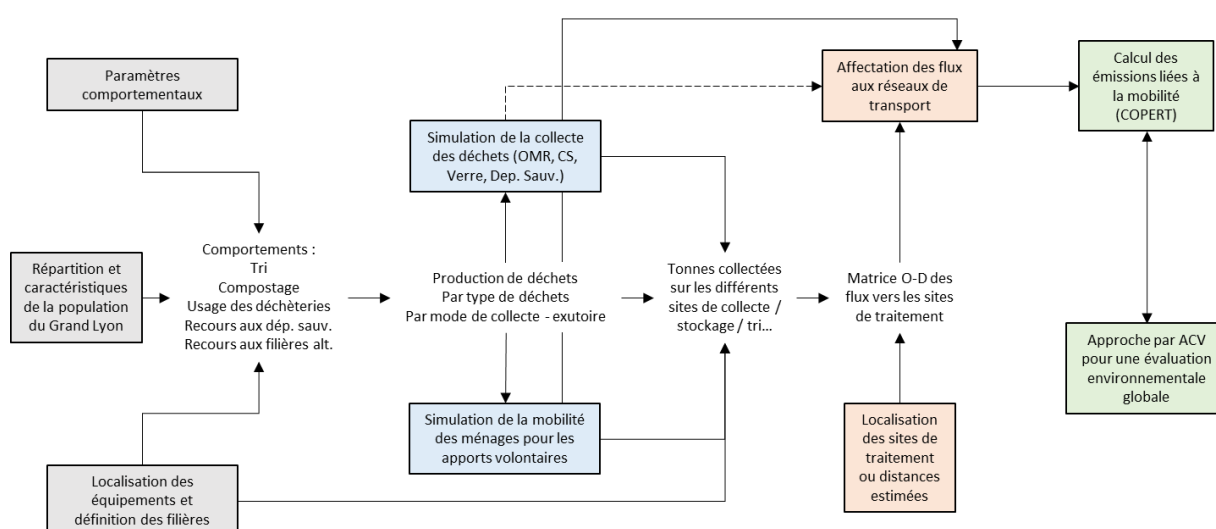


Figure 4.1 : Briques du modèle de la mobilité des déchets ménagers

Le modèle, tel que représenté ci-dessus, vise à simuler les flux de déchets et à calculer les émissions directes liées à la mobilité des déchets. A gauche, les briques grises représentent les données d'entrée du modèle : la répartition et les caractéristiques de la population du Grand Lyon, la nature et la localisation des équipements liés à la collecte et au tri des déchets, et les paramètres des modèles comportementaux calculés à partir de données d'enquêtes administrées aux ménages. Ces trois composantes permettent de simuler les comportements de tri des déchets de chaque individu sur le territoire de la Métropole de Lyon.

Cette simulation – couplée à des données sur les volumes de déchets traités sur le territoire grand lyonnais – permet d'estimer, par ménage, la production des déchets ménagers, par type et par mode de collecte (poubelle « grise » pour OMR, poubelle de collecte sélective, apports volontaires en déchèteries ou en silos à verre). On simule ensuite les déplacements pour la collecte ou les apports volontaires de ces déchets. Ces simulations sont les objets des briques

bleues de la figure 1.1. Ces déchets, une fois collectés, sont transportés depuis les sites de collecte / stockage / tri vers les sites de traitement. Ces opérations de transport sont l'objet de la matrice O-D déjà présentée dans la sous-section 1.3 du présent livrable. Les flux liés à la collecte, aux apports volontaires et au transport des déchets vers leurs sites de valorisation / élimination – estimés plus précisément dans les sections suivantes que dans la partie ACV du rapport – sont ensuite affectés aux réseaux de transport (brique rouge de la figure 1.1).

Cette affectation du trafic permet de caractériser les flux de transport par une distance, une durée (et donc une vitesse), ainsi que par un taux de chargement, ce qui permet d'estimer les émissions directes liées à cette mobilité (brique verte de la figure 1.1). Ces émissions directes ne représentent qu'une petite partie des impacts environnementaux liés au cycle de vie des déchets, qui sont présentés dans la section 2.4.

Cette section se compose de trois parties. Dans la partie 1 sont présentées les données d'entrées du modèle de mobilité des déchets ménagers (briques grises). La partie 2 propose une description des modèles de simulation des flux de déchets : simulation de la collecte, des apports volontaires, et affectation des flux aux réseaux de transport (briques bleues et rouges). Enfin, la partie 3 décrit le modèle d'émission utilisé pour évaluer les impacts environnementaux directs de la mobilité des déchets ménagers (brique verte).

4.1 - Les données d'entrées du modèle de mobilité des déchets ménagers

4.1.1 – Répartition et caractéristiques de la population du Grand Lyon

L'objectif de SIMODEM est de modéliser les pratiques de mobilité des déchets ménagers à partir de Déterminants Sociodémographiques (DSD), i.e. des critères de segmentation permettant de définir la position d'individus sur des axes sociaux, démographiques, culturels et / ou économiques (âge, genre, situation familiale, revenus, éducation...). L'objectif est de mesurer les liens statistiques qui existent entre ces DSD et les pratiques de gestion des déchets, observées au travers des enquêtes, et ensuite de généraliser ces pratiques à la population globale du territoire étudié (ici, le Grand Lyon), à l'aide des caractéristiques connues des individus de cette population.

Les données sur la population du Grand Lyon utilisées dans le cadre du modèle de SIMODEM sont issues de la base de données « Individus localisés au canton-ou-ville pour 2015 » de l'INSEE.³³ Cette base de données fait partie des fichiers détails anonymisés du Recensement Général de la Population (RGP). Elle contient, pour les individus enquêtés, la plupart des variables du RGP, à un niveau agrégé permettant l'anonymisation du répondant. Le dictionnaire des variables est disponible sur le site de l'INSEE. La base de 2015 est la plus proche de notre année de référence (2017) parmi les bases disponibles sur le site de l'INSEE.

Tableau 4.1 : Variables extraites du fichier Individus de l'INSEE

Variable INSEE	Description	Modalités
NUMMI	Identifiant du ménage, unique par canton-ou-ville	
IRIS	Code IRIS de résidence de l'individu	
CODEINSEE	Code INSEE de la commune de résidence de l'individu	
IPONDI	Poids de l'individu	
SEXE	Genre de l'individu	Homme ; Femme
AGED	Age détaillé de l'individu	
TACT	Type d'activité de l'individu	Actifs ; Chômeurs ; Retraités ; Etudiants ; Au foyer ; < 14 ans
INPER	Nombre de personne du ménage	
DIPL_15	Diplôme le plus élevé de l'individu	Aucun ; CAP / BEP ; Baccalauréat ; Etudes supérieures
NBPI	Nombre de pièces du logement	
SURF	Superficie du logement	
TYPL	Type de logement	Maison ; Appartement ; Autres
VOIT	Nombre de voitures du foyer	
CS1	Catégories socioprofessionnelles	Agriculteurs ; Artisans-Commerçants ; Cadres ; Prof. Interm. ; Employés ; Ouvriers ; Retraités ; Autres inactifs

Le fichier est traité afin de ne conserver que les variables essentielles à la modélisation des comportements de tri des individus. Il contient, après traitement, les variables décrites ci-dessus dans le Tableau 4.1. La localisation précises des individus (à l'IRIS), permet de reconstituer leur localisation à diverses échelles (IRIS, quartiers, communes ou arrondissements, etc.). Chaque individu se voit aussi caractérisé par un niveau d'équipement (silos à verre et déchèteries) lorsque cela est nécessaire pour les modèles comportementaux (voir sous-sections suivantes).

³³ <https://www.insee.fr/fr/statistiques/3625223?sommaire=3558417>, consulté le 20/07/2020

4.1.2 – Localisation des équipements liés à la collecte et au tri des déchets

Unités de valorisation énergétiques et centres de tri

La définition de la localisation des unités de valorisation énergétique (UTVE) et des centres de tri sélectifs (CTS) est importante car il s'agit, respectivement, des exutoires des tournées de collecte des ordures ménagères résiduelles (OMR, jetées dans la poubelle grise) et des déchets du tri sélectif (poubelle verte à couvercle jaune). La localisation des sites de traitement et de tri des déchets collectés sur le territoire du Grand Lyon est définie à l'aide du rapport annuel sur le traitement des déchets de 2017 (Grand Lyon, 2017), notre année de référence. La localisation des sites est présentée sur la Figure 4.2 ci-dessous.

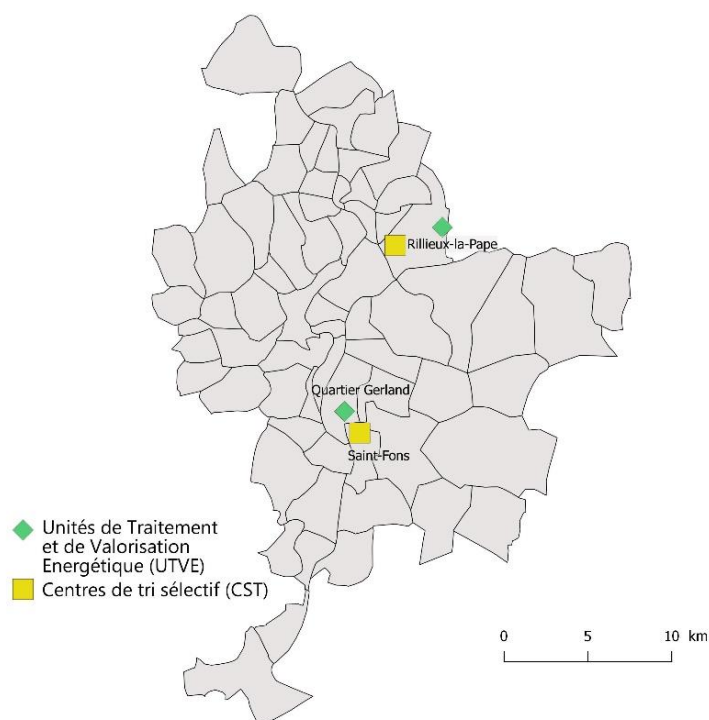


Figure 4.2 : Localisation des UTVE et CST sur le territoire de la Métropole de Lyon

Silos à verre

Les données sur la localisation des Silos à Verre (SAV) sont essentielles : elles permettent à la fois de définir un niveau d'équipement par zone, et constituent les points de collecte des tournées de ramassage des silos. Le territoire Grand Lyonnais est équipé de 2 757 SAV, dont la localisation est disponible en format SIG sur l'open data de la Métropole de Lyon (Grand Lyon, 2018). La localisation des SAV est présentée sur la Figure 4.3 ci-dessous.

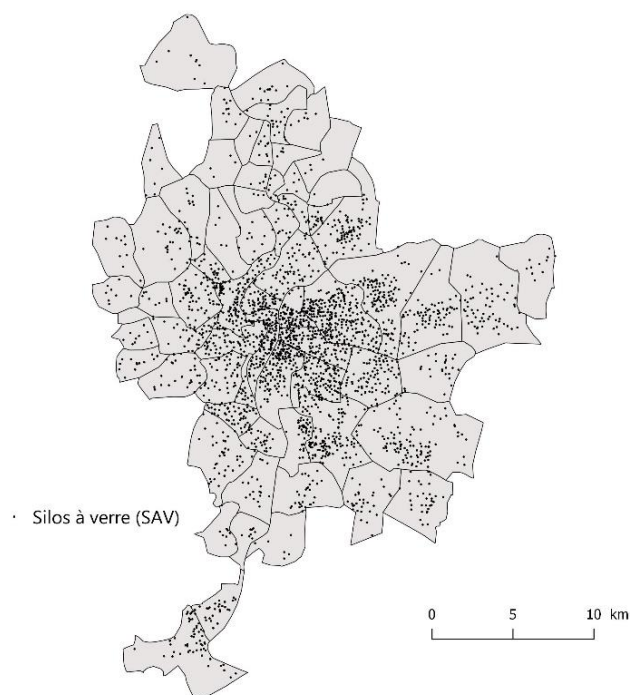


Figure 4.3 : Localisation des SAV sur le territoire de la Métropole

Dépôts de véhicule et secteurs de collecte

Le territoire de la Métropole de Lyon est divisé en subdivisions de collecte des déchets. Ces subdivisions sont alloties à des prestataires. Chaque prestataire possède son ou ses propre(s) dépôt(s) de véhicules de collecte, dont la localisation est importante car elle définit les points de départ des tournées de ramassage des déchets. Chaque secteur de collecte est attribué pour tous les déchets collectés : OMR, déchets de la collecte sélective, et verre.

Les périmètres des différentes subdivisions de collecte de 2017 sont illustrés par la Figure 4.4 ci-dessous et se répartissent comme suit :

- Les OMR et les déchets issus de la collecte sélective sont ramassés directement par les entreprises qui se sont vues attribuer les lots du marché de collecte, ou par la Métropole en régie :
 - Les déchets de Lyon 3, Lyon 6, Lyon 8, Bron et Villeurbanne sont collectés par la société Pizzorno, dont le dépôt est situé à Vénissieux ;
 - Les déchets de Lyon 1, Lyon 2, Lyon 4 et Lyon 7 sont collectés par l'entreprise Sita, dont les dépôts sont situés à Villeurbanne et Saint-Fons ;
 - Les déchets de Lyon 5, Lyon 9 et Tassin-la-Demi-Lune sont collectés par la société Nicollin, dont le dépôt est situé à Saint-Fons ;

- Les déchets des communes du reste du territoire de la Métropole de Lyon sont collectés en régie directement par les services métropolitains, dont les dépôts sont situés à Lyon 7, Villeurbanne et Caluire.
- Les déchets en verre sont collectés par l'entreprise Guérin, qui opère comme sous-traitant pour Pizzorno, Sita, Nicollin et la Métropole, et dont le dépôt est situé à Saint-Fons.

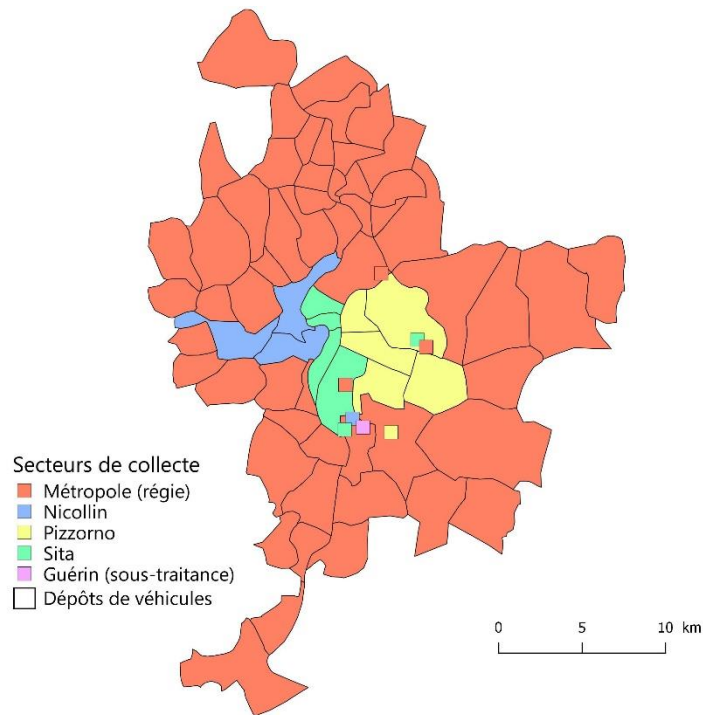


Figure 4.4 : Périmètres des secteurs de collecte et localisation des dépôts de véhicules de collecte sur le territoire de la Métropole

Déchèteries

Le territoire de la Métropole de Lyon est maillé par dix-huit déchèteries fixes, une déchèterie fluviale (River'Tri) et un ensemble de petites déchèteries mobiles. Par ailleurs, la Métropole gère aussi la déchèterie de la commune de Genas, qui n'est pas située dans le territoire du Grand Lyon. Dans le cadre de SIMODEM, les déchèteries mobiles mises en place par la Métropole de Lyon sont exclues de la modélisation : elles n'accueillent que certains types de déchets, ne sont ouvertes que très ponctuellement (souvent 1 ou 2 jours par mois) et ne représentent qu'un tonnage collecté très faible. La liste des déchèteries et leur adresse est disponible sur le site internet du Grand Lyon. La localisation des vingt déchèteries prises en compte dans le modèle de SIMODEM est illustrée par la Figure 4.5 ci-dessous.

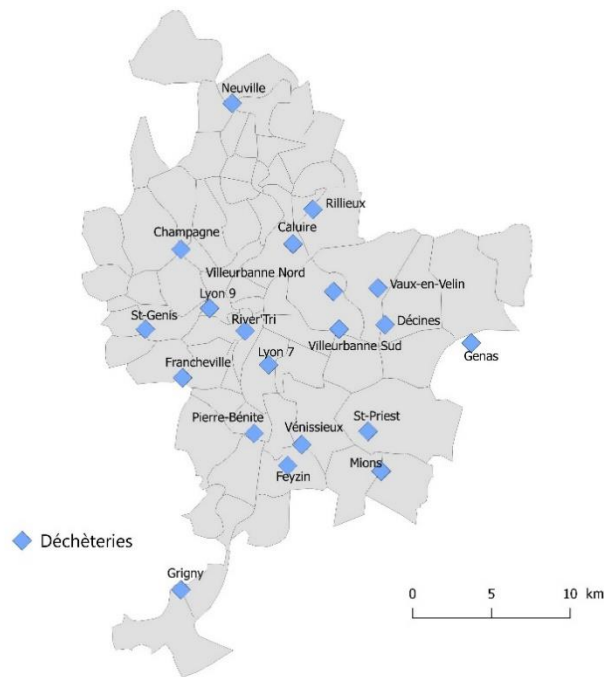


Figure 4.5 : Localisation des déchèteries gérées par la Métropole de Lyon

4.2 - Modèles comportementaux

4.2.1 - Modèles de régression logistique ordinale

Dans le Livrable 1 du projet SIMODEM, nous avons déjà illustré par des tris à plat les relations statistiques qui existent entre les pratiques de gestion des déchets (par ex., la fréquence des trajets annuels en déchèterie), et les DSD informés par les répondants, par le biais des enquêtes réalisées (par ex., le type de logement ou la motorisation). L'objectif de ce livrable est de passer de cette démarche descriptive à une démarche de modélisation à l'aide d'outils statistiques multivariés.

Plusieurs formes de régressions ont été testées pour analyser l'impact statistique des DSD (les variables indépendantes des modèles de régressions) sur les comportements de tri (les variables dépendantes, sous différents formats selon le modèle testé) : régressions linéaires multiples, logistiques binaires, logistiques multinomiales... Dans un souci de cohérence et de comparabilité des différents modèles, un type de régression est privilégié pour les différents modèles : la régression logistique ordinale.

Une régression logistique ordinale permet d'estimer les probabilités cumulées pour un individu de correspondre aux différentes modalités ordonnées de la variable dépendante analysée. Pour

les quatre modèles que nous présentons ci-dessous, nous analysons les modalités ordonnées des variables suivantes :

- Le répondant n'a pas fréquenté → a fréquenté un peu (1 à 5 fois) → a fréquenté beaucoup (> 5 fois) une déchèterie au cours des 12 derniers mois ;
- A déclaré ne jamais trier → trier parfois → trier systématiquement ses déchets issus du tri sélectif ;
- A déclaré ne jamais trier → trier parfois → trier systématiquement ses déchets en verre ;
- A déclaré ne jamais composter → composter parfois → composter systématiquement ses déchets alimentaires.

La régression logistique ordinale permet de calculer la probabilité cumulée F_j d'appartenir à l'une des modalités d'une variable dépendante allant de 1 à J ($J = 3$ ici ; par exemple : ne trie jamais, trie parfois, trie systématiquement). La probabilité cumulée d'appartenir à la catégorie j dépend de l'output Y de la régression (prenant en compte la ou variables indépendantes x), et du fait d'atteindre ou non le seuil de probabilité correspondant à j .

$$F_j(x) = P(Y \leq j | x) \quad (1)$$

La fonction logit L_j correspondante est :

$$L_j(x) = \log\left(\frac{F_j(x)}{1-F_j(x)}\right) \quad (2)$$

Le modèle de régression multiple permettant de calculer la fonction logit correspond à :

$$L_j(x) = \alpha_j - \beta_1 \cdot x_1 - \beta_2 \cdot x_2 - \dots - \beta_k \cdot x_k \quad (3)$$

Dans le cas de la régression logistique ordinale, il y a $J - 1$ équations au total, puisqu'il s'agit de calculer les probabilités d'atteindre les seuils (ici, par exemple, il y a 2 seuils pour 3 catégories). On utilise la fonction *c/m* du package 'ordinal' de R pour calculer la valeur de l'intercept α_j calculé pour chaque seuil, et des coefficients $\beta_1, \beta_2, \dots, \beta_k$ qui nous informent sur l'influence des variables indépendantes x_1, x_2, \dots, x_k sur la probabilité d'appartenir à la catégorie j .

Les variables indépendantes retenues au final sont décrites dans le Tableau 4.2 ci-dessous. Les pratiques sont modélisés à l'échelle de l'individu. Les variables ordinales (par exemple, l'âge en 3 classes : 18-34 ans, 35-64 ans et 65 ans et +) sont transformées en variables linéaires (pour l'âge en 3 classes par exemple : -1, 0 et 1) pour simplifier l'interprétation des coefficients.

Certaines variables catégorielles sont transformées en dummy (1 ou 0). Au total, 4 types de variables sont utilisées :

- Des variables démographiques : âge, genre, taille des ménages ;
- Des variables socioéconomiques, qui sont liés à l'activité des répondants ;
- Des variables liées au cadre de vie des répondants : type et taille du logement, motorisation ;
- Des déterminants technico-organisationnels (DTO), liés à l'accès aux équipements de collecte des déchets sur le territoire.

Tableau 4.2 : Variables utilisées dans les différentes régressions logistiques ordinales

Variabes	Type var.	Moy.	E-T	Description
Age	DSD – Démographique	-0,1419	0,7385	Age en 3 classes (18-34 ans ; 35-64 ans ; 65 ans et +) : transformé en variable linéaire (-1, 0, 1)
Genre	DSD – Démographique	0,5174	0,4999	Dummy : Femme (= 1) ou Homme (= 0)
Actifs	DSD – Socioéconomique	0,5319	0,4992	Dummy : Exerce une activité professionnelle (= 1) ou non (= 0)
CSP+	DSD – Socioéconomique	0,3220	0,4674	Dummy : CSP+, i.e. cadre, artisan, commerçant ou chef d'entreprise (= 1) ou non (= 0)
Etudiant	DSD – Socioéconomique	0,1249	0,3307	Dummy : Etudiant (= 1) ou non (= 0)
Retraité	DSD – Socioéconomique	0,2184	0,4133	Dummy : Retraité (= 1) ou non (= 0)
Etudes Sup.	DSD – Socioéconomique	0,6724	0,4617	Dummy : Diplômé d'études supérieures (= 1) ou non (= 0)
Nb pièces	DSD – Cadre de vie	0,0824	0,6783	Nombre de pièces du logement (studio ou 2 pièces ; 3-4 p. ; 5 p. ou +) : transformé en variable linéaire (-1, 0, 1)
Surf. Log.	DSD – Cadre de vie	8,1612	3,8200	Surface du logement en m ² (/ 10 pour faciliter l'interprétation du coefficient)
Type log.	DSD – Cadre de vie	0,2362	0,4249	Dummy : Logement individuel (= 1) ou collectif (= 0)
Taille ménage	DSD – Cadre de vie	2,6202	1,4384	Nombre de personnes du ménage
Motorisation	DSD – Cadre de vie	0,0663	0,7631	Motorisation du ménage (Pas de voit. ; 1 voit. ; 2 voit. ou +) : transformé en variable linéaire (-1, 0, 1)
Silos pour 1 000 hab.	DTO	2,1586	0,6721	Silos pour 1 000 habitants de l'IRIS ou du quartier du répondant
Accès déchèteries	DTO	0,5064	0,5009	Dummy : Les 3 déchèteries les plus proches sont à < de 15 mn de voiture (= 1) ou non (= 0)

La valeur des coefficients (et l'erreur-standard en italique) est donnée dans le Tableau 4.3 ci-dessous, pour les différents modèles analysés. Différentes combinaisons de variables explicatives ont été testées. Les variables retenues pour les différents modèles sont les variables dont les coefficients sont statistiquement significatifs, et qui maximisent le pseudo R² de

McFadden. Le tableau indique également les intercepts pour les différents seuils entre les modalités de la variable dépendante.

Tableau 4.3 : Résultats des régressions logistiques ordinales pour les différents modèles

Variabes	(1) Déchèteries	(2) Déchets usuels	(3) Verre	(4) Compost
Age	-	0,4344*** 0,0973	0,8091*** 0,1716	-
Genre	-0,5445*** 0,1194	-	-	-
Actifs	-	0,5896*** 0,1434	0,4726* 0,2095	-
CSP+	0,4016** 0,1443	-	-	-
Etudiant	-1,1654*** 0,2301	-	-	-
Retraité	-0,4116* 0,1772	-	-	-
Etudes Sup.	-	0,7283*** 0,1473	-	0,2795* 0,1488
Nb pièces	-	0,3591** 0,1335	-	-
Surf. Log.	0,0680** 0,0222	-	-	-
Type log.	1,1227*** 0,1725	0,3492* 0,1835	-	1,8007*** 0,1425
Taille ménage	0,1229* 0,0514	-0,2669*** 0,0553	-0,1331* 0,0647	-
Motorisation	0,6257*** 0,1002	-	-	-
Silos pour 1 000 hab.	-	-	0,3882* 0,1715	-
Accès déchèteries	0,2086* 0,1278	-	-	-
Seuil 1	0,5245	-3,4774	-3,4571	1,6276
Seuil 2	2,9912	-0,8063	-1,7463	2,2485
Pseudo-R ²	0,3249	0,1087	0,1936	0,1650
p-value < 0.001 : *** ; p-value < 0.01 : ** ; p-value < 0.05 : *				

Les différents modèles présentés dans le Tableau 4.3 ci-dessus expliquent plutôt bien la variation des phénomènes étudiés (un pseudo-R² de 0.2 est considéré acceptable pour une régression logistique), si ce n'est pour le modèle de tri des déchets usuels, qui explique assez mal les comportements (pseudo-R² de 0.11). On note qu'en fonction du type de pratique de gestion des déchets, les déterminants ne sont pas les mêmes, ce qui confirme une hypothèse

formulée dans le Livrable 1 du projet SIMODEM, à savoir que la gestion des déchets recouvre en réalité différents champs de pratiques et que différents déchets correspondent à différents déterminants.

Par ailleurs, on note que les déterminants situationnels et technico-organisationnels sont ceux dont l'effet est le plus systématique entre les différents champs de pratique. La taille du ménage, le type de logement et / ou la taille du logement jouent un effet significatif dans les 4 modèles. Il s'agit souvent des variables qui contribuent le plus au pseudo- R^2 des différents modèles.

Par exemple, la fréquence des trajets en déchèterie (1) augmente :

- Pour les hommes ;
- Avec la taille du ménage ;
- Le fait d'être CSP+ ;
- La taille du logement (en m^2) ;
- Le fait d'habiter en logement individuel ;
- La motorisation du ménage ;
- L'accès aux déchèteries.

Au contraire, cette fréquence diminue avec le fait d'être étudiant ou retraité. Les variables qui contribuent le plus au pseudo- R^2 du modèle sont, dans l'ordre, le type de logement, la motorisation et dans une moindre mesure la taille du logement, soit des déterminants situationnels, liés au cadre de vie du répondant.

La propension à trier les déchets usuels (2) augmente :

- Avec l'âge ;
- Le fait d'être actif ;
- Avec le fait d'avoir fait des études supérieures (Bac + 3 ou plus) ;
- La taille du logement (en nombre de pièces) ;
- Le fait d'habiter en logement individuel.

Au contraire, cette fréquence diminue avec une augmentation de la taille du ménage. Notons que le pseudo- R^2 du modèle est assez faible : on explique assez mal les variations des comportements de tri des déchets usuels. Les variables contribuant le plus à ce R^2 sont la taille du logement et le fait d'avoir fait des études supérieures.

La propension à trier les déchets en verre (3) augmente :

- Avec l'âge ;

- Le fait d'être actif ;
- La densité d'offre de silos en verre pour l'évacuation des déchets.

Au contraire, cette fréquence diminue avec une augmentation de la taille du ménage. La variable contribuant le plus au pseudo-R² du modèle est de loin la densité d'offre de silos en verre, qui se rapporte à des DTO.

Enfin, la propension à trier les déchets compostables (4) augmente :

- Avec le fait d'habiter en logement individuel ;
- Avec le fait d'avoir fait des études supérieures (Bac + 3 ou plus) ;

La variable contribuant le plus au pseudo-R² du modèle est de loin le fait d'habiter en logement individuel.

4.2.2 - Modélisation stochastique des pratiques par les individus

Les modèles développés peuvent ensuite être appliqués à la population du Grand Lyon, pour estimer les comportements de tri et la production des déchets par les ménages. L'interprétation des coefficients est relativement simple pour le calcul des logit des probabilités cumulées. Cela nécessite de soustraire les valeurs des coefficients et des intercepts du modèle. Par exemple, pour un homme ($x_1 = 0$), CSP+ ($x_2 = 1$), vivant avec 3 autres personnes ($x_3 = 4$) dans une maison ($x_4 = 1$) de 120m² ($x_5 = 12$), possédant 2 voitures ($x_6 = 1$) et vivant à moins de 15 mn en voiture de 3 déchèteries ($x_7 = 1$), on peut calculer la fonction logit décrivant la probabilité cumulée F_1 de ne jamais aller en déchèterie, et la probabilité cumulée F_2 d'aller quelques fois (1 à 5 fois par an) en déchèterie, comme :

$$L(F_1) = 0,5245 - (-0,5445 \cdot x_1 + 0,4016 \cdot x_2 + 0,1229 \cdot x_3 + 1,1227 \cdot x_4 + 0,0680 \cdot x_5 + 0,6257 \cdot x_6 + 0,2086 \cdot x_7) = -2,019 \quad (4)$$

Et :

$$L(F_2) = 2,9912 - (-0,5445 \cdot x_1 + 0,4016 \cdot x_2 + 0,1229 \cdot x_3 + 1,1227 \cdot x_4 + 0,0680 \cdot x_5 + 0,6257 \cdot x_6 + 0,2086 \cdot x_7) = 0,4477 \quad (5)$$

On peut ensuite déterminer les odds (ou rapports de côte) en calculant les exponentielles des valeurs logit estimées :

$$Odds(F_1) = \exp(L(F_1)) = 0.1328 \quad (6)$$

Et :

$$Odds(F_2) = \exp(L(F_2)) = 1,5647 \quad (7)$$

Pour finir, on peut transformer les odds en probabilités :

$$F_1 = \frac{Odds(F_1)}{(1+Odds(F_1))} = 0,1172 \quad (8)$$

Et :

$$F_2 = \frac{Odds(F_2)}{(1+Odds(F_2))} = 0,6101 \quad (9)$$

Il faut souligner que F_1 et F_2 représentent les probabilités cumulées. Pour calculer les probabilités de chaque modalité individuelle, il suffit tout simplement de soustraire les différentes valeurs à 1 (puisque la probabilité ne peut pas dépasser 100%), sauf pour F_1 puisqu'il n'y a pas de catégories « en-dessous » de ceux qui ne vont jamais en déchèterie. Ainsi, les probabilités P_1 (ne va jamais en déchèterie), P_2 (va parfois en déchèterie), et P_3 (va souvent en déchèterie) sont calculés ainsi :

$$P_1 = F_1 \cdot 100 = 11,72\% \quad (10)$$

$$P_2 = (F_2 - F_1) \cdot 100 = 49,29\% \quad (11)$$

$$P_3 = (1 - (F_2 - F_1) - F_1) \cdot 100 = 38,99\% \quad (12)$$

L'individu a de fortes chances d'aller parfois (49,3%) ou souvent (39%) en déchèterie, et au contraire, des chances faibles (11,8%) de ne pas aller en déchèterie, ce qui est peu surprenant vu ses caractéristiques sociodémographiques. Si on illustre en détail le calcul des probabilités, la fonction *predict* du package 'ordinal' de R permet de calculer les probabilités de manière automatique, pour chaque personne du fichier individu. On génère ensuite des 'randomisers'³⁴, *i.e.* une distribution uniforme de nombres décimaux (min = 0 et max = 1) générés au hasard à l'aide de la fonction *runif*, pour chaque individu.

³⁴ Cette méthode rend le modèle stochastique et non déterministe. D'une simulation à l'autre, les probabilités cumulées d'appartenir aux catégories j restent les mêmes, mais un individu pourra appartenir à différentes catégories en fonction de la valeur de son randomiser. Cela implique également qu'un individu dont les caractéristiques laissent présager un comportement particulier pourrait ne pas se comporter comme il est attendu qu'il le fasse. La somme des comportements individuels, par contre, rend compte des relations statistiques macroscopiques qu'on observe par le biais de nos résultats d'enquête. N.B. : même à l'échelle aussi fine que celle de l'IRIS, les résultats en termes de proportion de déchets triés et de nombres de trajets en déchèterie ne sont pas très différents d'une simulation à l'autre. En conséquence, et pour simplifier la présentation des résultats dans les sous-sections suivantes, les résultats sont donnés sur une moyenne de dix simulations.

En fonction du randomiser et de la valeur de P_1 , P_2 et P_3 , l'individu va être classé dans une des trois catégories j . Par exemple, pour reprendre l'individu pris en exemple ci-dessus, si la valeur du randomiser est située entre 0 et 0.1172, il sera classé dans la catégorie « ne va pas en déchèterie ». Si la valeur du randomiser est située entre 0.1172 et 0.6101, il sera classé dans la catégorie « va parfois en déchèterie ». Si elle est située entre 0.6101 et 1, il sera classé dans la catégorie « va souvent en déchèterie ». Le randomiser généré étant complètement aléatoire, ce sont les bornes définies par le modèle de régression logistique ordinaire qui déterminent les probabilités d'appartenir à une catégorie plutôt qu'à une autre.

4.2.3 - Estimation du nombre de trajets en déchèterie et production de déchets occasionnels

Le modèle de régression logistique ordinal développé pour définir des classes de fréquentation des déchèteries permet de catégoriser chaque individu comme n'allant jamais en déchèterie, y allant parfois, ou y allant très souvent. On procède ensuite à une assignation du nombre de trajet par classe, en partant de la distribution des trajets observés à travers les enquêtes. Evidemment, les individus qui ont été catégorisé comme n'allant jamais en déchèterie se voient attribuer un nombre de trajets annuel égal à 0. Les individus ayant été classés dans la catégorie « allant parfois en déchèterie » se voient assigner un nombre de trajets allant de 1 à 5. Les individus ayant été classés dans la catégorie « allant souvent en déchèterie », se voient assigner un nombre de trajets allant de 6 à 13.

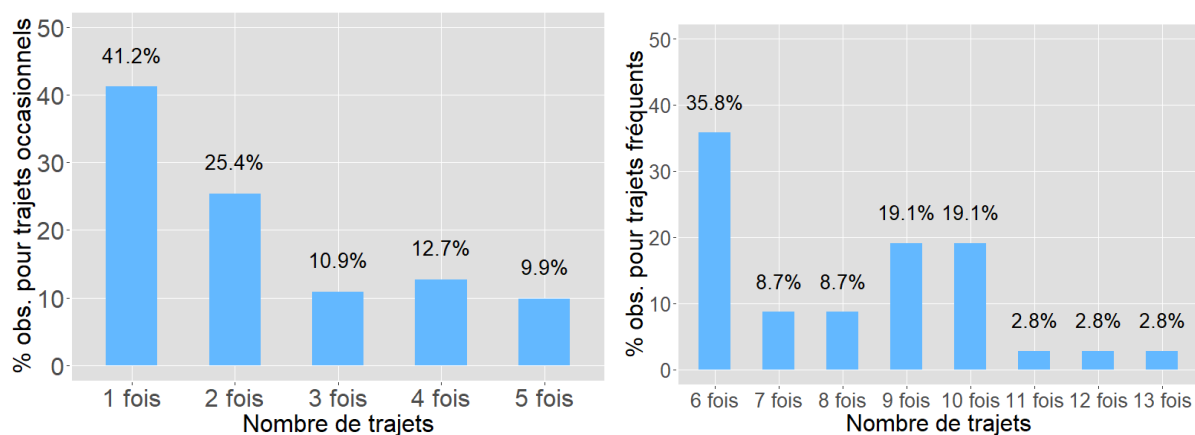


Figure 4.6 : Distribution du nombre de trajets annuels pour ceux qui vont parfois en déchèterie (gauche) et ceux qui vont très souvent en déchèterie (droite)

La répartition se fait de manière aléatoire et correspond à la distribution observée par le biais des enquêtes (Figure 4.6 ci-dessus). La distribution pour les individus qui vont très

fréquemment en déchèterie a été « lissée » pour prendre en compte le fait qu'au-dessus de 5 trajets, les chiffres pairs étaient beaucoup moins souvent déclarés par les répondants que les chiffres impairs (voir figure 2.2 dans le Livrable 1).

L'enquête SIMODEM ne nous donnant pas d'information sur les types de déchets apportés en déchèterie par les répondants, nous ne sommes pas en mesure de faire correspondre à chaque trajet une ou plusieurs catégories de déchets. Les types de déchets produits et apportés par chaque individu dépendent donc de la distribution et du choix de déchèterie (voir section suivante) ainsi que du mix de déchets collecté au sein de chaque déchèterie. Chaque trajet se voit attribuer une fraction moyenne de la quantité de ce type de déchets. Ce choix de modélisation est évidemment une simplification de la réalité, mais elle permet tout de même de calculer des distances parcourues pour l'apport des différents types de déchets de la manière la plus précise possible étant données les informations à notre disposition.

4.2.4 - Estimation de la proportion de tri pour les déchets usuels

Les modèles de régression logistique ordinale développés pour les pratiques de tri des déchets (en verre, issus du tri sélectif, et compost) permettent de déterminer quels ménages ne trient jamais, trient occasionnellement, ou trient systématiquement leurs déchets. On procède ensuite à une assignation de la proportion de déchets triés par classe et par type de déchet. Les individus qui sont catégorisés comme ne triant jamais sont considérés comme triant 0% de leurs déchets.

Ensuite, chaque individu se voit assigner une proportion de tri aléatoire en fonction de la somme des probabilités P_2 et P_3 calculées à partir des modèles de régression logistique ordinale. Plus la probabilité d'appartenir aux catégories « trie parfois » et « trie systématiquement » est forte, plus la proportion de déchets triés augmente. La distribution des valeurs est calée pour que le taux de tri des ménages de la Métropole corresponde au taux de tri réel calculé à partir des données du MODECOM et des centres de tri du Grand Lyon (voir figure 2.24 dans le Livrable 1).

On considère donc que les individus, même s'ils font partie de la catégorie qui « trie systématiquement », ne trieront pas 100% de leurs déchets. Ceci permet d'assouplir les contraintes liées au format nécessairement simplificateur de l'enquête des ménages – *i.e.* la mesure de la fréquence de tri par une échelle de Liekert à 4 modalités (certains répondants ont pu dire trier systématiquement leurs déchets parce que c'est ce qui s'approche le plus de la

réalité, sans pour autant trier 100% de leurs déchets) – et de prendre en compte le fait que les répondants pouvaient aussi se tromper en pensant trier systématiquement leurs déchets. Par contre, plus la probabilité est forte de trier, plus la proportion de tri sera importante.

4.3 - Les modèles liés à la collecte, aux apports volontaires, et au transport des déchets

4.3.1 - Les apports volontaires en déchèterie : le choix d'un modèle gravitaire

Si les modèles comportementaux développés dans cette section permettent d'en apprendre plus sur les pratiques de gestion des déchets de la Métropole, il manque une étape avant de pouvoir parler de mobilité des déchets. En ce qui concerne les apports volontaires des ménages en déchèterie, on sait par exemple qu'une hypothèse de fréquentation de la déchèterie la plus proche serait simplificatrice et fautive, puisqu'on sait grâce aux résultats des enquêtes que pas moins d'un tiers des répondants ont réalisé des trajets dans une déchèterie qui n'était pas la plus proche de chez eux (voir Figure 4.7 ci-dessous).

Pour modéliser les trajets des ménages en déchèterie, nous faisons le choix d'un Modèle d'Interactions Concurrentielles Spatiales (MICS), des modèles généralement utilisés dans l'étude prévisionnelle des zones de chalandise de commerces ou de services (Huff & Batsell, 1975). En général, ces modèles sont utilisés pour calculer la probabilité qu'un individu soit client d'un point de vente en fonction de son éloignement à ce point de vente comparé à son éloignement à tous les autres points de vente, d'une part, et de l'utilité des points de ventes, d'autre part.

Dans le modèle choisi pour notre analyse³⁵, chaque déchèterie est classée par rapport à la durée de parcours nécessaire pour s'y rendre depuis chaque IRIS. Ainsi, pour chaque IRIS, on détermine le temps de trajet vers toutes les déchèteries, et ainsi quelle déchèterie est la plus proche, laquelle est la deuxième plus proche, la troisième plus proche, etc. Ce classement, pour chaque paire d'OD entre IRIS et déchèterie, est l'élément qui permet au modèle de reposer sur un élément de concurrence spatialisée. En l'occurrence, nous utilisons le modèle pour estimer les zones de chalandise de chacune des vingt déchèteries gérées par la Métropole (dix-neuf

³⁵ D'autres types de Modèles d'Interactions Concurrentielles Spatialisées, comme le modèle de Huff, ont été testés, mais donnaient des résultats moins satisfaisants.

déchèteries fixes et River'Tri). La probabilité P_{ij} de fréquenter la déchèterie j depuis un IRIS i est fonction de :

$$P_{ij} = \left(\frac{R_{ij} \times p_R \times U_j}{\sum R_{ij} \times p_R \times U_j} \right) \times 1 \quad (13)$$

Où R est le classement du trajet entre un IRIS i et une déchèterie j ;

p est la probabilité (entre 0 et 1) observée dans les enquêtes qu'un habitant de l'IRIS i fréquente la déchèterie dont le classement est R ;

U est un indicateur composite représentant l'utilité des déchèteries pour les usagers, compris entre 0 et 1 (0 étant la déchèterie la moins « utile », 1 la plus « utile ») ;

L'indicateur U est calculé pour prendre en compte le nombre de jours d'ouverture des déchèteries (et en particulier de River'Tri, qui n'est ouvert qu'un jour de la semaine) et les types de déchets acceptés. Plus une déchèterie accepte de déchets différents, plus son utilité est élevée pour l'utilisateur. Encore une fois, cela permet de prendre en compte le fait que, par exemple, River'Tri n'accepte pas les déchets verts ou les gravats et que son utilité est donc moindre, comparée à d'autres déchèteries de la Métropole.

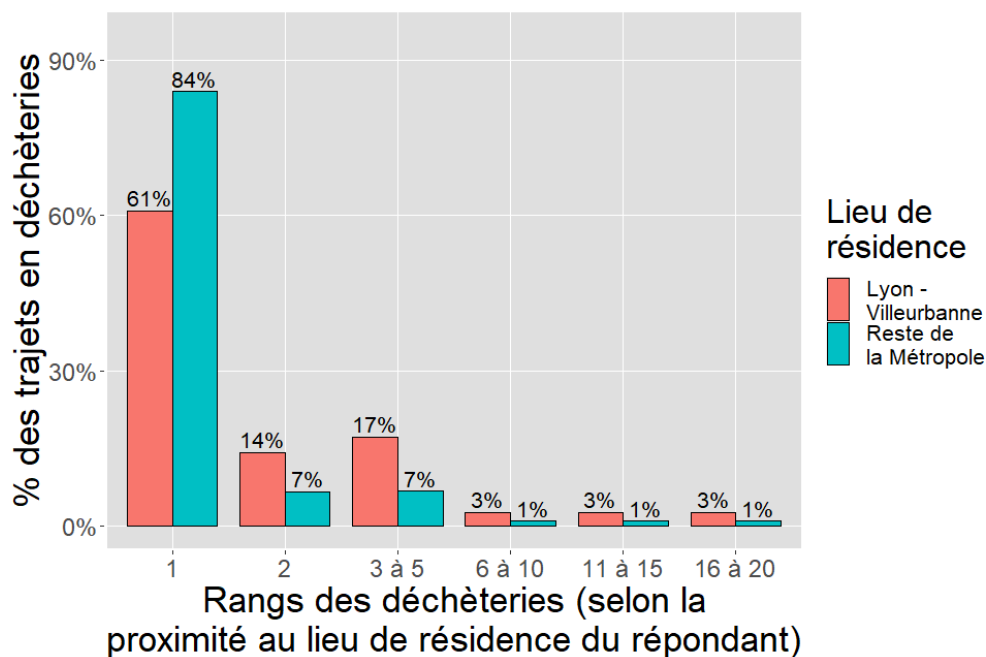


Figure 4.7 : Distribution de la proportion des trajets en déchèterie en fonction de la proximité de la déchèterie au répondant

La probabilité p_R est calculée à partir des données d'enquête, en fonction du pourcentage d'utilisateurs qui se rendent à la déchèterie la plus proche, la deuxième plus proche, la troisième plus proche... et ainsi de suite. L'exploitation des données d'enquête a notamment montré que

cette proportion diffère en fonction de la zone où résident les répondants des enquêtes (voir Figure 4.7 ci-dessus). Les enquêtés qui habitent les zones plus denses sont 60% à fréquenter la déchèterie la plus proche. Cette proportion est de 83% environ pour les résidents des communes périphériques de la Métropole.

On peut faire l'hypothèse que les résidents de l'hypercentre urbain se rendent moins systématiquement à la déchèterie la plus proche de chez eux parce qu'ils ont plus de choix « similaires » en termes de temps de parcours et vont donc privilégier d'autres critères : la familiarité avec la déchèterie et / ou avec le trajet pour s'y rendre, un temps d'attente moins important qu'à l'entrée des déchèteries de Lyon et Villeurbanne souvent congestionnées, le choix d'une déchèterie périphérique légèrement plus lointaine mais qui évite un trajet en centre-ville qui peut s'avérer plus stressant, etc. Au contraire, on peut faire l'hypothèse que les résidents des communes du reste de la Métropole n'ont pas les mêmes problématiques de congestion, et ont une option beaucoup plus clairement « identifiée » comme étant leur déchèterie de référence (i.e. la déchèterie de leur commune ou d'une commune limitrophe).

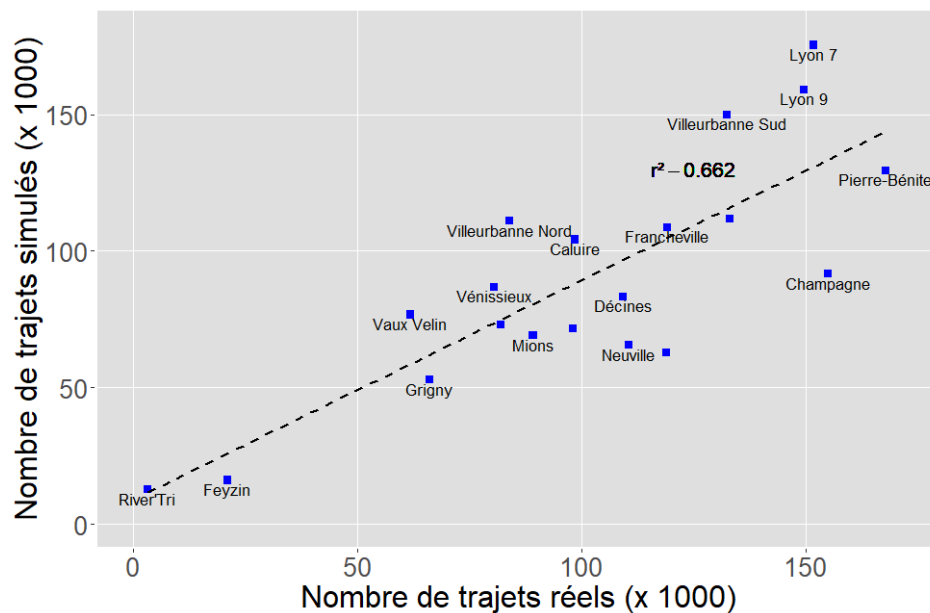


Figure 4.8 : Comparaison des trajets réels et des trajets simulés par le modèle de fréquentation des déchèteries

La Figure 4.8 ci-dessus montre que le modèle de fréquentation des déchèteries fonctionne dans l'ensemble plutôt bien (coefficient de détermination à 0.662). On sous-estime ou surestime le nombre de trajets dans certaines déchèteries, mais le modèle rend compte de la diversité des situations pour chaque déchèterie. Le modèle montre bien par exemple que River'Tri et Feyzin ne sont pas très fréquentées. Même sans les déchèteries de River'Tri et Feyzin, proche de l'intercept et qui font gonfler « artificiellement » le coefficient de

détermination, celui-ci reste de 0.585, ce qui est tout à fait correct vu la complexité de la simulation. D'une manière générale, le modèle semble sous-estimer les déchèteries situées dans les parties les plus périurbaines de la Métropole (Neuville, Champagne, St-Genis, Genas...) et a tendance au contraire à surestimer les trajets dans les déchèteries de la partie urbaine (Caluire, Décines, Villeurbanne Sud, Lyon 9...) de l'agglomération.

4.3.2 - Simuler les tournées de collecte des OMR, des déchets de la collecte sélective, et du verre

Comme on l'a vu dans le livrable 1, la littérature sur les pratiques de tri et d'évacuation des déchets par les ménages s'est énormément développée depuis la décennie 1990. Parallèlement, une littérature technique et scientifique s'est construite sur les enjeux de l'optimisation opérationnelle des processus de collecte et de transport des déchets, prenant en compte des facteurs environnementaux, économiques, techniques et réglementaires. Ce champ de recherche, particulièrement riche (Beliën, et al., 2014), se décline en différentes analyses réalisées pour des types de déchets différents, dans des contextes disparates, à l'aide de cadres d'analyse variés, et avec des méthodes et des approches quantitatives très diverses.

Beliën et al. (2014) mettent en particulier l'accent sur la diversité des modèles de micro-simulation de gestion des déchets, qui tournent généralement autour de 3 questions : la meilleure localisation des sites de gestion (stockage, tri, traitement), l'optimisation de la gestion de la flotte de véhicules, et la construction d'itinéraire de tournées de collecte. Cette dernière question est la plus fréquemment abordée dans la littérature, car elle pose un certain nombre de problèmes informatiques et mathématiques. Berliën et al. (2014) distinguent en particulier trois modèles de collecte : les modèles de collecte de conteneurs industriels (qui ne nous intéressent pas ici), de collecte de points d'apports volontaires, et de collecte en porte-à-porte.

La collecte de points d'apports volontaires concerne des points de collecte prédéterminés, souvent plus ou moins dispersés, où sont chargées des quantités relativement importantes de déchets en un enlèvement. Au contraire, la collecte en porte-à-porte concerne des quantités relativement faibles de déchets collectés à des points de collecte très rapprochés et très nombreux. Dans le cas de la Métropole de Lyon, et des simulations développées pour SIMODEM, la collecte en porte-à-porte concerne les déchets de la collecte sélective et des OMR. La collecte de points d'apports volontaires concerne la collecte des déchets en verre des silos à verre. La collecte des déchets de déchèteries est modélisée à partir de données réelles fournies par la Métropole et ne nécessite pas de simulation.

Les modèles de collecte en porte-à-porte et de points d'apports volontaires reposent généralement sur des principes différents (Beliën, et al., 2014). Les modèles de collecte de points d'apports volontaires sont modélisés comme des variantes du « problème du voyageur de commerce » (*Travelling Salesperson Problem*, ou TSP), qui permet d'identifier la route la moins « coûteuse » à emprunter pour un agent qui souhaite fréquenter une seule fois tous les nœuds d'un réseau en partant d'un point avant de revenir à son point de départ. Le TSP est un problème NP-complet. Le temps de recherche de la solution optimale est exponentiel en fonction de la taille des données d'entrée, ce qui rend le problème inapplicable tel quel à la collecte en porte-à-porte vu la complexité des tournées. Les modèles de collecte en porte-à-porte s'inspirent en général plus de variantes du modèle du problème du postier (CPP), qui consiste à trouver le chemin le plus court dans un graphe connexe non orienté, qui passe au moins une fois par chaque arête et revient à son point de départ.

Les modèles TSP et CPP présentent chacun des difficultés dans le cadre de la simulation de la gestion des déchets : ils fonctionnent sous certaines hypothèses, comme celle de l'uniformité de la demande aux nœuds ou aux arêtes d'un réseau, ou la non prise en compte de contraintes de temps ou de capacité. La prise en compte de ces contraintes complexifie ces deux problèmes et fait augmenter exponentiellement les temps de calcul. Pour contourner le problème, de nombreuses solutions sont décrites dans la littérature, allant des algorithmes d'optimisation, d'approximation, des heuristiques, à des algorithmes génétiques, ou plus rarement de la simulation. Dans le cadre du projet SIMODEM, nous proposons deux approches, une pour chaque type de collecte, permettant de conserver des temps de calcul raisonnables pour la simulation.

Simulation des tournées pour la collecte sélective et des OMR

En ce qui concerne la simulation des tournées pour la collecte sélective et la collecte des OMR, nous proposons une solution reposant sur la simulation. Nous nous inspirons pour cela des principes des *Capacitated Arc Routing Problems* (CARP). Ces modèles permettent de contourner l'un des problèmes de la simulation de la collecte en porte-à-porte, qui est celui de la complexité du graphe de demande en entrée (Nuortio, et al., 2006). En effet, dans un modèle CARP, plutôt que de simuler la collecte de chaque benne, on simule la collecte de chaque tronçon routier, caractérisé par une certaine demande de déchets à collecter.

Dans le cadre du projet SIMODEM, nous avons estimé une quantité de déchets (OMR et de la collecte sélective) pour chaque personne du fichier Individus localisé à l'IRIS de l'INSEE (voir sous-section précédente), ce qui nous permet d'estimer une quantité de déchets à collecter par IRIS. Pour passer de l'IRIS au tronçon routier, nous répartissons la demande par IRIS également entre toutes les adresses postales (les points noirs sur la Figure 4.9 ci-dessous) localisées au sein d'un IRIS donné (les limites rouges), à l'aide du fichier d'adresses fourni par la Métropole de Lyon via sa plateforme Open Data.³⁶ Les adresses sont ensuite appariées aux tronçons routiers les plus proches (lignes noires). Ceci permet d'estimer une quantité de déchets à collecter par tronçons de routiers, qui est fonction de la quantité de déchets à collecter par IRIS et du nombre d'adresses par tronçon.



Figure 4.9 : Superposition des IRIS (frontières rouges), des tronçons de routes (linéaire noir), et des adresses (points noirs)

On passe ainsi de 157 545 adresses (qui sont autant de nœuds de collecte de déchets) à 23 571 tronçons routiers (8 175 tronçons routiers sont exclus parce qu'ils ne sont pas caractérisés par une quantité de déchets ménagers à collecter : il s'agit principalement du réseau autoroutier et le périphérique, mais aussi certains tronçons qui n'ont pas d'adresses). Cela réduit la complexité des données d'entrée. Mais dans un souci de limitation du temps de calcul des simulations, nous avons fait le choix de ne pas avoir recours à un modèle de routage, mais à un type de modèle qui s'en approche et qui repose sur le partitionnement itératif du réseau.

³⁶ <https://data.grandlyon.com/jeux-de-donnees/points-adressage-batiments-metropole-lyon/donnees>, consulté le 12/01/2021.

Plutôt que de caractériser chaque tronçon uniquement par une quantité de déchets à collecter, nous caractérisons chaque tronçon par un temps de collecte pour une benne à ordures ménagère (BOM) avec une capacité donnée, qui est fonction du nombre d'adresses de chaque tronçon (qui va représenter le nombre d'arrêts du véhicule sur le tronçon) et la durée pour parcourir le tronçon (en prenant en compte la longueur du tronçon, le nombre de sens de circulation, et une vitesse moyenne). Chaque tronçon t est ainsi caractérisé à la fois par une durée de collecte du tronçon d_c et une quantité q de déchets à collecter. Chaque tronçon est également caractérisé par une durée de trajet depuis et vers le dépôt de véhicule d_d de l'entité (Métropole ou prestataire) qui réalise la collecte, et par une durée de trajet $d_{u,c}$ entre le tronçon et l'UTVE ou le centre de tri sélectif le plus proche.

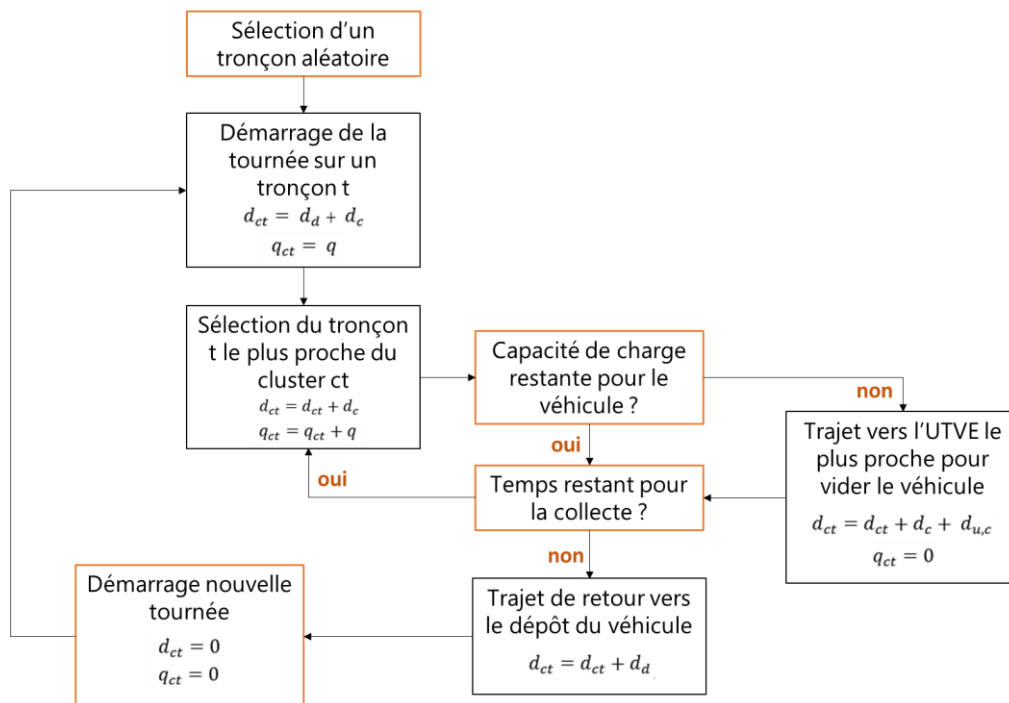


Figure 4.10 : Programmation des tournées de collecte

Le réseau est ensuite partitionné de manière itérative, à l'aide d'un programme *ad hoc* codé sous R Studio, pour chacun des quatre secteurs correspondant aux différents marchés de collecte de la Métropole (voir la Figure 4.4). Comme le montre la Figure 4.10, un tronçon de route est sélectionné aléatoirement pour le départ de la procédure. Ce premier tronçon collecté forme un « cluster » de tronçons C_t . Le programme sélectionne ensuite le tronçon le plus proche, qui est au contact du cluster de tronçon (fonctions st_nn et $st_intersect$ du package 'sf' de R), agrandissant le cluster C_t , caractérisé par une durée d_{ct} et une quantité q_{ct} qui correspondent respectivement à la somme des durées et des quantités des tronçons collectés du cluster.

A chaque tronçon ajouté, le programme évalue le temps restant dans la tournée (en se basant sur une contrainte temporelle de 8 heures), ainsi que la capacité de charge restante du véhicule. Si le véhicule est plein, il réalise un trajet vers l'UTVE ou le centre de tri pour vider le véhicule. Autrement, il continue à ajouter des tronçons. Si le temps restant est insuffisant pour additionner des tronçons supplémentaires, le véhicule rentre à l'UTVE ou au centre de tri pour vider le véhicule, avant de rentrer au dépôt. On démarre une nouvelle tournée en sélectionnant le tronçon le plus proche du cluster déjà formé.

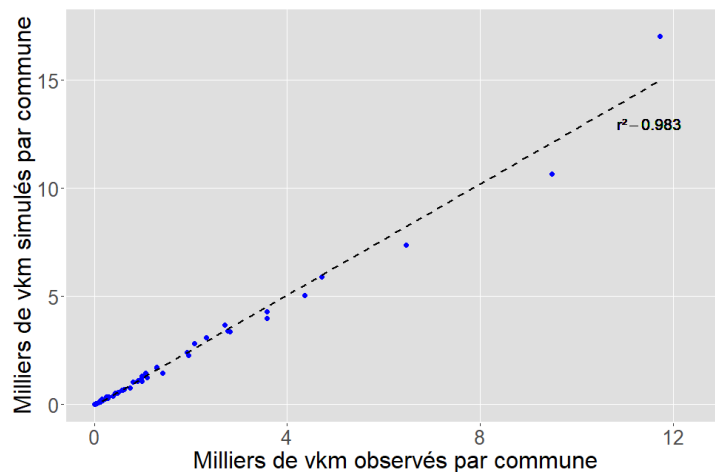


Figure 4.11 : Comparaison des vkm observés et simulés répartis par commune

La simulation proposée ne correspond pas à un processus d'optimisation au sens classique du terme, l'objectif n'étant pas de minimiser le chemin parcouru en fonction de contraintes opérationnelles sur lesquelles nous ne possédons pas assez d'informations. L'agrégation des clusters les plus proches tend à limiter les distances parcourues, mais la méthode ne garantit pas la distance minimale. Le modèle de simulation est calibré pour correspondre au mieux aux tournées de collecte observées à partir des données de la plateforme Open Data de la Métropole (Grand Lyon, 2018). La Figure 4.11 ci-dessus montre la correspondance entre les vkm simulés par commune, et les vkm parcourus par commune par les BOM en réalité.³⁷

La raison pour laquelle nous passons par cette démarche de simulation pour l'évaluation environnementale plutôt que par des données réelles est double. Tout d'abord, le Grand Lyon

³⁷ Il s'agit de toutes les communes du Grand Lyon sauf les déchets du secteur de Sita, prestataire pour lequel les tournées de collecte ne sont pas disponibles sur l'Open Data du Grand Lyon. NB : il s'agit uniquement des vkm parcourus dans le cadre des tournées de collecte, et non les vkm parcourus pour les déplacements des BOM depuis les dépôts de véhicules vers leur secteur de collecte, depuis leur secteur de collecte vers leur exutoire, et depuis l'exutoire vers le dépôt de véhicule.

ne fournit pas de données réelles pour plusieurs zones de la ville, et en particulier le centre-ville. Ensuite, cette méthode permettrait aussi, à l'aide de données d'entrée et dans une optique de simulation, de modéliser l'addition de nouveaux quartiers aménagés qui viendraient s'ajouter au système de collecte existant. Le modèle permettrait aussi par exemple de simuler les impacts sur les distances parcourues du redécoupage des secteurs de collecte, ou de la localisation des dépôts de véhicules et / ou des exutoires. La simulation permet en tous les cas de modéliser finement les caractéristiques des tournées : distances parcourues sur les tronçons, distances parcourues des secteurs de tournées aux dépôts de véhicules, des secteurs de tournées vers les exutoires, et les vitesses de circulation.

Simulation des tournées pour le verre

Nous avons eu accès à très peu d'informations sur la collecte des silos à verre de la Métropole dans le cadre du projet SIMODEM, et la modélisation de la collecte de ces déchets repose sur des hypothèses fortes. Nous savons que la collecte est réalisée par Guérin dans le cadre d'une prestation de sous-traitance auprès des quatre acteurs de la collecte des déchets (Sita, Pizzorno, Nicollin, et la Métropole). L'entreprise dispose d'une plateforme de collecte unique située à Saint-Fons, où le verre est stocké avant d'être expédié vers des centres de traitement en dehors du département. Nous nous basons essentiellement sur les informations d'un rapport de l'ADEME sur le transport et la logistique des déchets (Bio Intelligence Service, AJI-Europe, BP2R, 2012). Les entretiens réalisés auprès des services de la Métropole ne suggèrent pas de différences majeures par rapport à la description qui y est faite de la logistique de collecte des SAV.

Si l'on n'a pu obtenir que peu d'information sur les activités de transport de Guérin dans le cadre du projet, la plateforme Open Data du Grand Lyon publie la liste géo-localisée des SAV permettant aux ménages de venir déposer leurs emballages en verre (voir Figure 4.3). Ceci nous permet, comme pour les OMR et les déchets de la collecte sélective, de faire correspondre des adresses avec une quantité de déchets en verre triés. Ces adresses sont ensuite appariées spatialement aux SAV les plus proches, ce qui permet d'estimer une quantité annuelle de déchets en verre qui sont apportés annuellement dans chaque silo. On estime, à partir des indicateurs du rapport ADEME (Bio Intelligence Service, AJI-Europe, BP2R, 2012), une capacité volumique d'environ 3m³ par silo (environ 900 kg de déchets en verre). Ceci permet d'estimer une fréquence à laquelle il est nécessaire d'enlever les SAV.

En se basant sur l'hypothèse que certains silos doivent être vidés plus souvent que d'autres, nous proposons cinq classes de fréquence d'enlèvement des SAV : une fois par mois, deux fois par mois, trois fois par mois, une fois par semaine, deux fois par semaine. Ceci implique que le contenu des silos n'est pas nécessairement collecté lorsque les silos sont pleins. Chaque classe est ensuite traitée séparément. Les SAV sont regroupés en clusters de plus proches voisins. Le nombre de silos par cluster dépend du volume de verre par enlèvement pour chaque silo et de la capacité des poids lourds réalisant la collecte, définie à 20 m³, en se basant sur un rapport de l'ADEME (Bio Intelligence Service, AJI-Europe, BP2R, 2012)

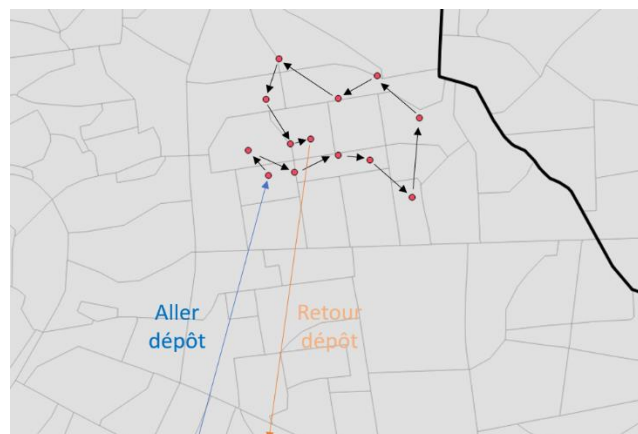


Figure 4.12 : Exemple d'une tournée de collecte des silos à verre dans le nord du 6^{ème} arrondissement de Lyon

On applique ensuite un programme appliquant un modèle du TSP à chacun de ces clusters.³⁸ Une matrice O-D, basée sur des distances euclidiennes, est produite pour tous les SAV du cluster. Le TSP permet d'identifier la distance totale la plus courte à parcourir pour un véhicule qui se rend à chaque SAV en partant de la plateforme de collecte avant de revenir à cette plateforme, comme sur l'exemple de la Figure 4.12 ci-dessus.

4.3.3 - Affectation des flux de la matrice Origine-Destination au réseau

Une fois collectés par le biais de tournées de collecte ou par les apports volontaires des ménages, les déchets sont ensuite transportés vers différents lieux : sites de tri, de stockage, de transfert ou de traitement. La construction de la Matrice Origine Destination (MOD) des déchets à partir des filières identifiées est présentée plus en détail dans la première section du présent rapport. Cette MOD est constituée de tous les flux de déchets depuis le lieu de collecte des déchets ménagers jusqu'à leur lieu de traitement. Ces flux sont ensuite affectés à un réseau

³⁸ <https://www.r-orms.org/mixed-integer-linear-programming/practicals/problem-tsp/>

routier pour permettre le calcul des distances et des durées de transport. Pour cette affectation, nous nous basons sur les outils à notre disposition, dont certains ont été construits et calibrés dans le cadre de projets de recherche antérieurs à SIMODEM.

Affectation des flux pour les trajets internes à l'aire urbaine de Lyon

En ce qui concerne les flux dont l'origine et la destination sont situés dans l'aire urbaine de Lyon, nous avons recours à une affectation de trafic faisant appel au logiciel Visum (PTV Group, 2018). Visum permet d'affecter automatiquement l'ensemble des flux Origine-Destination d'une matrice à un réseau de transport. Ceci nécessite la modélisation du réseau de transport de l'aire urbaine de Lyon. Cette modélisation a été réalisée dans le cadre du développement du modèle SIMBAD (Nicolas, 2010) par des chercheurs du LAET.

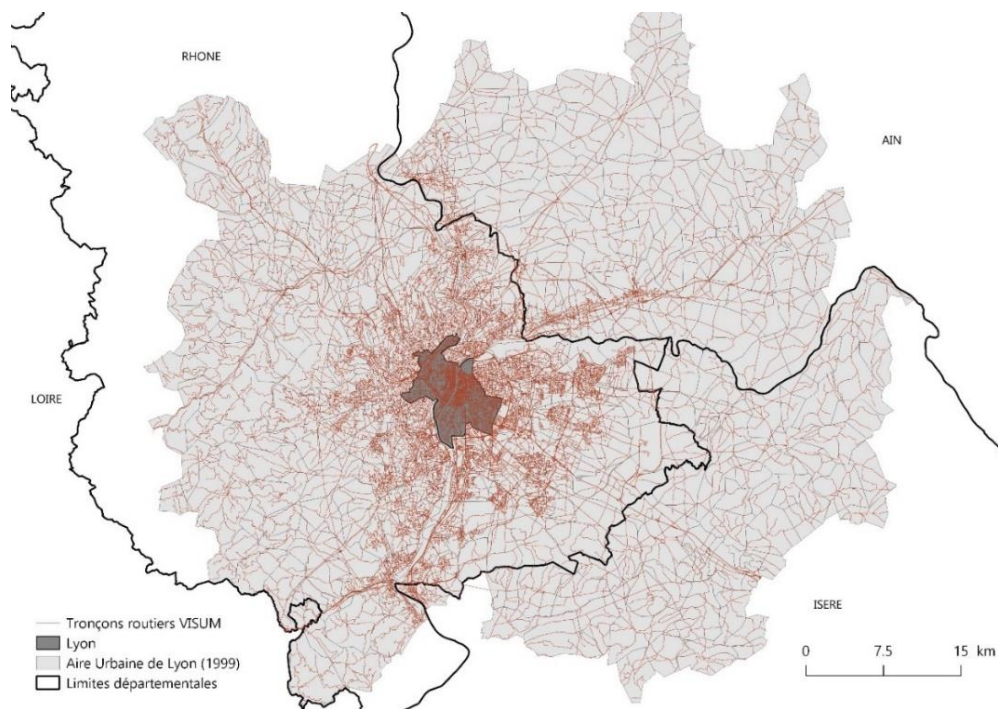


Figure 4.13 : Le réseau routier modélisé pour l'aire urbaine de Lyon (périmètre 1999) dans Visum

Le réseau routier est celui de 2006, et est basé sur les bases de données Navteq et Georoute (Nicolas, 2010). Plus de 100 000 segments routiers sont ainsi représentés (voir Figure 4.13) et caractérisés par leur taille (nombre de voies et niveau de hiérarchie dans le réseau routier), leur capacité routière (nombre de véhicules par voie par heure), et une vitesse maximale autorisée (en km/h). Le trafic chargé sur le réseau est le trafic d'une heure creuse moyenne du matin, ce qui est cohérent avec la temporalité d'une bonne partie des trajets en déchèterie (le samedi,

en particulier le matin), ou les horaires des tournées de collecte des déchets (le matin toute la semaine).

Visum prend en compte les 777 IRIS de l'aire urbaine de Lyon dans ses limites de 1999. Chaque IRIS est lié par son centroïde au réseau routier par un connecteur. Le logiciel Visum affecte ensuite le trafic routier en suivant un principe d'équilibre de Wardrop (Nicolas, 2010). Les véhicules se distribuent de manière itérative sur le réseau entre différents itinéraires et segments de route de manière à ce que le coût unitaire du transport soit similaire pour tous les flux.

Chaque couple d'O-D interne à l'aire urbaine de Lyon est donc caractérisé par plusieurs itinéraires possibles, chacun composé de plusieurs segments de routes, en fonction de la répartition des flux sur le réseau. Chaque segment de route est caractérisé par une vitesse de circulation, dépendante de sa capacité, de la vitesse maximale autorisée et du nombre de véhicules circulant sur le segment. Ceci permet de calculer précisément, pour chaque couple d'O-D, la distance parcourue et la durée des trajets, et donc par conséquent des vitesses de circulation. Ces vitesses sont ensuite utilisées pour le calcul des émissions directes liées à la mobilité des déchets (voir sous-section suivante).³⁹

En ce qui concerne les distances de déplacements intra-IRIS, nous avons recours à la même méthode qu'utilise Freturb (Toilier, et al., 2005), basée sur des méthodologies proposées par l'INRETS (Gallez & Hiver, 1998) :

$$D_i = \frac{1}{2} \cdot \sqrt{A_i} \quad (14)$$

Où la distance interne D pour l'IRIS i dépend de sa superficie A . Les durées de déplacements sont calculées à partir d'une régression linéaire simple exprimant la relation entre la distance parcourue et la durée caractérisant les déplacements inter-IRIS dont la distance n'excède pas la distance D max calculée pour les déplacements intra-IRIS.

³⁹ Bien qu'il y ait eu des évolutions du réseau routier de l'aire urbaine lyonnaise entre 2006 et 2017 (l'année de référence pour laquelle est calculée la matrice), il est probable que ces évolutions aient peu d'impacts sur les résultats de l'affectation de trafic (en termes de distance et de durée de parcours), puisque le réseau n'est pas particulièrement saturé en heure creuse. Le principal changement qui aurait pu faire une différence pour les déplacements périurbains et ruraux (le changement de vitesse maximale autorisée des départementales à 80 km/h) n'est intervenu qu'en 2018.

Calcul des distances et des durées de trajets externes à l'aire urbaine de Lyon

Certains flux de déchets parcourent des centaines de kilomètres, bien au-delà des limites de l'aire urbaine de Lyon, avant d'atteindre leur site de traitement. En ce qui concerne les flux dont l'origine, la destination, ou le couple origine-destination sont situés en dehors de l'aire urbaine de Lyon, nous ne disposons pas d'un réseau modélisé permettant de recourir à cette méthodologie d'affectation de trafic. Afin de calculer les distances parcourues et les durées de trajet, nous avons eu recours à l'interface de programmation (*Application Programming Interface* ou API) du service Distance Matrix de Google Maps.

Ceci permet de calculer des distances et des durées réseaux pour chaque paire d'O-D, estimées à partir des centroïdes des départements.⁴⁰ Cela nous donne une distance, une durée et une vitesse moyenne pour chaque trajet. Ces vitesses moyennes sont ensuite utilisées pour le calcul des émissions directes liées à la mobilité des déchets. Les caractéristiques des trajets intra-départementaux sont calculés de la même manière que pour les trajets intra-IRIS : on calcule d'abord la distance estimée d'un déplacement intra-départemental, puis on estime la durée à partir d'une régression linéaire simple pratiquée sur les déplacements interdépartementaux.

Les vitesses ainsi calculées sont moins précises que les vitesses par tronçon calculées pour les trajets internes à l'Aire Urbaine de Lyon. Cela dit, il s'agit de trajets longue distance, très majoritairement réalisés sur des voies express (autoroutes ou nationales), sur lesquelles les fluctuations de vitesse sont moins importantes que dans un contexte urbain dans lequel les effets de la congestion doivent être pris en compte finement. Cette moindre précision est donc relativement peu problématique.

4.4 - Modélisation des émissions directes liées à la mobilité des déchets

4.4.1 - Modélisation des émissions avec le logiciel COPERT V

⁴⁰ Nous aurions pu calculer des distances entre communes correspondant à la MOD réelle. A la place, nous avons choisi de calculer des distances et durées de déplacements entre départements (plutôt qu'entre communes), dans le souci de permettre à l'outil de scénariser à l'avenir des changements de localisation des sites de traitement dans une optique de simulation. Or, il était possible de produire une matrice de déplacements de départements à départements (96 x 96 soit 9 216 lignes), mais pas de communes à communes (36 000 x 36 000, soit + d'1 milliard de lignes).

L'un des enjeux du projet SIMODEM est d'estimer finement les impacts de la mobilité des déchets. Afin d'affiner les facteurs d'impacts traditionnellement utilisés en ACV, nous avons recours, pour l'estimation des impacts des émissions directes liées à la mobilité, au logiciel COPERT V (EMISIA, 2018). Le modèle COPERT est fréquemment utilisé dans le cadre de différents modèles d'évaluation des émissions de polluants du transport, en particulier parce qu'il permet de prendre en compte finement les facteurs d'émission en fonction des types de véhicules et des conditions de circulation. La collecte et certaines étapes de transport de déchets étant réalisées en ville, cette prise en compte des conditions de circulation est très importante.

Les facteurs d'émission de COPERT sont des équations fournies pour les véhicules selon leur appartenance à différentes catégories – véhicules particuliers (VP), véhicules utilitaires légers (VUL), poids lourds (PL), bus ou cars, deux-roues, en fonction de la norme technologique du véhicule considéré – motorisation et âge, ou norme EURO. Les gabarits des véhicules sont également pris en compte. Les VP sont classés en quatre catégories : MINI, SMALL, MEDIUM, LARGE. Les trois premières catégories représentent respectivement les segments A, B et C de la Commission Européenne. La catégorie LARGE regroupe les grandes berlines, monospaces et SUV. Pour les PL, le PTAC des véhicules est pris en compte.

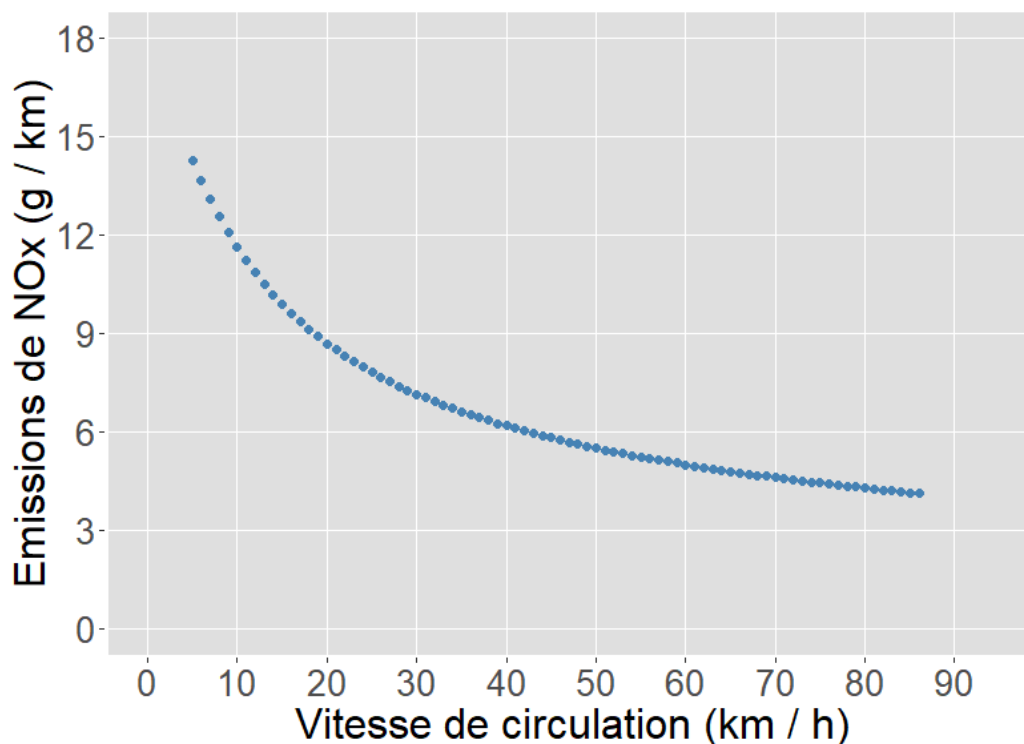


Figure 4.14 : Les émissions de NOx en fonction de la vitesse de circulation dans COPERT V

Dans COPERT, les conditions de circulation prises en compte sont principalement représentées par la vitesse des véhicules, mais peuvent aussi inclure des éléments comme les conditions atmosphériques (non prises en compte dans notre analyse), la pente des routes (prises en compte pour le modèle de collecte, notamment dans le quartier de la Croix Rousse) ou encore le chargement des véhicules pour les poids lourds (en trois classes : taux de chargement de 0, 50 ou 100%). Ainsi, pour une catégorie de véhicules c , les émissions E (en g / km) sont calculées en fonction de la vitesse v de circulation sur un tronçon de route r :

$$E_c = \frac{\alpha \cdot v_r^2 + \beta \cdot v_r + \gamma + (\delta / v_r)}{\varepsilon \cdot v_r^2 + \vartheta \cdot v_r + \tau} \quad (15)$$

La valeur des coefficients α , β , γ , δ , ε , ϑ et τ est propre à chaque type d'émission et au type de véhicule considéré, *i.e.* la combinaison de type, gabarit, motorisation, âge, et selon les véhicules, taux de chargement ainsi que niveau de pente. La vitesse joue un rôle très important dans l'estimation de la valeur des facteurs d'émission, d'où la pertinence de prendre en compte ce facteur, particulièrement en contexte urbain. Par exemple, pour un PL articulé avec un PTAC de 32 T, de norme EURO IV, circulant chargé à 100% et sur une pente nulle, les facteurs d'émission (en g / km) des NOx sont représentés sur la Figure 4.14 ci-dessous. Ainsi, à 10 km / h, un véhicule de ce type émet environ 3 fois plus de NOx qu'à 80 km / h, à distance égale.

Les facteurs d'émission sont calculés pour chaque paire d'O-D, à partir des caractéristiques du trafic estimées (voir sous-section précédente). Pour les flux internes à l'aire urbaine de Lyon, on se sert des sorties de PTV Visum. Les données de trafic ne peuvent pas être recalculées pour chaque simulation. En effet, chaque paire d'O-D (602 952, ce qui correspond à une matrice de 777 x 777 IRIS, moins les trajets intra-IRIS) est caractérisée par un ensemble de chemins possibles (de 1 minimum à 6 maximum), qui sont eux-mêmes composés de plusieurs tronçons de routes (parfois plusieurs dizaines). Le fichier qui contient la combinaison de tronçons pour chaque chemin pour chaque paire d'OD est constitué de plusieurs dizaines de millions de lignes, ce qui rend les temps de calcul des conditions de trafic assez longs. Pour les trajets intra-IRIS, la distance est calculée en suivant l'équation (14). La durée est ensuite estimée par régression linéaire sur la distance, en se basant sur la relation durée / distance des O-D inter-IRIS de moins de 3 km (les trajets intra-IRIS estimés sont presque tous inférieurs à 3 km). Ceci permet de calculer une vitesse moyenne, qui est utilisée dans le modèle d'émission.

Chaque tronçon est caractérisé par une longueur et une vitesse en charge. On peut donc calculer, pour chaque tronçon, différentes émissions de GES et de polluants en appliquant

l'équation (15). Les tronçons sont ensuite agrégés par chemins, puis par paire O-D. Si une O-D est concernée par plusieurs chemins, on pondère les émissions par la portion du trafic total entre les deux IRIS qui passe par chaque chemin. Pour les déplacements à longue distance qui entrent ou sortent de l'aire urbaine de Lyon, la matrice O-D interdépartementale est utilisée. Les O-D sont caractérisées par une distance et une durée de trajet et donc par une vitesse moyenne. L'estimation des émissions est donc moins précise pour ces déplacements que pour les O-D intra-aire urbaine de Lyon qui prennent en compte finement les effets de la vitesse.

Les émissions suivantes sont estimables directement à partir des équations fournies par COPERT : les oxydes d'azote (NO_x), l'ammoniac (NH₃), les particules fines (PM), le dioxyde de soufre (SO₂), qui sont des polluants dangereux pour la santé et les écosystèmes. On peut aussi estimer les émissions de monoxyde de carbone (CO), de Méthane (CH₄), et de protoxyde d'azote (N₂O), qui sont des GES. Les émissions de CO₂, dans COPERT sont directement dérivées de la consommation de carburant. Le facteur de conversion entre les kg de carburants consommés et les kg de CO₂ émis dépend de la motorisation du véhicule. COPERT permet le calcul de facteurs d'émission de plus de 200 combinaisons de caractéristiques de véhicules. Etant donné le temps de calcul pour chaque type d'émission, nous avons fait le choix de considérer un nombre relativement réduit de catégories de véhicules.

Pour les VP et l'estimation des émissions liées aux apports volontaires en déchèterie, nous ne considérons qu'une seule catégorie de véhicule qui correspond à un véhicule « moyen ». Ce véhicule moyen prend en compte la répartition du parc automobile roulant de l'aire urbaine de Lyon en fonction des caractéristiques des véhicules (taille, âge, motorisation), estimée à partir de l'Enquête Ménage Déplacement de 2015 (François, 2019). Nous considérons que les retours sont systématiquement réalisés « à vide » pour les trajets en déchèterie.

Tableau 4.4 : Véhicules utilisés en 2015 par les habitants de l'Aire Urbaine de Lyon (d'après François, 2019)

	Diesel	Essence	Gaz. Nat.	GPL	Hybride	Electrique	Total
Pré-EURO	1.5%	2.0%					3.5%
EURO 1	0.9%	1.0%					1.9%
EURO 2	5.8%	4.5%					10.3%
EURO 3	14.2%	6.9%					21.1%
EURO 4	13.9%	4.7%					18.6%
EURO 5	32.3%	9.1%					41.3%
EURO 6	0.4%	0.1%					0.5%
	0.0%	0.0%	0.1%	1.4%	1.0%	0.4%	2.8%
Total	69.0%	28.2%	0.1%	1.4%	1.0%	0.4%	100.0%

Cela n'a pas d'effet sur la valeur des facteurs d'impacts estimés par COPERT (qui ne prend pas en compte le poids en charge pour les VP), mais sur la distance parcourue prise en compte pour apporter les déchets en déchèterie. Pour les PL, plusieurs catégories sont définies en fonction des PTAC des véhicules (3.5T, 7.5T, 7.5-16T, 16-32 T, 32 T ou +). Par catégorie de gabarit de véhicule, on estime des facteurs d'émission pour chaque norme technologique (EURO 0 à EURO 6). Ces facteurs d'émissions permettent de modéliser finement les impacts lorsque nous avons des informations sur l'âge des véhicules utilisés.

Plusieurs flottes de véhicules sont ensuite modélisées ou simulées selon les données à notre disposition. Pour la collecte des OMR et des déchets du tri sélectif, on assigne ensuite un gabarit de véhicule et une motorisation aux véhicules réalisant les tournées simulées selon des informations fournies par la Métropole de Lyon lors d'entretiens et en fonction des contraintes de la tournée. Quatre gabarits de véhicules sont définis : des micro-BOM (VUL avec un PTAC de 3,5 T), des petits porteurs 10T, des porteurs moyens 19T, et des gros porteurs 26T. Les tournées de collecte ont deux contraintes : une contrainte de temps, et une contrainte de charge. Cette contrainte de charge est définie sur la base d'un poids lourd avec un PTAC de 26 tonnes. Selon la configuration de la tournée, la contrainte de temps va déclencher la fin de la tournée avant la contrainte de charge.

Tableau 4.5 : Flotte de véhicules pour la collecte des déchets

Gabarit	Euro 3	Euro 5	Euro 6	GNV
3,5T	0%	0%	1.7%	0.6%
10T	0%	6.4%	2.4%	0%
19T	5.9%	13.6%	15.5%	2.4%
26T	4.1%	8.3%	13.5%	25.8%

La taille du véhicule utilisé est définie a posteriori, en fonction du tonnage embarqué lors de la collecte et de la charge utile des véhicules selon leur gabarit. La motorisation des véhicules est ensuite définie à partir des informations fournies en entretien. Les prestataires de la collecte des déchets utilisent exclusivement des véhicules GNV, tandis que la collecte en régie est réalisée à partir d'un mix de véhicules comprenant des véhicules normés Euro 3, Euro 5 et Euro 6. La flotte simulée est décrite par le Tableau 4.5 ci-dessus.

La structure du simulateur permet par ailleurs à un utilisateur qui souhaiterait réaliser des simulations de définir a priori la motorisation des véhicules pour la collecte en porte-à-porte des déchets. En l'absence d'information précise sur le parc de véhicule utilisé pour la collecte

des déchets en verre, un mix de poids lourds Euro 5 et Euro 6 est proposé pour la motorisation des véhicules utilisés. Le gabarit correspond à celui d'un PL avec un PTAC de 26 tonnes (charge utile à 10.5T et capacité volumique de 20m³ environ).

Pour les PL utilisés pour le transport des déchets vers les filières de traitement, le gabarit des véhicules est défini à partir d'hypothèses formulées par la Métropole de Lyon et communiquées pour les besoins du projet SIMODEM. N'ayant pas d'information sur la motorisation des véhicules, nous estimons des facteurs d'émission « standards » par gabarit de véhicule, en moyennant les émissions par type de motorisation, pondérés par la répartition des véhicules dans la flotte de poids lourds nationale estimée à partir des données de l'enquête PARC Auto de l'IFSTTAR (Coulombel, et al., 2018)⁴¹.

Tableau 4.6 : Les coefficients de retour à vide, estimés à partir de la proportion de transport en compte propre pour le transport de « Matières premières secondaires – déchets » (source : base TRM)

Classe de distance	Compte propre	Compte d'autrui	Coefficient de retour à vide
Moins de 25 km	73,6%	26,4%	20,2%
25 à 49 km	64,2%	35,8%	19,7%
50 à 99 km	48,6%	51,4%	19,0%
100 à 149 km	49,4%	50,6%	19,0%
150 à 199 km	32,5%	67,5%	18,2%
200 à 299 km	31,2%	68,8%	18,1%
300 à 399 km	26,8%	73,2%	17,9%
400 à 499 km	11,3%	88,7%	17,2%
500 à 999 km	13,3%	86,7%	17,3%
1 000 km et plus	0,0%	100,0%	16,6%

Par ailleurs, pour les PL, un coefficient de retour à vide est estimé pour les trajets vers les lieux post-collecte de déchets (ce qui correspond aux déplacements aux niveaux 2 et 3 de la Figure 1.4 du présent rapport). Les émissions liées à ces retours à vide sont additionnées aux émissions liées au transport de déchets à proprement parler. En l'absence de données précises sur les retours à vide des filières modélisées dans le cadre de notre étude, nous utilisons un coefficient calculé à partir de la base de données TRM, et qui est fonction de classes de distance. En 2017, 16,6% des vkm réalisés en compte d'autrui et 21,5% des vkm réalisés en compte propre étaient réalisés à vide. On sait par ailleurs que pour le transport de « Matières Premières Secondaires

⁴¹ Voir tableau 6 en particulier.

– Déchets », le transport en compte propre représente environ 35% des vkm parcourus, mais que cette proportion dépend fortement de la classe de distance. Les km « supplémentaires » parcourus à vide sont estimés à l'aide des facteurs d'impacts calculés par COPERT pour des poids lourds à vide.

4.4.2 - Les estimations des émissions directes liées à la mobilité des déchets

Les émissions directes selon l'étape du transport des déchets

Pour illustrer les impacts environnementaux liés aux émissions directes de la mobilité des déchets, il est nécessaire d'en analyser chacune des étapes, qui recouvrent des enjeux différents. Nous définissons pour cela 7 étapes (voir Figure 4.15 ci-dessous) :

- Les déplacements de particuliers pour apports volontaires en déchèterie ;
- Les tournées de collecte en porte-à-porte (OMR et collecte sélective) ;
- Les tournées de collecte en points d'apports volontaires (silos à verre) ;
- Le transport vers les sites de regroupement, stockage temporaire, ou tri des déchets ;
- Le transport vers les décharges (ISDD, ISDND) pour le stockage définitif des déchets non valorisables (ou faisant suite à des opérations de délestage, lorsque certains sites font face à un flux de déchets dépassant leurs capacités de traitement) ;
- Le transport vers les UTVE⁴² (pour les refus de tri ou faisant suite à des opérations de délestage) ;
- Le transport vers les sites de traitement des déchets.

La Figure 4.15 ci-dessous synthétise les différents indicateurs liés à la mobilité des déchets. NB : les pourcentages pour les tonnes sont donnés uniquement pour la collecte des déchets pour éviter les doubles-comptes (les tonnes collectées sont transportées également dans les étapes ultérieures de la gestion des déchets). Pour la description des résultats, nous choisissons de nous concentrer sur deux types d'émissions en particulier, qui relèvent de deux types d'enjeux : les émissions de CO₂ (qui relèvent d'enjeux globaux liés à la lutte contre le changement climatique), et les émissions de NO_x (qui relèvent d'enjeux locaux liés à la qualité de l'air).

⁴² NB : le transport vers l'UTVE ne comprend **pas** la collecte des OMR, au cours de laquelle les véhicules apportent les déchets directement vers l'UTVE. Celle-ci est comptabilisée dans la catégorie Collecte PAP.

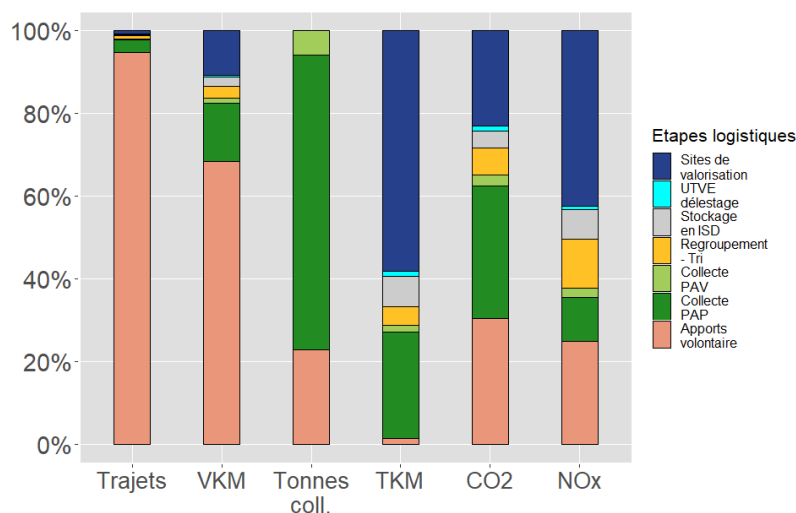


Figure 4.15 : Les impacts directs de la mobilité des déchets selon les étapes logistiques

Les apports volontaires sont caractérisés par la très faible capacité des moyens de transport utilisés (des véhicules personnels en très grande majorité) qui se traduit par un nombre très important de trajets et de VKM, ainsi qu'un tonnage par trajet très faible (72 kg en moyenne). La Métropole de Lyon est bien maillée par un réseau de déchèteries réparties sur l'ensemble du territoire (Figure 4.5). En conséquence, on note (Figure 4.16 ci-dessous) que les trajets sont réalisés sur des distances relativement courtes (9,1 km pour un trajet aller-retour en déchèterie en moyenne).

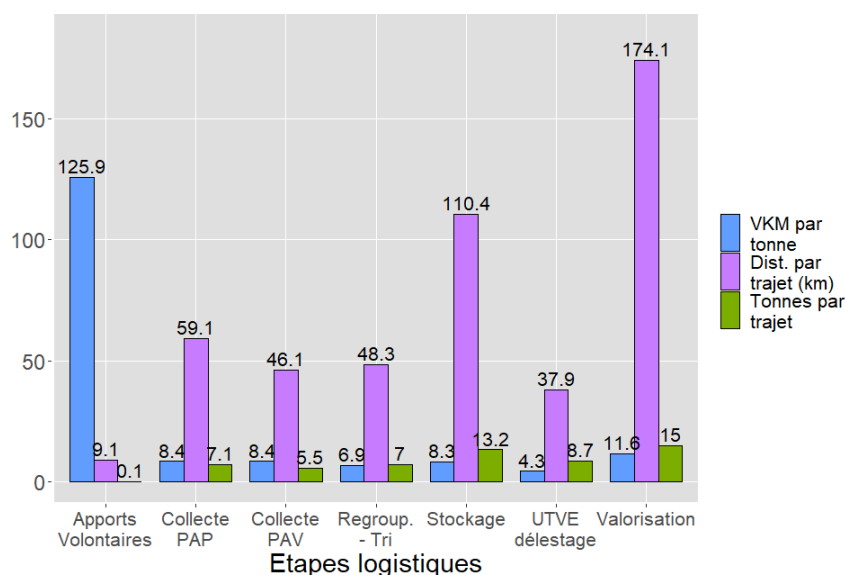


Figure 4.16 : Les impacts directs de la mobilité des déchets selon les étapes logistiques

Au contraire, les tournées de collecte sont des trajets relativement longs (59 km pour une tournée en PAP en moyenne, 46 km pour une tournée en PAV), mais un tonnage moyen

collecté relativement important (entre 5,5 et 7,1 tonnes en moyenne), ce qui rend les trajets réalisés plus efficaces en terme de vkm parcourus par tonne collectée comparé aux trajets en apports volontaires (moins de 10 vkm par tonnes vs. plus de 125 vkm parcourus par tonnes pour les apports volontaires).

Enfin, les trajets vers les sites de valorisation sont caractérisés par un très faible de nombre de trajets, un tonnage important par trajet (environ 13 tonnes), et par des distances parcourues considérables (presque 175 km en moyenne par trajet). Ces trajets sont très efficaces également en termes de km parcourus par tonne de déchets transportée en raison de la capacité de charge importante des véhicules (un peu plus de 13 vkm par tonne, un peu au-dessus de l'efficacité des collectes locales). Ces trois étapes (apports volontaires, collecte, valorisation) ont donc chacune leurs enjeux liés au transport. Les trajets à destination de sites de stockage permanents ont le même profil que les trajets vers les sites de valorisation (faible nombre de trajets, forte distance parcourue par trajet, tonnage important par trajet), tandis que les trajets vers les sites de regroupement ou tri ou vers les UTVE sont des trajets souvent plus courts (environ 50 km par trajet vers les sites de regroupement – tri, 38 km vers les UTVE), puisqu'ils concernent en grande partie des trajets entre les centres de tri et des UTVE dans des situations de refus de tri, et que ces UTVE sont souvent ceux localisés sur le territoire de la Métropole.

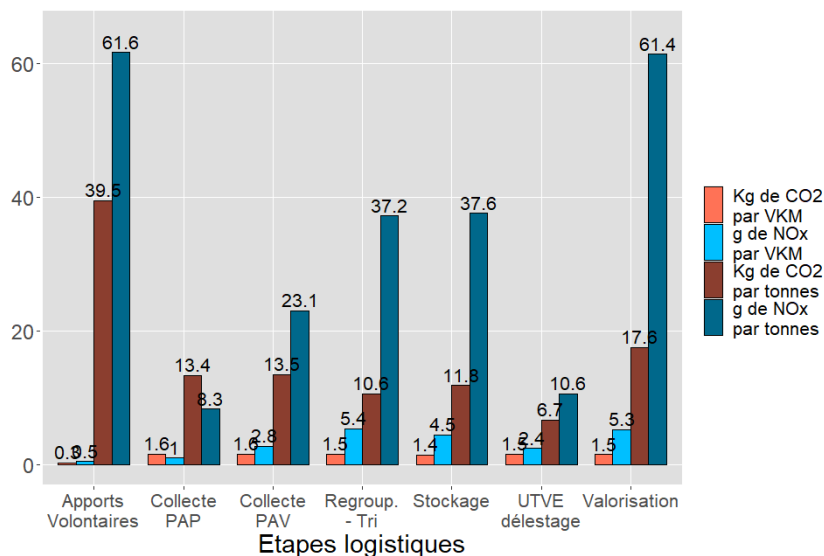


Figure 4.17 : Les facteurs d'émissions de CO₂ et de NO_x par VKM et tonnes, selon les étapes logistiques

Les véhicules utilisés pour les apports volontaires sont moins lourds et moins polluants, au km, que les poids lourds utilisés pour le transport pour la collecte ou vers les sites de valorisation, comme le montre la Figure 4.17 ci-dessous. Un VP émet en moyenne 5 fois moins de CO₂ et

entre 4 et 10 fois moins NOx au km qu'un PL. Ramenées à la tonne transportée, les émissions de CO₂ et de NOx restent cela dit bien plus élevées pour les apports volontaires que pour les autres modes de transport des déchets. On note tout de même que les émissions de NOx des poids lourds réalisant le transport vers les filières de valorisation, sont conséquentes, même ramenées à la tonne et malgré la forte capacité des véhicules, en raison des hypothèses du modèle. En effet, on assigne des véhicules plus anciens et plus polluants à ce type de transport qu'aux étapes de collecte en milieu urbain qui sont majoritairement réalisés par des véhicules de type Euro 5, Euro 6 ou GNV.

Les trajets en déchèteries pour apports volontaires, pour la collecte (PAP + PAV) et vers les filières de traitement des déchets représentent chacun une proportion conséquente des émissions de CO₂ (30% pour les apports volontaires, 35% pour la collecte, un peu moins de 25% pour la valorisation). On note par ailleurs que le transport vers les filières de valorisation représente plus de 40% des émissions de NOx. Les apports volontaires sont responsables d'un quart des émissions de NOx, et la collecte (PAP + PAV) d'un peu plus de 10%.

Ces résultats soulignent l'importance des déplacements des ménages dans les émissions totales liées à la mobilité des déchets. Ces apports volontaires représentent un peu plus de 30% des émissions de CO₂ pour environ 25% des tonnes collectées, contre 31% des émissions de CO₂ pour environ 69% des tonnes collectées pour la collecte en porte-à-porte, et 3% des émissions de CO₂ pour 6,5% des tonnes collectées. Ces résultats mettent en question les performances environnementales d'un système de collecte en apports volontaires dans des déchèteries. Ces performances sont bien sûr à mettre en balance avec les bénéfices environnementaux liés au recyclage des déchets collectés grâce à la mise à disposition de ces déchèteries pour les usagers. Cela dit, ces résultats mettent en évidence la nécessité de réfléchir à des systèmes alternatifs – collecte en porte-à-porte ou en points d'apports volontaires – pour la récupération des déchets occasionnels. Ces modes sont certes plus chers pour les collectivités, mais ils présentent l'avantage de ne pas complexifier les apports volontaires des usagers. Au contraire, ils la simplifient puisque les usagers n'ont plus à se déplacer pour évacuer leurs déchets. Dans le même temps, ce schéma pourrait améliorer considérablement les performances environnementales de la collecte.

Les émissions directes selon le type de déchet considéré

En fonction de la quantité de déchets produits et collectés, des organisations logistiques de collecte et de transport vers les filières de valorisation, et de la localisation des

sites des filières de traitement des déchets, les facteurs d'émissions par tonnes de déchets collectés varient notablement (Figure 4.18). On voit d'abord que la distance a un impact évident. Les déchets en cartons, papiers, métaux ou plastique, collectés de la même manière en porte-à-porte, ont des impacts différents qui s'expliquent essentiellement par la distance qui sépare le site de tri des sites de valorisation de ces différents déchets (en moyenne 750 km pour le carton, 613 km pour les métaux, 450 km pour le papier, 410 km pour le plastique).

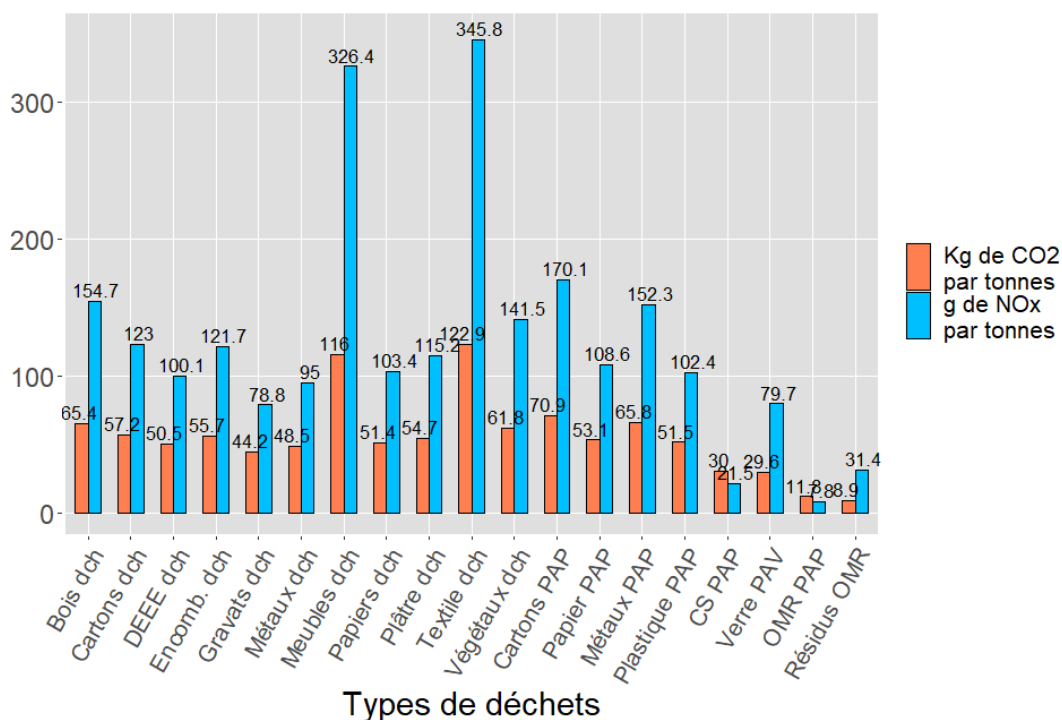


Figure 4.18 : Les facteurs d'émissions de CO₂ et de NO_x par tonnes, selon les filières

Mais les impacts du transport ne s'expliquent pas uniquement par la distance. Par exemple, les déchets végétaux et les gravats parcourent des distances très comparables entre les déchèteries où ces déchets sont collectés et leur site de valorisation (environ 80 km pour les gravats, 70 km pour les végétaux), mais les facteurs d'émissions à la tonne de CO₂ et de NO_x sont presque 2 fois plus importants pour les végétaux. Deux facteurs expliquent les impacts bien moins importants des gravats :

- La densité environ 8 fois plus importante des gravats (1,5 tonnes par m³ pour les gravats vs. 0,2 tonnes par m³ pour les déchets végétaux) : chaque poids lourd transporte plus de tonnes de gravats.⁴³

⁴³ Cela signifie aussi que les poids lourds transportant des gravats émettent plus, sur un km, de CO₂ et de NO_x, en raison de leur charge supérieure qui influe sur les facteurs d'émissions calculés par COPERT.

- Les gravats sont regroupés sur une plateforme avant d'être réexpédiés vers leur site de valorisation sur des véhicules avec une plus forte capacité d'emport que les PL qui collectent les bennes en déchèterie. Cette étape de regroupement peut contribuer à améliorer la performance environnementale du transport des déchets.

L'organisation logistique des filières a donc aussi son importance, à distance égale. Le regroupement et éventuellement le compactage des déchets végétaux sur une plateforme intermédiaire permettrait de faire baisser ces facteurs d'émissions à la tonne. Les étapes de tri et de regroupement des déchets peuvent, dans les bonnes conditions, améliorer les performances de la chaîne logistique.

La complexité de certaines filières nécessitant de nombreuses étapes de prétraitement et de tri peut aussi contribuer à de fortes émissions. Les filières du textile, et des meubles, notamment, sont fortement émettrices de GES et de polluants à la tonne. Il s'agit de deux filières qui nécessitent des apports par les ménages à l'aide de leur véhicule particulier, ce qui, on l'a vu, n'est pas le mode de collecte le plus efficace à la tonne collectée. Ensuite, on peut aussi expliquer ce facteur d'impact élevé par le fait que ces déchets nécessitent de nombreuses étapes de tri pour permettre la valorisation des matières recyclables (Figure 4.19). Enfin, ces facteurs d'émissions élevés s'expliquent aussi par le fait que des véhicules plus petits (généralement plus émetteurs au vkm parcouru) sont utilisés pour le transport vers les filières de valorisation.⁴⁴

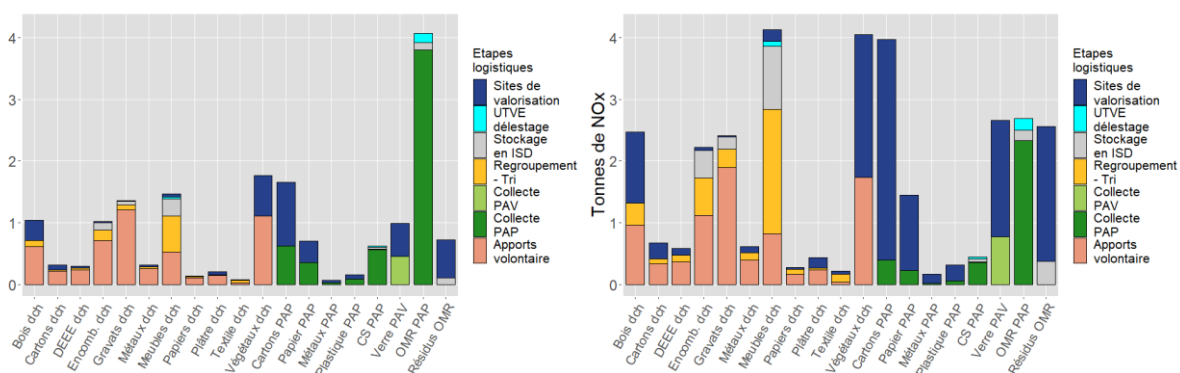


Figure 4.19 : Les émissions de CO₂ (gauche) et de NO_x (droite) par filières

⁴⁴ N.B. : nous avons fait le choix (voir Livrable 1) de ne pas prendre en compte les filières de réemploi pour l'estimation de la mobilité des déchets, en raison de l'absence de sources systématiques pour ces filières.

Les impacts globaux de chaque filière dépendent largement du tonnage et de la distance parcourue. Les filières les plus émettrices (+ de 1 000 tonnes de CO₂) sont les OMR collectées en PAP, les déchets verts de déchèteries, les cartons et papiers collectés en porte-à-porte, les meubles, les encombrants, les gravats, le bois, le verre, et les résidus d'OMR. On retrouve les mêmes catégories de déchets pour les émissions de NO_x, pour lesquelles les trajets vers les sites de traitement constituent une part bien plus conséquente des impacts. Au contraire, les impacts de la collecte en PAP (réalisée par des véhicules plus récents, majoritairement EURO V, EURO VI ou GNV) constituent une part bien moins importante des émissions de NO_x.

L'analyse de la proportion des émissions de CO₂ et de NO_x (Figure 4.20) liées aux filières confirme dans une large mesure le choix fait de se concentrer sur les filières choisies pour l'ACV : les OMR (et les résidus d'incinération), les déchets verts, les cartons / papiers, les gravats, les encombrants, le verre... Cela dit, une simple analyse des VKM amène à sous-estimer les impacts du transport de certaines filières, comme les meubles, le bois ou les métaux. Ces filières n'ont pas pu être modélisées, faute de temps (voir conclusion de la Section 1), mais cette répartition des émissions confirme que leur analyse mériterait d'être approfondie.

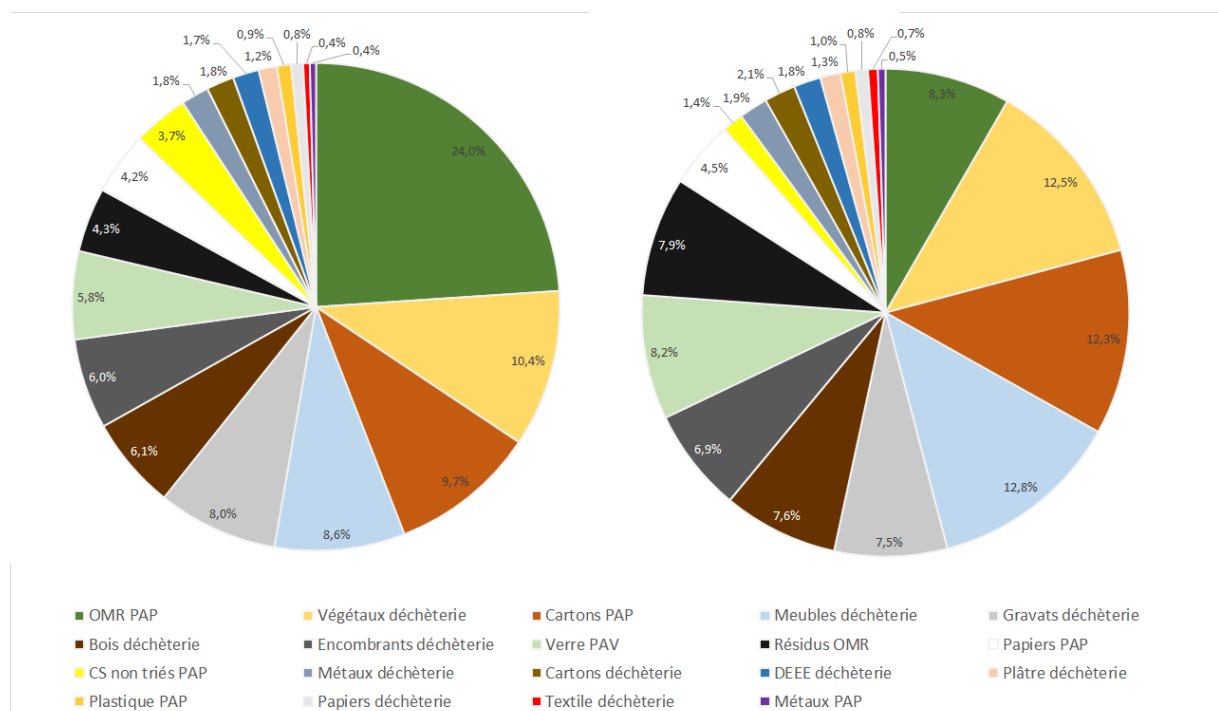


Figure 4.20 : La répartition des émissions de CO₂ (gauche) et de NO_x (droite) par filières

On peut aussi faire l'analyse des émissions par types de déchets, et non plus par filières. En effet, de nombreux déchets sont en réalité collectés par différents canaux, en fonction de la manière dont ils ont été (ou non) triés. Par exemple, les déchets en carton sont collectés dans

des bennes de déchèteries, dans les conteneurs de tri sélectif collectés en porte-à-porte, mais aussi dans les bennes à OMR lorsqu'ils ne sont pas triés au domicile des ménages, et dans les bennes des encombrants lorsque certains cartons ne sont pas bien triés en déchèterie.

Cette analyse (Figure 4.21) fait principalement ressortir les mêmes types de déchets qu'une analyse par filière : les cartons - papiers, les déchets verts (auxquels on peut ajouter les autres déchets compostables, alimentaires ou non, qu'on peut trouver dans les OMR, les refus de tri ou les bennes encombrants), les gravats, les meubles, le verre, le bois, les métaux... Les déchets « intriables » (ceux qui n'ont pas pu être caractérisés) représentent aussi une partie conséquente des impacts (environ 9% du CO₂, 6% des NOx). On a aussi distingué les déchets alimentaires non compostables, qui ne sont pas valorisables autrement que par incinération, mais qui pourraient être limités par le biais de mesures anti-gaspillage.

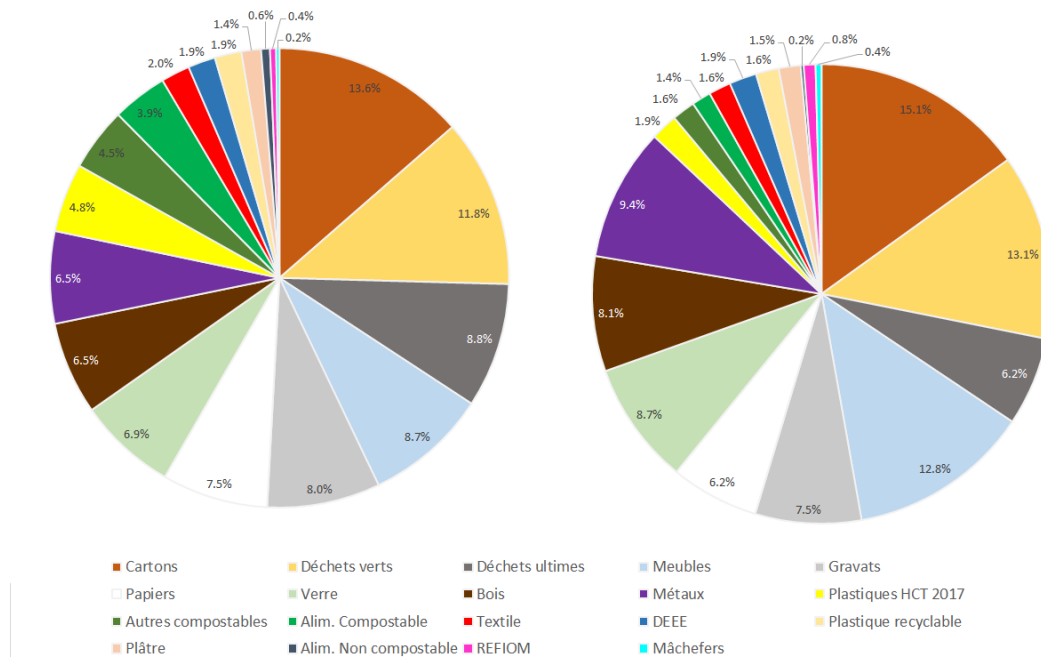


Figure 4.21 : La répartition des émissions de CO₂ (gauche) et de NO_x (droite) par type de déchets

Finalement, les impacts directs de certains types de déchets non pris en compte dans l'ACV sont loin d'être négligeables. Les déchets plastiques, en prenant en compte les déchets plastiques « hors consignes de tri » en 2017 (« HCT 2017 » sur la Figure 4.21), représentent plus de 4% des émissions totales. La totalité des déchets de ces deux catégories (Plastique et Plastique HCT 2017) est maintenant concernée par les nouvelles consignes de tri mises en place par la Métropole de Lyon en 2020.

L'analyse de certains déchets mériterait d'être approfondie, notamment pour les DEEE et les déchets textiles. La part des émissions est relativement faible (environ 2% des émissions de CO₂), mais on ne prend pas ici en compte les apports volontaires hors déchèteries. Or, pour les DEEE et les déchets textiles, une quantité considérable de déchets est apportée en magasin (pour les DEEE), ou en silo dédié (pour les déchets textiles). Par exemple, on peut estimer que les déchets textiles collectés par les PAV Le Relais représentent environ ¼ des déchets textiles collectés sur le territoire de la Métropole (prenant en compte les PAV Le Relais, les OMR, la collecte sélective, le tri en déchèterie, et la benne des encombrants). Ces types de déchets mériteraient aussi d'être approfondis, notamment en raison des bénéfices environnementaux considérables liés à leur réemploi ou à leur recyclage.

Conclusion générale & suites au projet SIMODEM

Le projet SIMODEM a permis de produire des résultats riches à l'aide d'un matériau empirique ad-hoc (enquêtes, entretiens, compilation de données) sur les impacts environnementaux de la gestion des déchets. Le présent livrable décrit en détail tous les éléments des modèles permettant la réalisation de simulations de divers changements dans le système de mobilité des déchets.

La démarche d'évaluation par ACV montre l'importance de concentrer ses efforts sur certaines filières, et met en évidence la faible contribution du transport et de la collecte aux impacts environnementaux globaux de la gestion des déchets. La démarche de modélisation fine de la mobilité des déchets, en revanche, met en exergue l'importance de l'analyse des conditions de mise en mobilité des déchets.

Ces conditions déterminent les pratiques de tri et d'évacuation des déchets par les ménages (importance de l'accessibilité aux points d'apports volontaires, de l'accès à une voiture, de la taille des logements pour le bon déroulement d'une « logistique domestique » de tri et d'évacuation). Ces résultats illustrent la complémentarité de démarches macroscopiques comme l'ACV issues des sciences de l'environnement, et de modèles microscopiques issus des sciences économiques et du territoire.

Les résultats présentés dans ce livrable montrent aussi la nécessité de prolonger la réflexion sur plusieurs fronts, au-delà des livrables internes du projet SIMODEM. Tout d'abord, l'intégration opérationnelle des deux modèles est actuellement en train d'être réalisée. Un calculateur, basé sur Excel, permettant d'automatiser des sorties de modèles ACV à partir de flux de déchets, est actuellement en développement au sein de l'équipe EVS / Mines Saint-Etienne. Ce calculateur pourrait permettre, à terme, de faire l'interface entre les résultats globaux de l'ACV et les résultats de la modélisation des impacts directs de la mobilité réalisée dans le cadre des travaux du LAET (Figure 4.1).

Cette intégration s'accompagne aussi d'une réflexion autour de la meilleure prise en compte des enjeux logistiques dans les démarches ACV. Même si les impacts de la collecte et du transport restent modestes par rapport aux enjeux environnementaux globaux de la gestion des déchets, ils restent des enjeux sensibles en contexte urbain. Une meilleure prise en compte des enjeux du transport et de la logistique – choix du point d'apport volontaire par les usagers, facteurs d'émissions plus élevés en raison des vitesses faibles en milieu urbain, prise en compte

des étapes logistiques de tri et de stockage, intégration des contraintes de chargement des véhicules, emprise foncière des sites de collecte, de tri et de traitement des déchets ménagers – pourrait contribuer à l'amélioration de ces modèles.

Enfin, les résultats présentés dans ce rapport et dans le premier livrable vont faire l'objet de démarches de valorisation scientifique dans différents contextes. Un certain nombre des productions de SIMODEM constituent des résultats empiriques et théoriques originaux qui seront valorisés dans différents contextes, scientifiques comme non-académiques.⁴⁵ Au-delà de la meilleure compréhension de la gestion des déchets et de ses enjeux urbains actuels, le travail effectué a permis de produire des outils de modélisation flexibles permettant des travaux de simulations de scénarios. L'analyse des résultats de ces scénarios (changements de contextes urbains, nouvelles organisations logistiques, renforcement de l'offre d'infrastructures pour la collecte, pour donner quelques exemples) seront également valorisés.

⁴⁵ La valorisation des travaux de SIMODEM est pour le moment prévue par le biais de plusieurs canaux : Rodrigues J., Gondran N., Beziat A., Laforest V. (TBD) Application of the Absolute Environmental Sustainability Assessment framework to municipal solid waste management, soumis à *Journal of Cleaner Production*.

Beziat A., Toillier F., Gardrat M. (TBD) Analysis of sociodemographic determinants of households' bulky and irregular waste generation and disposal behavior, Titre provisoire, en cours de rédaction.

Par ailleurs, une présentation des principaux résultats du projet SIMODEM sera réalisée au cours du prochain salon Pollutec dans le cadre de la présentation des activités de la Métropole de Lyon.

Bibliographie

- ADEME, 2020. *Documentation Base Carbone*. [En ligne]
Available at: https://www.bilans-ges.ademe.fr/documentation/UPLOAD_DOC_FR/index.htm?emissions_evitees.htm
- Adreasi Bassi, S., Christensen, T. H. & Damgaard, A., 2017. Environmental performance of household waste management in Europe - An example of 7 countries. *Waste Management*, Volume 69, pp. 545-557.
- Beliën, J., De Boeck, L. & Van Ackere, J., 2014. Municipal Solid Waste Collection and Management Problems: A Literature Review. *Transportation Science*, 48(1), pp. 1-158.
- Beylot, A., Muller, S., Descat, M., Ménard, Y., Michel, P., Villeneuve, J., 2017. *WILCI: a LCA tool dedicated to MSW incineration in France*. s.l., 16th Waste Management and Landfill Symposium, p. 12.
- Beziat, A., Rodrigues, J., Toilier, F., Gondran, N., Gardrat, M., Klein, O., 2020. *Projet SIMODEM : Simuler la MOBilité des DEchets Ménagers - Livrable 1 : Méthodologie et premiers résultats de la collecte de données*, Lyon: LabEx Intelligences des Mondes Urbains.
- Bio Intelligence Service, AJI-Europe, BP2R, 2012. *Transport et logistique des déchets*, Paris: Rapport final ADEME.
- Bjørn, A. et al., 2020. Review of life-cycle based methods for absolute environmental sustainability assessment and their applications. *Environmental Research Letters*, 15(8).
- Bjørn, A., Chandrakumar, C., Boulay, A.-M., Doka, G., Fang, K., Gondran, N., Hauschild, M.Z., Kerkhof, A., King, H., Margni, M., McLaren, S., Mueller, C., Owsianiak, M., Peters, G., Roos, S., Sala, S., Sandin, G., Sim, S., Vargas-Gonzalez, M., Ryberg, M., 2015. Strengthening the Link between Life Cycle Assessment and Indicators for Absolute Sustainability To Support Development within Planetary Boundaries. *Environmental Science & Technology*, 49(11), pp. 6370-6371.
- Bjørn, A. & Hauschild, M., 2015. Introducing carrying capacity-based normalisation in LCA: framework and development of references at midpoint level. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Volume 20, pp. 1005-1018.
- Bjørn, A., Sim, S., King, H., Keys, P., Wang-Erlandsson, L., Cornell, S.E., Margni, M., Bulle, C., 2019. Challenges and opportunities towards improved application of the planetary boundary for land-system change in life cycle assessment of products. *Science of The Total Environment*, Volume 696.
- Bos, U., Horn, R., Beck, T., Lindner, J.P., Fischer, M., 2016. *LANCA® Characterization Factors for Life Cycle Impact Assessment - Version 2.0*. Munich, Allemagne: FRAUNHOFER VERLAG.
- Boutaud, A. & Gondran, N., 2020. *Les limites planétaires*. Editions La Découverte.
- Bringezu, S., 2015. Possible Target Corridor for Sustainable Use of Global Material Resources. *Resources*, Volume 4, pp. 25-54.
- Buczko, C., Hinterberger, F. & Stricks, V., 2016. *Towards SDG implementation: The role of global resource policy and resource targets*, Brief GSDR – 2016 Update 4.
- Bunsen, J., Ciroth, A. & Recanati, F., 2019. *Environmental Footprint secondary data in openLCA*.
- Coulombel, N., Dablanc, L., Gardrat, M. & Koning, M., 2018. The environmental social cost of urban road freight: Evidence from the Paris region. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, Volume 63, pp. 514-532.

- De Laurentiis, V., Secchi, M., Bos, U., Horn, R., Laurent, A., Sala, S., 2019. Soil quality index: Exploring options for a comprehensive assessment of land use impacts in LCA. *Journal of Cleaner Production*, 215(1), pp. 63-74.
- EC-JRC, 2011. *Recommendations for Life Cycle Impact assessment in the European context – based on existing environmental impact assessment models and factors*, Luxembourg: ILCD Handbook, Publication Office.
- EMISIA, 2015. *Vehicle fleet, activity, emissions and energy consumption data*, Excel Datasheet.
- EMISIA, 2018. *COPERT Documentation*. [En ligne]
Available at: <https://www.emisia.com/utilities/copert/documentation/>
[Accès le 12 04 2018].
- Fazio, S., Biganzioli, F., Laurentiis, V.D., Zampori, L., Sala, S., Diaconu, E., 2018. *Supporting information to the characterisation factors of recommended EF Life Cycle Impact Assessment methods - Version 2 from ILCD to EF 3.0 (No. JRC114822)*, Joint Research Center.
- François, C., 2019. *Evaluation Environnementale Stratégique de la mobilité quotidienne de personnes d'une aire urbaine : Couplage entre modèle Transport-Urbanisme et Analyse de Cycle de Vie*. Université de Lyon: Thèse de doctorat.
- Gallez, C. & Hiver, L., 1998. *BEED : mode d'emploi. Synthèse méthodologique pour les études budget – énergie – environnement des déplacements*, Paris: Rapport de convention ADEME – INRETS.
- Grand Lyon, 2017. *Rapport annuel 2017 sur le prix et la qualité du service public de prévention et de gestion des déchets ménagers et assimilés*, Métropole de Lyon: Direction Eau et Déchets..
- Grand Lyon, 2018. *Circuits de collecte de la Métropole de Lyon*. [En ligne]
Available at: <https://data.grandlyon.com/jeux-de-donnees/circuits-collecte-metropole-lyon/donnees> [Accès le 01 04 2018].
- Haupt, M., Kägi, T. & Hellweg, S., 2018. Life cycle inventories of waste management processes. *Data in Brief*, 79(19), pp. 1441-1457.
- Horn, R. & Maier, S., 2018. *LANCA® Characterization Factors for Life Cycle Impact Assessment - Version 2.0*.
- Huff, D. L. & Batsell, R. R., 1975. Conceptual and Operational Problems With Market Share Models of Consumer Spatial Behavior. *Advances in Consumer Research*, Volume 2, pp. 165-172.
- INSEE, 2018. *Tableaux de synthèse : TES et TEE en 2017 – Les comptes de la Nation en 2017*. [En ligne]
Available at: <https://insee.fr/fr/statistiques/3547474?sommaire=3547646>
[Accès le 08 11 2020].
- INSEE, 2020. *Comparateur de territoire – Intercommunalité-Métropole de Métropole de Lyon*. [En ligne]
Available at: <https://www.insee.fr/fr/statistiques/1405599?geo=EPCI-200046977>
[Accès le 2020 07 24].
- Ministère de la Transition Ecologique, 2018. *Déchets diffus spécifiques ménagers*. [En ligne]
Available at: <https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/dechets-diffus-specifiques-menagers>
[Accès le 16 07 2020].
- Moreno Ruiz, E. et al., 2019. *Documentation of changes implemented in the ecoinvent database v3.6*. [En ligne]
Available at: https://www.ecoinvent.org/files/change_report_v3_6_20190912.pdf
[Accès le 08 04 2020].
- Nicolas, J.-P., 2010. SIMBAD: un outil pour intégrer le développement durable dans les politiques publiques. Dans: *Modéliser la ville. Formes urbaines et politiques de transport*.. Paris: Economica.

- Nuortio, T., Kytöjoki, J., Niska, H. & Bräysy, O., 2006. Improved route planning and scheduling of waste collection and transport. *Expert systems with applications*, Volume 30, pp. 223-232.
- Paprec, 2020a. *Le devenir des déchets de chantier*. [En ligne]
Available at: <https://www.paprec.com/fr/comprendre-recyclage/recyclage-dechets-chantiers/devenir-dechets-chantiers> [Accès le 07 27 2020].
- Paprec, 2020b. *Recyclage Plastique*. [En ligne]
Available at: <https://www.paprec.com/fr/comprendre-recyclage-paprec/valorisation-matiere/recyclage-plastique> [Accès le 27 07 2020].
- PTV Group, 2018. *PTV Visum, le logiciel de planification du trafic routier leader dans le monde*. [En ligne] Available at: <https://www.ptvgroup.com/fr/solutions/produits/ptv-visum/> [Accès le 20 08 2018].
- Rodrigues, J., 2016. *Analyse de cycle de vie intégrative de filières de production de biomasse à usage industriel par la valorisation de délaissés*. Université de Lorraine: Thèse de doctorat.
- Rodrigues, J., Monfort, D., Bonnet, R., Bazzana, M., Schiopu, N., 2018. *Contributions du contexte territorial au renforcement de l'économie circulaire dans le secteur de la construction*. Lille, Presented at the Congrès avniR.
- Sala, S., Crenna, E., Secchi, M. & Sanyé-Mengual, E., 2020. Environmental sustainability of European production and consumption assessed against planetary boundaries. *Journal of Environmental Management*, Volume 269.
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs, R., Carpenter, S.R., Vries, W. de, Wit, C.A. de, Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G.M., Persson, L.M., Ramanathan, V., Reyers, B., Sörlin, S., 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347(6223).
- Thoumazeau, A., Bustany, C., Rodrigues, J. & Bessou, C., 2019. Using the LANCA® Model to Account for Soil Quality Within LCA: First Application and Approach Comparison in Two Contrasted Tropical Case Studies. *Indonesian Journal of Life Cycle Assessment and Sustainability*, 3(1), p. 13.
- Toilier, F., Alligier, L., Patier, D. & Routhier, J.-L., 2005. *Vers un modèle global de la simulation de la logistique urbaine : FRETURB, version 2*, Paris: Rapport Final MELT-DRAST.
- UNO, 2019. *World Population 2019 - Population size and regional distribution*. [En ligne]
Available at: <https://population.un.org/wpp/Publications/Files/WPP2019-Wallchart.pdf> [Accès le 03 08 2020].
- VALORLY, 2016. *Rapport annuel d'activité Traitement des Déchets Urbains*, Lyon.
- Wolff, A., 2017. *Responsabilité sociétale : quelles contributions des entreprises à la conservation de la biodiversité ?*. Université de Lyon: Thèse de doctorat.