



HAL
open science

Developing a circular economy : Public policies and responses from economic actors

Eugénie Joltreau

► **To cite this version:**

Eugénie Joltreau. Developing a circular economy : Public policies and responses from economic actors. Economics and Finance. Université Paris sciences et lettres, 2021. English. NNT : 2021UPSLD021 . tel-03612392

HAL Id: tel-03612392

<https://theses.hal.science/tel-03612392>

Submitted on 17 Mar 2022

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.



THÈSE DE DOCTORAT

DE L'UNIVERSITÉ PSL

Préparée à Université Paris-Dauphine

**Développer une économie circulaire: politiques publiques
et réponses des acteurs économiques**

Soutenue par

Eugénie JOLTREAU

Le 9 décembre 2021

École doctorale n°ED 543

Ecole doctorale SDOSE

Spécialité

Sciences économiques

Composition du jury :

Sophie BERNARD
Professeure des Universités, Polytechnique Montréal *Rapporteuse*

Philippe DELACOTE
Directeur de Recherche, INRAE *Rapporteur*

Eugénie DUGOUA
Assistant Professor, London School of Economics *Examinatrice*

Mouez FODHA
Professeur des Universités, Paris School of Economics *Examineur*

Patrice GEOFFRON
Professeur des Universités, Université Paris-Dauphine, PSL *Président du Jury*

Matthieu GLACHANT
Professeur des Universités, École des Mines de Paris, PSL *Examineur*

Stéphanie MONJON
Maître de Conférences, Université Paris-Dauphine, PSL *Directrice de thèse*

L'Université Paris-Dauphine n'entend donner aucune approbation ni improbation aux opinions émises dans les thèses ; ces opinions doivent être considérées comme propres à leurs auteurs.

Si on n'y prend garde, l'arbre disparaîtra et la fin de la planète viendra par dessèchement sans cataclysme nécessaire, par la faute de l'homme. N'en riez pas, ceux qui ont étudié la question n'y songent pas sans épouvante.

Georges Sand, *Impressions et souvenirs*, 1872

À mes grands-parents,

Remerciements

En premier lieu, je souhaiterais remercier Stéphanie Monjon, ma directrice de thèse. Merci de m'avoir accordé votre confiance lorsque je vous ai contactée pour mon projet de thèse. J'ai été très heureuse de vous côtoyer pendant ces quatre ans, de découvrir vos projets pédagogiques innovants et votre engagement très inspirant. J'ai beaucoup appris de vous, en tant que chercheuse et en tant que personne, et vous suis infiniment reconnaissante pour cela.

Je remercie mon jury de thèse : Sophie Bernard, Philippe Delacote, Patrice Geoffron, Matthieu Glachant, Mouez Fodha et Eugenie Dugoua. Je soumetts cette thèse à votre avis, et ai hâte des discussions que nous aurons à ce sujet. J'adresse à Sophie Bernard et Philippe Delacote un remerciement particulier pour leur rôle de rapporteur et leur implication dans la pré-soutenance. Je remercie également Sophie pour son accueil à Montréal et mon « presque visiting ». Ce fut malheureusement court, mais j'en garde un souvenir formidable. Merci à Patrice Geoffron et Matthieu Glachant pour leur implication et leur suivi tout au long de ces années. Je remercie Eugenie Dugoua pour les discussions que nous avons eu récemment et ses encouragements ; et Mouez Fodha pour son implication en tant que membre du jury.

Merci à mes relectrices et relecteurs pour leurs remarques pertinentes et conseils de rédaction avisés sur ces chapitres : Céline, Eugénie, Leslie, Olfa, Matteo, Romain, Romain, Robin, Leopold, Antoine, Jeanne ; merci de m'avoir accordé de votre temps.

J'ai réalisé cette thèse au sein du Laboratoire d'Économie de Dauphine. Je tiens donc à remercier tous les chercheurs qui le composent pour avoir participé à mon apprentissage, et pour tous les moments partagés ensemble.

Lors de ma thèse, j'ai eu l'opportunité de pouvoir dispenser des enseignements à l'Université Paris-Dauphine. Cette expérience fut très formatrice et complémentaire de ma formation de doctorante. Merci à Stéphanie Monjon, Marie Bessec, Hélène Lenoble, Franck Bien et Sophie Méritet de m'avoir fait confiance pour leurs enseignements.

Je remercie le groupe des doctorants pour l'ambiance chaleureuse qui a toujours régné dans le « sas » et dans le bureau P157. Chaque matin je me réjouis de vous retrouver pour partager des déjeuners, des cafés, aller au sport, à la piscine, pique-niquer au bois, fêter les anniversaires, faire des tours de cour... Merci pour votre présence tout au long de ces années ! Vous êtes tous des chercheurs exceptionnels. Leslie, ma voisine de bureau depuis le départ, merci pour ta gentillesse et ton amitié. Clara, merci pour ces discussions sur l'écologie et de m'avoir introduite au CNIF.

Noémie, Quentin, Amine, Paul, Mathilde, Eleonore, Léopold : merci d'avoir été mon quotidien. J'ai adoré partager le bureau avec vous, ainsi que les à-côtés. Plus généralement, merci à tous les doctorants, les plus anciens comme les nouveaux. Je pense à Marine, Pierre, Marion, Yeganeh, Nina, Homero, Matteo, Etienne B., Etienne G., Christian, Alexis, Maroua, Sandra, Charlotte, Emy, Paul, Adèle, Morgan, Doriane, Julien, Yohan, Fatou, Aimée, Cécile, Adèle, Cédric, Laura, Jeanne, Arthur, Benoît ; et souhaite la bienvenue à tous ceux qui nous ont rejoint cette année. J'ai une pensée particulière pour Etienne. Je te dois énormément pour tout le soutien que tu m'as apporté tout au long de ces années et t'en serai toujours reconnaissante. J'ai également une pensée pour Romain G., Romain P. et Daniel. Daniel, merci pour tes encouragements depuis la première année, ta positivité et tes conseils avisés. Romain G, je garde de très bons souvenirs de notre voyage d'étude à Toulouse. Merci Romain P. pour tes conseils de rédaction. Mes remerciements vont également aux membres du personnel administratif du département et de l'École Doctorale de PSL. En particulier, merci à Karène, Vanina et Cécile pour votre aide et votre bonne humeur.

J'ai eu une reconnaissance particulière envers Matthieu Glachant qui m'a suivie tout au long de mes années de thèse et m'a accueillie avec Pierre Fleckinger à l'École des Mines, au CERNA. L'École des Mines est un endroit inspirant, dans lequel je me suis sentie toujours heureuse, et ai été très bien accueillie. Ce travail de thèse doit énormément à Pierre Fleckinger, qui a accepté de travailler avec moi sur mon premier travail théorique. Tu m'as beaucoup appris et je t'en remercie sincèrement. Merci pour ta bienveillance, ta patience et ta générosité. Je tiens à remercier les doctorants, post-doctorants, chercheurs et personnel du laboratoire d'économie des Mines qui m'ont fait un accueil chaleureux : Simon, Victor, Damien, Anne-Sophie, Connie, Rémi, Victor K, Victor L, Félix, Barbara, Sabrine, Denis, Sven. Pardon si j'en oublie. J'ai tout adoré, avec vous, dans cet endroit. Les déjeuners au parc, les buffets, les visites souterraines, les fléchettes, les apéros au jardin, les séminaires. En particulier, merci à toi Simon pour ton accueil et ton soutien. Tu es un chercheur formidable et j'ai été toujours très impressionnée par tout ce que tu entreprends (Sea Plastics!). Nous avons formé une belle équipe à Grenoble avec Victor, Etienne et Laura. Merci à vous toutes et tous de m'avoir accueillie dans votre laboratoire, ce fut un plaisir de partager ces moments et ces réflexions avec vous.

In addition, I shall warmly thank the Climate Policy's department of the German Institute for Economic Research. Thank you, Karsten, Olga, Jan, Jörn, Puja, Ingmar, Nils, Carlotta ; for having me these few months, I have learned so much working by your sides. Carlotta, thank you for the great Berlin experience.

I am also particularly thankful to Katrin Sommerfeld, who introduced me to academia during my first research experience at ZEW. Thank you for your kindness, and for everything that you taught me.

Je remercie également les chercheuses et chercheurs d'autres laboratoires, qui m'ont accordé de leur temps et dont j'admire beaucoup les travaux : Etienne Lorang, Helen Micheaux, Antoine Missemer, Quentin Couix et Nathalie Gontard. Etienne, merci d'avoir été mon acolyte de « thèse recyclage ».

J'ai une pensée pour tous les colocataires qui ont partagé ma vie ces dernières années. On dit que le nombre 13 porte chance : Naomi, Loÿs, Hugo, Anne, Leïla, Grégoire, Hélène, Coralie, Mathilde, Clément, Elsa, Éliisa et Anna-Regina. Merci à toutes et tous pour ces moments à mes côtés. Je n'oublierai jamais cette « époque » de ma vie avec vous. Naomi, ma « première coloc », merci d'avoir ouvert le bal fabuleusement. Merci à toi Leïla pour ta joie piquante, ton ambition et ta motivation pour toutes les sorties culturelles, bien-être, sportives et festives. Merci Mathilde d'avoir été un exemple et une source d'inspiration. Être témoin de ta générosité, ta créativité et ton engagement m'a émerveillée et fait grandir. Merci Elsa et Elisa pour votre soutien et votre joie de vivre pendant les confinements et couvre-feux à répétition, de m'avoir fait sortir la tête de mon travail au moment où ça devenait le plus difficile.

Merci à mes amies de toujours. Votre présence est mon trésor. Florence, je suis obligée de commencer par toi. Nous n'habitons plus l'une à côté de l'autre et pourtant, je le ressens comme si c'était toujours le cas. Je continue de grandir à tes côtés, et avec Marine. Marine, merci de me montrer ce que veut dire être soi-même. Chanelle, merci d'être une source d'inspiration et pour tout le soutien que tu m'apportes. Sabrina merci pour ton amitié toutes ces années. Hilda merci d'être toujours présente depuis si longtemps maintenant. Cassandra, merci d'être toujours à mes côtés. Merci à Marion F. pour ta joie de vivre, et ces moments avec toi dans le Sud, avec ta famille. Adélie, ta gentillesse a toujours été d'un grand réconfort. Vous êtes des amies extraordinaires et je me réjouis à l'avance de chaque moment passé avec vous. Merci à tous ceux qui contribuent à mon bonheur depuis de nombreuses années : Marion C., Willyse, Léa, Justine, Céline, Claire, Matthieu D., Alexis, Elisabeth, Noémie, Roxane, Juliette, Mathilde L., Paul, Zoé, Mathilde P., Jeanne, Barbara, Diane, Alice, Eugénie, Matthieu N., Olfa, Marine, Robin, Damien. Thank you Ege and Ava. Merci de m'accorder votre amitié. Vous savoir dans ma vie me rend très heureuse.

Merci à tous les autres, tous ceux que j'ai pu oublier, qui ont fait partie de cette expérience de thèse, et de ma vie, je m'en excuse.

Enfin, mes remerciements vont bien évidemment à ma famille. Merci à mes parents pour leur soutien et leur amour depuis toujours. J'ai énormément de chance de vous avoir. Merci à mes frères pour leur présence. Thibaut, merci pour ton soutien inconditionnel et pour ces exploits sportifs en Ardèche. Merci à mes cousins, cousines, oncles, tantes. Caroline, merci pour tous ces moments passés ensemble en Bretagne et dans le sud. Ce sont des souvenirs que je garderai toujours précieusement.

Pour finir, j'ai une pensée émue pour mes grands-parents à qui je dédie cette thèse.

Développer une économie circulaire : politiques publiques et réponses des acteurs économiques.

Eugénie Joltreau

Table des matières

Introduction générale, résumé des articles & conclusion générale.	21
Abréviations utilisées	23
1 Définir l'économie circulaire	27
1.1 Une première définition de l'EC	27
1.2 La littérature thermoéconomique et le recyclage	34
1.2.1 Question économique : considérations d'ordre	35
1.2.2 Question technique : le recyclage complet, au cours d'une seule période, est impossible	36
1.3 Le cyclage écologique et les enjeux environnementaux	39
1.3.1 Nature des matériaux et cycles biogéochimiques	39
1.3.2 Analyses de flux de matière et cyclage écologique	40
1.3.3 Limites planétaires	41
1.4 Révision du concept d'économie circulaire	42
2 Politiques publiques	45
2.1 Cadrage théorique	45
2.1.1 Externalités	45
2.1.2 Allocation	46
2.1.3 Cadre adopté dans la thèse	46
2.2 Politiques publiques et instruments étudiés dans les articles de thèse	47
2.2.1 Obligations de recyclage	47
2.2.2 La Responsabilité Élargie des Producteurs (REP)	49
2.2.3 Autres mécanismes de financement et d'incitations financières pour le développement du recyclage	58
3 Articles de thèse	59
3.1 Résumé du chapitre I	60

TABLE DES MATIÈRES

3.2	Résumé du chapitre II	67
3.3	Résumé du chapitre III	70
4	Conclusion générale	78
I	Implementing a Circular Economy with Producer Responsibility Organizations	87
1	Introduction	91
2	Context	94
2.1	PROs legal form and objective function	94
2.2	Fee modulation	95
3	The model	96
3.1	Material flows and costs	96
3.2	Recycling rates, collection costs and treatment costs	97
3.3	Externalities	98
3.4	Total social cost	98
4	Model with independent materials	99
4.1	Social optimum	99
4.2	On the impossibility of achieving the first-best with a non-profit PRO	100
4.3	Monopoly PRO	101
4.3.1	For-profit (or unlimited reserves)	101
4.3.2	Nonprofit with controlled reserves	102
4.4	Governance in monopoly PROs	103
4.4.1	For-profits	103
4.4.2	Nonprofits (and limited reserves)	104
4.5	Competition	106
4.5.1	Exclusive Competition : package pricing	107
4.5.2	Non-exclusive Competition	109
5	Uniform fees	110
5.1	Constrained optimum	110
5.2	Independent monopoly PRO	111
5.2.1	For-profit PRO	111
5.2.2	Nonprofit PRO	112

5.2.3	On the difficulty of balancing a budget with a uniform fee	114
5.3	Producers' governance in a monopoly PRO	115
5.3.1	For-profits	115
5.3.2	nonprofits	115
5.4	Exclusive competition between PROs	117
6	Interdependent use of materials	117
7	Discussion	119
8	Conclusion	122
	Appendix	123
I.A	Notations	123
I.B	General model	123
I.C	Firm program	124
I.D	Social Optimum	124
I.E	For-profit PRO	126
I.F	Nonprofit PRO	127
I.G	Competing PROs	129
I.G.1	Exclusive competition	129
I.G.2	Non-exclusive competition	129
I.H	PRO with a social responsibility	130
I.I	Firm program with a uniform fee	130
I.J	Constrained Optimum with a uniform fee	131
I.K	For-profit PRO program with a uniform fee	134
I.L	nonprofit PRO program with a uniform fee	136
I.M	Producer's governance	137
I.N	Interdependent materials	138
I.N.1	Social Optimum	140
I.N.2	PRO program	140
I.O	Interdependent materials & a uniform fee	143
I.O.1	Social optimum	143
I.O.2	PRO's program	144
I.O.2.1	For-profit PRO	144
I.O.2.2	nonprofit PRO	145

II	Extended Producer Responsibility, Packaging Waste Reduction and Eco-design	149
1	Introduction	152
2	Literature and conceptual framework	155
3	Data and context	162
3.1	The variable of interest : <i>EPR</i>	162
3.2	The dependent variable	166
3.3	Set of controls	168
4	Identification strategy	172
4.1	Endogeneity	174
5	Findings	176
5.1	Baseline results	176
5.2	IV results	179
5.3	Robustness	183
5.4	Concluding remarks	185
6	Substitution between materials and eco-design	185
7	Regressions by packaging material	189
8	Policy implications	191
	Appendix	194
	II.A Implementation of <i>EPR</i> in the Europe of 28	194
	II.B Construction of the <i>EPR</i> variable	196
	II.C Construction of the <i>greenvote</i> variable	197
	II.D Construction of the material <i>price</i> variable	200
	II.E Simulations	201
III	Recycling in a Globalised Economy	207
1	Introduction	210
2	Literature review	214
3	Context and empirical analysis	217
3.1	Context	217
3.2	Empirical analysis	219
4	The model	228
4.1	Autarky in resources	228
4.1.1	Economic incentives	230

4.1.2	Command-and-control instruments	230
4.2	International trade of secondary materials	231
4.2.1	Demand and supply functions, and country profiles	231
4.3	Partial equilibrium	236
4.4	Recycling policies	239
4.4.1	Economic incentives	239
4.4.2	Targets	241
5	Conclusion	245
	Appendix	247
III.A	Notations	247
III.B	Waste trade data	248
III.C	Waste market	250
III.D	Unicity of markets	251
III.D.1	Existence of a (unique) waste market	251
III.D.2	Existence of the waste market with a negative price	253
III.D.3	Existence of a (unique) recycles market	254
III.E	Recycling policies in a partial equilibrium	256
III.E.1	Local recycling as residual material demand	256
III.E.1.1	Collection subsidy	256
III.E.1.2	Recycling subsidy	257
III.E.1.3	Disposal tax	257
III.E.2	Local recycling as a response to local waste pollution	258
III.E.2.1	supply and demand functions	258
III.E.2.2	Unicity and existence of the waste market	259
III.E.2.3	Equilibrium, waste price and illegal trade	260
III.E.2.4	Recycling policy	261
	Bibliographie	281

Liste des figures

1	Évolution des flux socioéconomiques des matériaux dans l'économie mondiale entre 1900 et 2015.	41
2	Restauration du signal-prix des coûts de la fin de vie aux producteurs	52
3	Répercussion des coûts aval par l'éco-organisme aux producteurs .	62
I.1	Illustration of proposition 3 with two materials (m_B, m_G)	106
I.2	Exclusive competition	107
I.3	Nash equilibrium in competition	108
I.4	Exclusive competition	109
I.5	Uniform fees and exclusion	112
I.6	Illustration of an impossible balanced budget with a uniform fee . .	114
I.7	Game setting : strategic use of uniform fees	116
I.8	Use of uniform fees : an illustration with two materials (1,2)	117
I.N.1	Illustration of pricing strategy with two substitutable materials, 1 and 2, ($c_{1,2} > 0$)	142
I.O.1	Pricing schedule when $f_1 = f_2$	147
II.1	EPR, as a second-best approach for restoring the waste management costs signal towards upstream producers (author's figure).	157
II.2	Conceptual framework (a). Incentives to packaging reduction : from micro to macro.	160
II.3	Conceptual framework (b). Incentives to packaging material substitution : the case of perfect substitutability	161
II.1	Average of fees for "Paper, cardboard", "PET", "Aluminium", "Steel", "Glass", by country, over the period 2004-2015.	164
II.2	Distribution of fees per material, averaged over EU25 countries and the period 2004-2015	165
II.3	Packaging waste generated (mt) per material, 2005-2015, 25 countries	167

II.4	Packaging material waste per capita (kg), by country (1998-2015)	168
II.C.1	Green Votes (%) in Parliamentary Elections in 2013 and 1998	199
II.D.1	Material prices (€/t), year 2005-2015, excluding Malta.	201
III.1	<i>Illustration of a binding material constraint in a globalised circular economy, Author's figure</i>	211
III.1	Paper waste exports from the 26 European countries to China (1998-2016)	222
III.2	Plastic waste exports from the 26 European countries to China and Hong-Kong (1998-2016)	223
III.3	Metal waste exports from the 26 European countries to China and Turkey (1998-2016)	224
III.4	Waste exports from EU countries and recycling performances of packaging materials (unit : tonnes, period : 2006-2016, 26 EU countries)	225
III.1	<i>Marginal analysis</i> for the profiles 'importer' and 'exporter' of waste	235
III.2	Illustration of proposition 8 : existence of a bilateral waste market	237
III.3	<i>Marginal analysis</i> : adjustment to the recycling target by a waste-exporter profile under competitive extraction	243
III.4	<i>Marginal analysis</i> : adjustment to the incorporation target by a waste-exporter profile and competitive extraction	244

Liste des tableaux

I.1	Main results	93
I.2	Household packaging fees (2019 €/t)	96
I.3	Summary and comparison of results when fees are differentiated by materials (i, j)	118
I.A.1	Notation used throughout the paper	123
II.1	Correlation matrix between EPR compliance fees of different materials, net of country fixed effects.	163
II.2	Descriptive statistics of weight-based fees per material, averaged over EU25 countries and the period 1998-2015	164
II.3	<i>Within</i> correlation between material prices, fuel prices, and the variable EPR.	170
II.4	Descriptive statistics of all variables - sample of regression (3) (1998-2015)	172
II.1	Baseline regression results with country-material and year fixed effects, and country-material clustered standard errors	178
II.2	Results of the IV regression (two-stage least squares) with country-material clustered standard errors	180
II.3	Results of the IV difference GMM regression with robust (two-step) standard errors	182
II.4	Additional regression results with country-material and year fixed effects, and country-material clustered standard errors	184
II.1	Regressions results including substitution incentives with country-material FE and material-year FE, and country-material clustered standard errors	188
II.1	Regressions per material with country and year fixed effects, and robust standard errors	190
II.2	SUR model per material with country and year fixed effects	191
II.A.1	Overview of EPR implementation for packaging waste in Europe	195

II.C.1 Green parties identified in Parliamentary elections	198
II.E.1 370g jam in glass jar with steel lid	202
II.E.2 1.5 l mineral water in PET bottle with HDPE stopper	203
II.E.3 33 cl aluminium can	204
III.1 Descriptive Statistics (1998-2016, 26 EU countries)	221
III.2 Regressions with robust standard errors (26 EU countries, 3 materials, 1998-2016)	227
III.1 Analysis of the effects of economic incentives provided in country k (waste-exporter profile) on local recycling (τ_k) and waste exports (e_k), compared to the baseline scenario in the two-country partial equilibrium framework with $\alpha_k > \frac{\alpha_j}{t}$	240
III.A.1 Notations used throughout the paper	247
III.B.1 Identification of waste products in the harmonized System (HS) Codes	249

**Introduction générale,
résumé des articles &
conclusion générale**

Plan du chapitre

Abréviations utilisées	23
1 Définir l'économie circulaire	27
1.1 Une première définition de l'EC	27
1.2 La littérature thermoéconomique et le recyclage	34
1.3 Le cyclage écologique et les enjeux environnementaux	39
1.4 Révision du concept d'économie circulaire	42
2 Politiques publiques	45
2.1 Cadrage théorique	45
2.2 Politiques publiques et instruments étudiés dans les articles de thèse	47
3 Articles de thèse	59
3.1 Résumé du chapitre I	60
3.2 Résumé du chapitre II	67
3.3 Résumé du chapitre III	70
4 Conclusion générale	78

Abréviations utilisées

- **ACV** : analyse de cycle de vie
- **ADEME** : agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie, désormais rebaptisée agence de la transition écologique
- **DEEE** : déchets d'équipements électriques et électroniques
- **EC** : économie circulaire
- **ERC** : éviter-réduire-compenser
- **G-R** : Georgescu-Roegen (Nicholas)
- **HMGD** : hiérarchie des méthodes de gestion des déchets
- **OCDE** : organisation de coopération et de développement économiques
- **ONG** : organisation non gouvernementale
- **R&D** : recherche et développement
- **REP** : responsabilité élargie des producteurs
- **UE** : Union Européenne
- **VHU** : véhicules hors d'usage

Les déchets sont devenus le symbole d'une consommation effrénée et d'un système économique incompatible avec les enjeux environnementaux actuels et futurs. La Banque Mondiale estime à 3,4 milliards de tonnes la quantité de déchets municipaux qui devrait être produite dans le monde d'ici à 2050.¹ Jambeck et al. (2015) évaluent qu'entre 4,8 et 12,7 millions de tonnes métriques de déchets plastiques ont été déversées dans l'océan en 2010. Dans le cas des plastiques, la notion de déchet laisse de plus en plus la place à celle de pollution. Les déchets plastiques se fragmentent en particules microscopiques et nanoscopiques, et ainsi, ne laissent plus entendre la possibilité d'une valorisation économique ou simplement, d'une récupération prochaine.²

Face à l'épuisement des ressources et les quantités grandissantes de déchets, la «solution» avancée par des experts de l'industrie, des académiques et des ONG a été de plaider pour la transition vers une économie dite «circulaire» (Kirchherr et al., 2017; Geissdoerfer et al., 2017). Ce concept doit ensuite être traduit dans des politiques publiques et des modèles d'affaires soutenables. Dans cette thèse, nous allons explorer le concept d'économie circulaire (EC) et analyser des politiques publiques qui visent à opérer une transition vers une EC.

Définir le concept d'EC est un exercice complexe, car sa définition est vaste et toujours débattue (Lonca et al., 2018; Merli et al., 2018; Homrich et al., 2018). Néanmoins, une affirmation semble faire consensus : l'EC s'inscrit en opposition à une économie dite linéaire, c'est-à-dire, qui suivrait la logique extraction-production-consommation-rebut (Monsaingeon, 2017; Merli et al., 2018). Dans cette logique, les déchets créent de nouvelles ressources, selon le concept «du berceau au berceau» de McDonough et Braungart 2011, où, dans cette métaphore, la renaissance (le recyclage) remplace la mort (le déchet).

Dans la Section 1, nous examinons le concept d'EC et en particulier, son interprétation par les décideurs politiques et les acteurs économiques. Ceci nous permet de mieux comprendre les politiques d'EC mises en place en Europe. L'EC incarne un changement de paradigme économique, dont l'attention porte sur la notion de déchet. En particulier, le triptyque «réduire, réutiliser, recycler» est vu comme un moyen de mettre en place l'EC. Pour autant, l'EC ne semble pas donner une priorité à la réduction des déchets. L'EC vise à économiser les ressources, soit de façon absolue, soit relativement à la valeur économique créée; et à décroître les pollutions, liées au rebut des déchets et aux activités présumées évitées par l'EC (par exemple, l'extraction). Aujourd'hui, l'ambition³ de l'EC, telle que décrite par la Fondation Ellen MacArthur, devient plus exhaustive; abordant plus largement les aspects environnementaux tout au long du cycle de vie des produits. L'attention

1. Article en ligne de la Banque Mondiale "Trends in Solid Waste Management" consulté le 14/10/2021.

2. Le Président de la République française, Emmanuel Macron, a déclaré lors de sa visite à Marseille en septembre 2021 «Face à la pollution plastique en mer, la solution n'est pas le ramassage en mer, c'est déjà trop tard». Article du 03/09/2021, La Provence

3. Ou plutôt, l'EC en tant qu'ambition.

de l'EC se détourne légèrement des déchets et porte davantage sur la conception des produits et des systèmes de produits, qui doit «éliminer» la notion de déchet et de pollution à la source.⁴ La multiplicité des définitions, faisant naître un débat sur ce que devrait représenter l'EC au vu d'objectifs de sauvegarde des ressources et de l'environnement, nous amène à caractériser l'EC comme une ambition ; en opposition à un moyen clairement défini répondant à un objectif précis.

Ceci nous amène par la suite à réfléchir à la pertinence du concept d'EC. Nous nous interrogeons si le recyclage est capable de garantir une pérennisation de l'approvisionnement en matériaux pour l'économie d'une part. D'autre part, nous nous demandons comment l'EC se positionne par rapport à une circularité définie à un niveau plus large (celle de la nature), et dans quelle mesure elle pourrait effectivement répondre aux enjeux environnementaux contemporains.

Dans ce but, nous commençons par analyser la littérature «thermoéconomique».⁵ Cette littérature questionne la possibilité physique d'une économie qui pourrait fonctionner uniquement grâce au recyclage (sans extraction). Elle nous rappelle que toute la matière que nous valorisons économiquement est constamment au contact de l'air, du vent, de l'eau, des organismes vivants... qui emportent avec eux une fraction de la matière utilisée dans l'économie. En outre, les processus de recyclage ne peuvent jamais être totalement efficaces, c'est-à-dire qu'il n'est jamais possible de recycler 100% d'une certaine quantité de matière au cours d'une même période. Ces pertes pourront être minimisées, par exemple, en développant l'efficacité du recyclage, sans jamais disparaître.⁶ En parallèle, cette littérature nous permet de définir un cadre conceptuel décrivant d'importants enjeux économiques de la fin de vie des produits. Les déchets se distinguent des ressources naturelles par une différence dans la dispersion de la matière qui les compose. La dispersion est spatiale, chimique et informationnelle ; et peut limiter économiquement et techniquement les possibilités de valorisation (ex : gisements trop dispersés, matériaux trop mélangés, méconnaissance de la composition du déchet).

Dans un deuxième temps, nous observons qu'au cours du temps, les sociétés industrielles ont développé un recyclage industriel, tout en se désinscrivant des cycles naturels, c'est-à-dire qu'elles ont diminué leur taux de cyclage écologique.⁷ En particulier, les sociétés industrielles ont perturbé les cycles naturels du carbone, de l'azote, et du phosphore. Pour être à la hauteur des enjeux environnementaux, l'EC devra considérer une circularité plus large que le seul recyclage industriel. Ceci ne sera possible qu'en respectant un certain nombre de limites au niveau des

4. Le premier principe de l'EC pour la [Fondation Ellen MacArthur](#) est *design out waste and pollution*. Elle regarde les déchets et la pollution comme les conséquences des choix de conception des produits.

5. La littérature cherchant à appliquer les principes thermodynamiques à l'économie.

6. Un jour peut-être, l'économie pourra compenser cette perte de matière en allant «miner» les déchets et leurs particules, dans les lieux où ils se seront dispersés. Nous précisons ces résultats dans la section 1.2.

7. Le taux de cyclage écologique est l'intégration dans les cycles naturels. Par exemple, [Haas et al. \(2020\)](#) désigne le cycle écologique comme le flux de biomasse renouvelable utilisé par la société, et les flux sortants qui en résultent dans l'environnement et qui réintègrent les cycles biogéochimiques.

prélèvements et des rejets de matière issus de l'économie.

L'EC représente un concept intéressant pour baisser l'utilisation des ressources en minimisant les pertes économiques, mais elle devra accorder une priorité à la réduction des déchets, et plus largement de l'empreinte matérielle (la quantité totale de matières premières extraites pour satisfaire les demandes de consommation finale ; Nations unies, 2019). Elle devra également considérer l'intensité de pollution des matériaux utilisés.

Les politiques d'EC prennent de plus en plus d'importance dans l'agenda des décideurs publics. En particulier, la Commission européenne a développé le *Circular Economy Package* en 2015, et le *Circular Economy Action Plan* a été adopté en 2020 comme partie intégrante du *Green Deal* européen. En Chine, une politique d'économie circulaire a également vu le jour avec le *Chinese Circular Economy Promotion Law* en 2009 (World Bank, 2008; Geissdoerfer et al., 2017). Dans cette thèse, le cadre de référence en termes de politiques est l'Union Européenne (UE). Les deux instruments de politique publique qui font l'objet d'une analyse approfondie dans les articles de thèse sont la Responsabilité Élargie des Producteurs (REP) et les objectifs de recyclage. Leur apparition remonte au début des années 1990, mais ils étaient plus récemment au cœur du *Circular Economy Package* (Hughes, 2017).

Dans la section 2, nous présentons en premier lieu les notions économiques utilisées pour justifier l'intervention publique, en particulier, la notion d'externalité qui sera utilisée dans le chapitre I. Par la suite, nous décrivons les instruments étudiés pendant la thèse : les obligations de recyclage et la Responsabilité Élargie des Producteurs (REP). L'instrument règlementaire étudié est le taux de recyclage. Il règlemente la part des déchets générés sur le territoire national devant être recyclée. Dans le chapitre III, nous prenons en compte le fait qu'il n'oblige pas à un recyclage local, c'est-à-dire que les exportations de déchets destinées au recyclage permettent de satisfaire cet objectif règlementaire. La REP fait supporter (partiellement ou totalement) aux producteurs les coûts économiques de la fin de vie de leurs produits. Cette responsabilité est guidée par un objectif de traitement, comme un taux de recyclage. Cette combinaison devrait permettre de produire des incitations à l'éco-conception des produits en vue de la fin de vie. Par exemple, si les producteurs supportent les coûts de recyclage de leurs produits, il est attendu qu'ils conçoivent des produits plus recyclables et générant moins de déchets, afin de baisser ces coûts. La REP représente un instrument clef de l'EC, et pourrait permettre d'aborder de nombreux aspects environnementaux concernant la conception des produits.

Dans la section 3, nous présentons les résultats des différents articles de thèse.

Le premier article analyse l'efficacité économique de la REP lorsqu'elle est organisée autour d'un éco-organisme, une organisation qui prélève des contributions financières aux producteurs soumis à la REP pour financer le recyclage de leurs produits. Ici, nous cherchons à comprendre sous quel ensemble de règles, l'éco-organisme va répercuter les coûts effectifs du recyclage aux producteurs, c'est-à-dire sans distorsion. Le deuxième article étudie si le tarif au poids de la REP emballages différencié par matériau implémenté dans les années 1998-2015 dans 25 pays européens a conduit à une réduction des déchets d'emballages ou une substitution entre

matériaux d'emballages. Enfin, le troisième chapitre s'interroge sur les déterminants théoriques de l'existence d'un marché international des déchets recyclables et de son interaction avec la politique de recyclage nationale du pays exportateur de déchets.

La section 4 présente la conclusion générale de cette thèse.

1 Définir l'économie circulaire

1.1 Une première définition de l'EC

Dans cette partie, nous souhaitons proposer une définition qui correspond à celle sur laquelle s'est basé l'établissement des politiques publiques évaluées dans cette thèse. La notion de déchet constitue l'objet d'attention principal de cette première définition (Merli et al., 2018).

Encadré 1 : Qu'est-ce qu'un déchet ?

La Directive cadre sur les déchets de 2008 donne la définition légale du déchet : « toute substance ou tout objet dont le détenteur se défait ou dont il a l'intention ou l'obligation de se défaire » (Art. 3). L'absence de propriétaire implique un problème de stockage, d'allocation du coût et de l'éventuelle opportunité de ce reste.

Nous différencions la notion de déchet d'une ressource et d'une pollution. Le déchet est issu d'une ressource, mais contrairement à elle, il présente une forme de nuisance^a, de dégradation, due à une utilisation humaine. Le déchet ne se trouve pas dans son environnement ou sa forme « naturel ». En outre, le déchet se différencie d'une pollution, car il représente une forme matérielle dont on attend une possible réutilisation (coût d'opportunité) ou de récupération/déplacement pouvant diminuer la nuisance. Ainsi, la notion de déchet semble uniquement associée à la fraction solide^b de la matière restante après utilisation et ceci lorsqu'elle est accompagnée de nuisances (encombrement, toxicité).

Nous définissons le déchet comme une matière résultante d'une utilisation humaine contenant un objet de nuisance, qui appelle à une intervention dont le but est de réduire cette nuisance, et la considération qu'on aurait pu/pourra en valoriser au moins une fraction et/ou utiliser cette matière à une autre fin.

La définition économique que nous développons est la suivante : une matière résultant d'un processus de production ou de consommation, présentant une externalité négative et pouvant être ré-allouée, tout ou partiellement, comme intrant productif pour un coût économique et environnemental défini ou indéfini. Par « indéfini », nous entendons, notamment, inconnu.^c

D'un point de vue économique, la pollution a forcément un « prix » négatif (coûts de dépollution) alors que le prix d'un déchet peut être positif, négatif ou nul ; en fonction de sa composition, des conditions de marché, des politiques

publiques et de la technologie disponible. Ce résultat est explicité dans le modèle du chapitre III (dans la lignée de Baumgärtner, 2004).

a. Pour certains auteurs, cette nuisance peut simplement être d'ordre psychologique (Harpet, 1997; Cavé, 2015). Le déchet touche donc aussi à nos représentations.

b. Cette perception pourrait évoluer avec le développement des technologies de retrait du carbone dans l'atmosphère. En outre, les liquides sont parfois catégorisés comme déchets, comme dans la nomenclature n°849/2010 déchets de l'UE. Cependant, la Directive cadre sur les déchets de 2008 exclut explicitement les gaz et les liquides.

c. Cette définition considère aussi que le déchet puisse être utilisé comme intrant productif pour une activité de réparation ou de vente. Le caractère indéfini du coût suggère une volonté ou la considération qu'on aurait pu valoriser économiquement cette matière, sans que cette possibilité soit démontrée.

Dans l'encadré 1, nous avons donné la définition d'un déchet, qui représente un objet de nuisance (certain) et une opportunité de valorisation, possible, potentielle ou désirée. Cette possibilité sera définie par le marché⁸, les politiques publiques et la technologie disponible ; sous le label "économie circulaire".

L'EC est caractérisée par deux objectifs, répondant aux deux menaces matérialisées par le déchet : une pénurie des ressources (le déchet comme coût d'opportunité, gaspillage) et une pollution de l'environnement (le déchet comme risque environnemental). Ces menaces trouvent un écho scientifique dans le Rapport Meadows et al. (1972). Les auteurs mettent en garde que la poursuite de la croissance pourrait causer l'épuisement des ressources naturelles et l'accumulation trop importante de pollutions. La conséquence pour la société pourrait être un effondrement, écologique, social et économique (Meadows et al., 1972).

En 1966, Kenneth E. Boulding évoquait déjà ces deux menaces. Il propose une description de la Terre comme un «vaisseau spatial», dont les réservoirs de ressources et de pollution sont limités.

« La Terre est devenue un vaisseau spatial unique, sans réservoir illimité de quoi que ce soit, que ce soit pour l'extraction ou la pollution, et dans lequel, par conséquent, l'Homme doit trouver sa place dans un système écologique cyclique qui est capable d'une reproduction continue de la forme matérielle même s'il ne peut échapper à des apports d'énergie». (traduit de l'anglais ; p. 4)

Premièrement, Boulding (1966) nous rappelle l'existence d'une cyclicité naturelle dans laquelle nous devons nous inscrire. Deuxièmement, si la société économique veut elle aussi être capable d'une reproduction matérielle, en utilisant le déchet comme une ressource, elle ne pourra échapper à des apports énergétiques.

Quelques décennies plus tard, le concept d'EC est popularisé par McDonough et Braungart 2011 à travers leur ouvrage «du berceau au berceau», où l'EC, en s'attaquant au problème de pollution lié au déchet par la valorisation, permettrait également de réduire la pression sur les ressources. La Fondation Ellen MacArthur a

8. Les conditions de marchés seront influencées par le rapport social et culturel au déchet, notamment lorsque celui-ci désigne un produit encore en état de fonctionnement ou pouvant être réparé.

également grandement participé à la diffusion du concept auprès des entreprises et des politiques, et promeut qu'un schéma circulaire rendrait possible une poursuite de la croissance sans utiliser davantage de ressources (MacArthur, 2015a). Aujourd'hui, c'est la Fondation MacArthur qui donne le *la* sur ce que devrait représenter l'EC (Kirchherr et al., 2017).

En ce qui concerne les cycles biologiques naturels, pour McDonough et Braungart (2011) et la Fondation Ellen MacArthur (2015b), il convient de distinguer une sphère biologique, où les matériaux biodégradables nourrissent les cycles biologiques (et se régénèrent) et une sphère technique, où les matériaux techniques (non renouvelables) sont restreints à la sphère économique et au recyclage industriel pour ne pas contaminer les milieux naturels et ne pas puiser dans le stock de ressources non renouvelables.

Encadré 2 : Ressources renouvelables *versus* non renouvelables

Une ressource est considérée comme finie ou non renouvelable lorsque son renouvellement n'est pas compatible avec notre horizon temporel (par exemple, la concentration des métaux dans les mines). Les ressources dites renouvelables sont issues de la biomasse. Elles pourraient être considérées comme non renouvelables si le rythme d'exploitation et la pollution deviennent tels qu'ils empêchent le renouvellement de la biomasse.

D'autre part, les problématiques d'EC doivent prendre en compte les aspects énergétiques. Nous avons besoin de matériaux pour capter, stocker et diffuser l'énergie nécessaire aux systèmes de production-consommation, ainsi qu'au système de re-bouclage⁹ des matériaux. Ainsi, l'économie circulaire doit pouvoir être économe en matériaux, car le réservoir est limité et en outre, elle aura besoin de matériaux supplémentaires pour l'énergie qui fera re-circuler les produits et les matériaux. MacArthur (2015b) préconise de privilégier les «boucles les plus petites» (celles utilisant le moins d'énergie). Par exemple, la réparation (la petite boucle) permet de conserver plus d'énergie et de travail (de valeur) contenus dans le produit que le recyclage (la grande boucle).

Avant l'émergence de l'EC comme paradigme économique, l'Europe prônait déjà en 1975 les fameux principes -réduire, réutiliser, recycler- dans sa politique de gestion des déchets (Directive 75/442/EEC). Mais il faut attendre la Directive cadre sur les déchets de 2008 pour qu'ils soient listés selon un ordre de priorité, qui définit la hiérarchie des méthodes de gestion des déchets.

9. Les systèmes de collecte, de recyclage ou de réparation.

Hiérarchie des Méthodes de Gestion des Déchets (HMGD)

1. *Prévention*
2. *Préparation en vue du réemploi*
3. *Recyclage*
4. *Autre valorisation, notamment valorisation énergétique*
5. *Élimination*

Notons que sans établir la HMGD, la Directive de 1994 relative aux déchets d'emballages instituait la prévention comme priorité pour la gestion des déchets. Dans les textes européens, la prévention désigne à la fois, la réduction de la quantité de déchets¹⁰ et la réduction de l'intensité de pollution (la teneur en substances nocives du déchet).

Pour une intensité de pollution et une efficacité énergétique données, l'application de la HMGD permet d'économiser l'énergie, les matériaux, et les dommages associés à l'utilisation de ces matériaux et de cette énergie. Nous la considérons donc comme une politique d'économie des ressources et des dommages environnementaux.

En tant que politique d'économie des dommages, la HMGD fait écho à celle utilisée dans les études d'impact sur la biodiversité. La hiérarchie de la « compensation-mitigation » vise à limiter les dommages des activités économiques sur la biodiversité et les écosystèmes. Elle est traduite par un ordre de priorité : Éviter-Réduire-Compenser (la séquence ERC ; Bigard, 2018; Bigard et al., 2020). La séquence ERC a été introduite dans le droit européen en 1985 pour l'évaluation des incidences sur l'environnement des projets (Directive 85/337/CEE), puis en 2001, comme une nécessité d'application pour les politiques, plans et programmes susceptibles d'avoir des incidences notables sur l'environnement (Directive 2001/42/CE).

Aujourd'hui le concept d'EC et la HMGD semblent très proches. Kirchherr et al. (2017) ont analysé 114 définitions de l'économie circulaire issues de la littérature académique et de rapports (politiques, praticiens). Malgré une prolifération des définitions, ils montrent que l'EC est le plus souvent décrite comme une combinaison d'activités de réduction, de réutilisation et de recyclage des déchets.

Le Parlement européen adopte la définition suivante « L'économie circulaire est un modèle de production et de consommation qui consiste à partager, réutiliser, réparer, rénover et recycler les produits et les matériaux existants le plus longtemps possible afin qu'ils conservent leur valeur. De cette façon, le cycle de vie des produits est étendu afin de réduire l'utilisation de matières premières et la production de déchets». ¹¹ Le Parlement précise que les ressources peuvent être utilisées

10. Ceci inclut l'option de réemploi avant que les produits ne deviennent des déchets. Le point n°2 de la HMGD se réfère à des déchets qui doivent être préalablement préparés (par exemple, nettoyés) en vue d'un réemploi.

11. Article «Économie circulaire: définition, importance et bénéfices», site du Parlement consulté le 18/09/2021.

«encore et encore pour recréer de la valeur». L’EC représente donc une stratégie de productivité des ressources (moins de ressources sont utilisées relativement à la valeur créée). Le *Circular Economy Action Plan* de l’UE vise un modèle de croissance «régénérateur» –reprenant la terminologie de MacArthur– qui permettrait de limiter l’empreinte matérielle de la consommation globale à un niveau¹² toléré par l’environnement ([Communication 2020/18](#)). Le Ministère (français) de la Transition Écologique adopte une définition proche de celle du Parlement européen, et ajoute que l’EC doit permettre de limiter la consommation des ressources.¹³ La loi sur la promotion circulaire de la République populaire de Chine, présente l’EC comme un terme générique pour les activités de réduction, réutilisation et recyclage ([World Bank, 2008](#)).

[Homrich et al. \(2018\)](#) montrent que les définitions utilisées pour l’EC incluent également d’autres concepts tels que, la symbiose (ou l’écologie) industrielle (où les rejets de certaines industries sont les intrants d’autres industries) et le développement de modèles d’affaires soutenables (par exemple, promouvoir un service plutôt que de vendre un produit). C’est par exemple le cas de l’Agence (française) de la Transition Ecologique (ADEME) qui définit plusieurs piliers pour l’EC : extraction durable, écologie industrielle et territoriale, économie de la fonctionnalité, réemploi, réutilisation, recyclage. Ces piliers s’apparentent à la HMGD, c’est-à-dire qu’ils reprennent une stratégie d’économie des ressources et des dommages. Seulement, ils en précisent certaines modalités (par exemple, l’économie de la fonctionnalité et du partage peut être rangée dans la case prévention et réemploi). Notons que l’ADEME s’écarte de la notion de déchet en ajoutant une condition sur l’extraction (qui doit être «durable») des ressources vierges.

Existe-t-il une différence entre l’EC et la HMGD ? D’après les différentes définitions de l’EC, la HMGD semble appartenir à l’EC, excepté que l’EC précise beaucoup moins souvent un ordre de priorité et inclut moins fréquemment la prévention dans ses définitions ([Merli et al., 2018](#) ; surtout chez les praticiens dans [Kirchherr et al., 2017](#)). En outre, la HMGD représente historiquement une politique de gestion des déchets, tandis que l’EC est une ambition de transformation du modèle économique. Néanmoins, la terminologie adoptée par le cadre législatif utilise de plus en plus le concept d’EC lorsqu’elle définit ses politiques de gestion des déchets. Par exemple, la Commission européenne a défini un *Circular Economy Action Plan* et le gouvernement français, une Loi Anti-Gaspillage pour une Économie Circulaire ([CEAP, 2021](#) ; loi [AGEC, 2020](#)).

Malgré un point d’ancrage autour des déchets, les pollutions générées par l’économie ne se limitent pas à celles liées à ce qu’on considère comme déchet. Les acteurs de la société en ont conscience, et cela complique grandement l’exercice d’une défi-

12. Les limites planétaires que nous explicitons dans la section 1.3

13. La définition adoptée est la suivante : «L’économie circulaire consiste à produire des biens et des services de manière durable en limitant la consommation et le gaspillage des ressources et la production des déchets.» Nous interprétons qu’ici, l’économie des ressources ne se fait pas seulement relativement à la valeur créée (productivité des ressources), mais de manière absolue. Source : <https://www.ecologie.gouv.fr/leconomie-circulaire>, consulté le mercredi 4 novembre 2020.

dition d'une économie circulaire qui n'entrerait pas en contradiction avec d'autres objectifs environnementaux (Geissdoerfer et al., 2017). Par exemple, la prolongation de la durée de vie de voitures polluantes par la réparation peut s'opposer à la nécessité d'améliorer la qualité de l'air. Dans la Directive 2008/98/EC, le Parlement spécifie qu'il est nécessaire de réviser la Directive 2006/66/EC relative aux piles et accumulateurs «pour introduire une approche qui tienne compte de tout le cycle de vie des produits et des matières et pas seulement de la phase où ils sont à l'état de déchet». La Directive précise également que certains flux de déchets peuvent s'écarter de la HMGD, si cela se justifie par une réflexion fondée sur une analyse de cycle de vie.

Encadré 3 : Analyse de cycle de vie

L'analyse de cycle de vie est une méthodologie cherchant à quantifier les impacts environnementaux d'un produit (bien ou service) tout au long de son cycle de vie : de l'extraction à la fin de vie.^a

a. L'utilisation de cette méthode est critiquée pour les plastiques, car elle omet l'impact des micro-plastiques sur l'environnement (Farrelly et al., 2020).

Si elle entre en contradiction avec d'autres dimensions environnementales, l'EC ne pourra représenter une stratégie environnementale «complète» et cohérente. L'ambition de l'EC et ses tentatives de définition évoluent en ce sens : l'EC devient plus exhaustive. La Fondation Ellen MacArthur déplace l'objet de son attention plus en amont, sur la conception des produits (Ekins et al., 2019). Pour la Fondation, l'EC doit pouvoir tenir compte de tous les aspects environnementaux et un moyen d'y parvenir sera de repenser la conception des produits et des systèmes de produit. L'ADEME souligne également dans sa définition¹⁴ de l'EC que la conception d'un procédé, bien ou service, doit prendre en compte l'ensemble du cycle de vie en minimisant les impacts environnementaux. La Fondation MacArthur considère que l'EC sera capable d'éliminer les déchets et la pollution, et de combattre le changement climatique et les pertes de biodiversité, tout en permettant une croissance économique et la création d'emplois.¹⁵ Cette vision est reprise par l'Organisation de Coopération et de Développement Économiques (OECD, 2020).¹⁶

Dans le cadre de cette thèse, nous proposons de décrire l'EC avant tout comme une *ambition*, c'est-à-dire que nous la caractérisons comme une intention et non comme une fin ou un moyen. En effet, nous remarquons l'existence d'une multiplicité de ses définitions, d'un débat sur ce qu'elle devrait désigner, contenir, et d'une évolution des semi-consensus qui l'entourent. En particulier, l'EC évolue par rapport à l'objectif idéal qu'elle souhaite atteindre : préserver le capital naturel et les moyens de production (dans une certaine mesure, les deux pouvant s'opposer). Pour cela,

14. Article «Économie Circulaire», site consulté le 18 septembre 2021.

15. Article de la Fondation Ellen MacArthur [What is a circular economy?](#), site consulté le 18 septembre 2021.

16. Un argument avancé en faveur de l'emploi est que les activités liées à la fin de vie (réparation, recyclage) sont plus intensives en main d'œuvre que l'extraction minière (OECD, 2020).

elle est prête à (dés-)intégrer la réduction des déchets¹⁷, à se rapprocher de la conception des produits et de « tous les aspects environnementaux ». L'EC est un mot valise permettant de regrouper les sous-concepts et moyens destinés à des objectifs communs réalistes, prouvés ou utopiques.

L'EC peut en effet représenter une utopie dans certaines de ses représentations. C'est le cas, par exemple, si elle désigne un cercle parfait de la matière, sans pollution ni perte ; impossible physiquement.¹⁸ Par ailleurs, nous considérons que l'EC peut consister en mode de négation de l'économie comme processus mutationnel, car elle impliquerait que l'économie utilisent les mêmes biens et/ou les mêmes matériaux au cours du temps. En outre, elle suppose une dépendance de la production à la consommation, caractérisée par une incertitude dynamique. Elle dépendrait alors d'un flux (la consommation), plutôt que d'un stock de ressources naturelles.¹⁹ Ainsi, nous considérons que l'EC n'est pas un moyen, mais une ambition, car elle n'est pas clairement définie, dans son essence et dans son efficacité. Par exemple, [Geyer et al. \(2016\)](#) signalent qu'actuellement le recyclage, un moyen appartenant à l'EC, ne remplace pas l'extraction, comme cela est pourtant attendu par le concept.

Nous apportons cependant une nuance. L'EC peut être vue comme un *moyen* si l'objectif associé est simplement de limiter le gaspillage et d'augmenter la productivité des ressources ; et non une ambition sociétale de durabilité. [Kirchherr et al. \(2017\)](#) montrent que pour beaucoup d'acteurs, l'EC est une voie vers la prospérité économique. En outre, nous pouvons considérer l'EC comme un moyen conceptuel de repenser les processus de production et de s'interroger sur la fin de vie des produits. Nous notons également que l'EC se rapporte à l'existence de technologies et de modes organisationnels clairement définis. Enfin, la considération de l'EC comme une ambition ne veut pas dire qu'elle est irréalisable, mais qu'elle doit être traitée comme telle, et donc faire l'objet de recherches.

Nous proposons une définition de l'EC. L'économie circulaire est l'ambition d'un nouveau modèle économique qui permettrait de respecter les deux limites considérées comme menaçant l'existence sociétale : la limite sur les ressources et la limite sur la possibilité de polluer. Son objet d'attention porte essentiellement sur la notion de déchet, sur laquelle elle établit une stratégie d'économie des ressources et des dommages, et dont elle attend de réduire les impacts négatifs sur l'environnement au-delà de ceux évités par la génération de déchets. Par exemple, avec le recyclage il est attendu d'économiser les pollutions causées par la mise en décharge des déchets, mais aussi celles causées par l'extraction.²⁰ D'un point de vue économique, l'EC maximise la valeur des matériaux qui sont extraits de l'environnement, c'est-à-dire développe la productivité des ressources. Son souhait d'exhaustivité la pousse de plus en plus à concentrer son attention sur les produits (avant qu'ils ne

17. Une partie de la littérature sur l'EC tend à se détacher de la HMGD et de la réduction (voir [Kirchherr et al., 2017](#)).

18. Pour le sociologue B. [Monsaingeon](#), cette représentation caractérise une forme de déni de la mort et de névrose collective.

19. Ce raisonnement peut être nuancé par le fait que les ressources naturelles peuvent elles aussi être incertaines : variabilité des récoltes, exploration de gisements, etc

20. Ceci repose sur l'hypothèse que les activités recyclage viennent remplacer les activités extractives, ce qui est considéré comme une hypothèse naïve par [Geyer et al. \(2016\)](#).

deviennent déchet), qui doivent faire l'objet d'une conception optimale d'un point de vue environnemental (déterminée par une analyse de cycle de vie).

Dans les parties qui suivent, nous réfléchissons non-exhaustivement à l'existence d'une telle ambition, sur des points qui nous ont semblé fondamentaux concernant la crédibilité de l'EC. Dans un premier temps, nous analysons la littérature thermoéconomique qui réfléchit à la possibilité physique de retenir les matériaux dans la sphère économique. En outre, les concepts utilisés par cette littérature nous permettent de définir un cadre conceptuel pour décrire les enjeux économiques de la fin de vie. Par la suite, nous examinons comment l'EC se positionne par rapport à une circularité définie à un niveau plus large (celle de la nature), et dans quelle mesure elle pourrait répondre aux enjeux environnementaux contemporains.

1.2 La littérature thermoéconomique et le recyclage

Nicholas Georgescu-Roegen (G-R, par la suite) a importé le concept de contraintes thermodynamiques dans les sciences économiques dans les années 70 (Georgescu-Roegen, 1971, 1977, 1978, 1979). Il considère que le processus économique repose sur une transformation physique de l'énergie et de la matière, et s'inspire des enseignements thermodynamiques pour penser l'économie et le recyclage.

Cette littérature «thermo-économique» a ensuite été étayée par Herman Daly (Daly, 1985, 1997) et Robert Ayres (Ayres, 1998, 1999). Plus récemment, Antoine Missemmer (Missemmer, 2013, 2017) et Quentin Couix sont revenus sur les travaux de cette littérature (Couix, 2019, 2020). Le terme *thermo-dynamique* vient de l'observation que le **chaud** *se dirige* toujours vers le **froid** (Missemmer, 2013).

G-R s'intéresse à la seconde loi -la loi de l'entropie- qui fait suite aux travaux de Carnot sur les machines à vapeur (1824). Dans la machine à vapeur, le charbon est transformé en énergie thermique puis en énergie mécanique. Cependant, l'énergie thermique ne peut être entièrement transformée en énergie mécanique, une partie de la chaleur étant dissipée (Couix, 2019). Une partie de cette énergie thermique devient donc indisponible. On dit que la qualité de l'énergie se dégrade, puisqu'elle devient moins accessible. Rudolf Clausius en fera l'énoncé d'une loi en 1850, selon laquelle, la chaleur ne peut passer d'un corps froid à un corps chaud, si rien ne change autour. C'est lui également qui introduit en 1865 la notion d'entropie : une mesure de la quantité de ce changement irréversible. La loi de l'entropie a introduit la notion d'irréversibilité dans le monde de la physique, contrastant avec la physique mécanique Newtonienne, où les équilibres peuvent s'inverser (Missemmer, 2013).

Dans les années 1870, Ludwig Boltzmann réalise que la chaleur est l'agitation microscopique de molécules. Les molécules chaudes, agitées, heurtent les molécules froides, relativement immobiles, qui s'agitent à leur tour. Suite à cette observation, Boltzmann caractérise l'entropie comme une mesure du désordre.

Plus récemment, Claude Shannon (1948) réinterprète l'entropie comme une perte irréversible d'information sur l'état microscopique d'un système. Dans ses transformations, l'information subit l'effet irréversible et croissant de la dégradation, comme

nous avons tous pu expérimenter un jour dans le jeu du bouche à oreille.

Retenons que la *loi* de l'entropie caractérise un phénomène *irréversible* et macroscopique. La notion d'entropie elle, peut être une façon de caractériser métaphoriquement une transformation qui s'accompagne d'une dispersion ou d'une désorganisation. Par exemple, même si la matière (microscopique) n'est pas soumise à la loi de l'entropie, sa disposition macroscopique, son organisation, peut être décrite par un degré d'ordre élevé (entropie basse) ou de désordre (entropie haute). Sauf explicité, dans la thèse, nous utilisons le mot «entropie» pour caractériser un phénomène de dispersion, et non pour désigner la loi.

1.2.1 Question économique : considérations d'ordre

Dans la littérature thermoéconomique, le système économique est appréhendé comme un système thermodynamique ouvert, puisqu'il échange de l'énergie et de la matière avec le système Terre.²¹ Pour G-R, le processus économique transforme de la basse entropie issue de l'environnement (énergie facilement accessible, ex : sous forme solide), et génère en contrepartie de la haute entropie, c'est-à-dire, des matériaux en mélange, fragmentés et dispersés (déchets et émissions) et de la chaleur dissipée (Georgescu-Roegen, 1978).

[...] le processus économique consiste en une transformation continue de faible entropie en haute entropie, c'est-à-dire en déchets irrévocables ou, selon un terme actuel, en pollution. [...] La conclusion est que, du point de vue purement physique, le processus économique est entropique : il ne crée ni ne consomme de matière ou d'énergie, mais ne fait que transformer de la faible entropie en haute entropie.

Georgescu-Roegen (1971), p. 281 (traduit de l'anglais)²²

Ici, nous choisissons de regarder ces considérations de dispersion et d'ordre de façon économique. Celles-ci ont d'importantes implications économiques pour la fin de vie des produits et définissent les possibilités d'organiser la fin de vie : est-il possible de baser l'économie sur de la «haute entropie»? L'ordonnement s'établit relativement à une dimension (par exemple, un ordre par matériau ou par produit).

Dans le cadre du recyclage,²³ la considération d'un ordre par matériau est homogène aux acteurs de la filière de recyclage. La situation «entropique haute» est

21. La Terre est un système (quasi-)fermé, c'est-à-dire, recevant de l'énergie (du soleil) mais n'échangeant pas de matière avec l'Univers. L'Univers est un système isolé, où la quantité d'énergie reste identique (selon la première loi de la thermodynamique), mais se dégrade irréversiblement. Le système économique est donc soumis à ses propres contraintes entropiques, ainsi qu'à celles du système qui le domine, la Terre (Georgescu-Roegen, 1971; Missemmer, 2013; Couix, 2020).

22. Citation originale : «[...] the economic process consists of a continuous transformation of low entropy into high entropy, that is, into irrevocable waste or, with a topical term, into pollution. [...] The conclusion is that, from the purely physical viewpoint, the economic process is entropic : it neither creates nor consumes matter or energy, but only transforms low into high entropy.»

23. Dans le cadre de la réparation, l'ordre s'établit par rapport à la même dimension que l'usage : par rapport au produit.

coûteuse. En particulier, la dispersion des déchets peut rendre les coûts de collecte réhabilitaires, et une perte d'information trop importante sur la composition chimique du déchet peut rendre le recyclage inefficace et trop coûteux. La préoccupation des acteurs de la filière est donc l'ordonnement par matériau (le recyclage) et la minimisation des coûts pour un ordre (une qualité) donné. Pour un coût énergétique et une technologie donnés, les coûts de recyclage sont moindres lorsque l'entropie de la matière à traiter est faible, c'est-à-dire, une dispersion moindre des déchets, un meilleur tri matière, une meilleure information sur la composition des déchets (ou une composition simplifiée des déchets à recycler). Ici, la dispersion est donc à la fois spatiale (activités de collecte et de tri), chimique (étapes de purification) et informative (informations sur la composition des produits détenues par des acteurs fragmentés). Étant donné toutes ces étapes, la filière de recyclage (activités de la collecte au recyclage) peut parfois être difficilement compétitive face aux activités extractives²⁴ ou avoir des difficultés à fonctionner de façon autonome et qualitativement, en particulier sur le moyen-long terme.

Ainsi, pour développer une filière économiquement viable ou faciliter sa pérennisation, l'autorité publique peut être amenée à intervenir pour diminuer l'entropie des déchets générés (par exemple, via des produits conçus en vue d'un recyclage) ou pour modifier l'allocation des coûts du traitement en fin de vie. Pour récupérer de l'information, elle peut se tourner en amont de la chaîne de valeur, vers les producteurs qui prennent les décisions de conception des produits. C'est tout l'objet de la REP que nous étudions dans la section 2. Certains enjeux sur les coûts de collecte sont discutés dans le chapitre III.

1.2.2 Question technique : le recyclage complet, au cours d'une seule période, est impossible

Dans ses travaux, [Georgescu-Roegen \(1971, 1978\)](#) affirme l'existence d'une quatrième loi de la thermodynamique qui serait que la matière se disperse et se dégrade, et devient indisponible de la même manière que la seconde loi l'énonce pour l'énergie. Dans les travaux de G-R, les ressources minérales sont donc irrévocablement épuisables : l'humanité sera incapable de maintenir un stock de matériaux, puisque tous les matériaux se dissipent par la friction ([Georgescu-Roegen, 1977, 1978](#)). [Georgescu-Roegen \(1978\)](#) utilise la métaphore de la voiture : lorsqu'il conduit, chaque conducteur a conscience qu'il dissipe des particules de pneus, et de sa voiture toute entière, bien que la voiture se décompose en une vitesse beaucoup plus lente.

[...] aucune conversion d'énergie n'est possible sans support matériel, la friction dissipe non seulement l'énergie mais aussi la matière. L'usure de la plupart des équipements peut être imperceptible lors d'une expérience isolée, mais ce n'est pas une raison pour l'ignorer. À long terme ou à l'immense échelle du "moteur mondial", la dissipation de la matière atteint des proportions palpables. Tout autour de nous, il y a l'oxydation, l'écaillage, le soufflage, le lessivage, etc. Il n'existe pas de structures matérielles éternelles car la matière, tout comme l'énergie, se dissipe continuellement

24. Cela va dépendre entre autres de l'ordonnement nécessaire de la ressource vierge.

et irrévocablement.

Georgescu-Roegen (1977), p. 268 (traduit de l'anglais)²⁵

Pour G-R, un recyclage complet est donc impossible, puisqu'il impliquerait de rassembler toutes les molécules qui composaient la voiture, peu importe où elles se seraient dispersées. Cependant, la "quatrième loi" de G-R n'a aucun statut en physique, étant donné que l'irréversibilité n'est qu'une notion macroscopique et n'existe pas au niveau microscopique, donc au niveau de la matière élémentaire (Rovelli, 2019). Pour la contester, Robert U. Ayres prend comme contre-exemple les cycles biogéochimiques : le carbone, l'oxygène et l'azote sont recyclés par la biosphère, qui utilise l'énergie solaire (Ayres, 1999). La Terre reçoit une immense²⁶ quantité d'énergie solaire. Ainsi, Ayres (1999) et Korhonen et al. (2018) considèrent qu'en théorie, la société serait capable de tout récupérer (rassembler toutes les particules de la voiture) en utilisant l'énergie du soleil.

D'autre part pour G-R, le recyclage signifierait toujours une augmentation nette d'entropie : l'entropie créée par la consommation énergétique et la génération de déchets et d'émissions via l'activité de recyclage, sera supérieure à la baisse de l'entropie provoquée par le rassemblement de toutes les particules de la voiture pour le recyclage et la fabrication de matériaux disponibles.²⁷ Dans un deuxième temps, G-R énonce le problème de la régression infinie : les matériaux sont recyclés avec des usines de recyclage (des matériaux et de l'énergie) ; qui devront elles-mêmes être recyclées avec des usines de recyclage, et ainsi de suite. Nous aurions donc besoin d'usines à recycler les usines à recycler les usines de recyclages, etc. Cette régression sans fin présenterait des coûts économiques infinis (Missemer, 2013). Cependant, il nous semble qu'à partir de deux usines de recyclage, chaque usine peut être recyclée par l'autre. La seule condition pour cela est qu'elles ne deviennent pas obsolètes en même temps.

L'affirmation selon laquelle les matériaux ne peuvent être recyclés avec une efficacité à 100% au cours d'une période parce qu'il y a des pertes de matière est communément admise (Ayres, 1999). Dans le modèle d'Ayres (1999), chaque procédé de recyclage et de consommation génère des déchets de haute entropie, qui s'accumulent dans un réservoir inactif. Ayres démontre que même si seulement une fraction (<100%) des déchets peut être recyclée à chaque période, un processus stationnaire peut se perpétuer indéfiniment, c'est-à-dire que l'économie peut fonctionner avec une même quantité de matériaux (non renouvelables). Les conditions à satisfaire sont qu'il y ait une source extérieure d'énergie disponible et un réservoir de

25. Citation originale : «no conversion of energy is achieved without material support, friction dissipates not only energy but also matter. The wear-and-tear of most apparatuses during a single experiment may be imperceptible, but that is no reason to ignore it. In the long run or at the immense scale of the "world engine," the dissipation of matter reaches palpable proportions. All around us there is oxidation, chipping, blowing, and washing away, etc. There are no everlasting material structures because matter just as energy continuously and irrevocably dissipates.»

26. Considérée comme infinie (Ayres, 1999; Korhonen et al., 2018).

27. On peut voir le recyclage comme le processus de baisse de l'entropie des matériaux, une re-concentration des éléments de matière.

matière inactif (constitué des déchets et des particules rejetées) dans laquelle l'économie pourra puiser, c'est-à-dire que toute la matière n'est pas utilisée en même temps.

La taille de ce réservoir inactif, comparée à celle du réservoir actif (les ressources utilisées dans l'économie), diminuera avec l'efficacité du recyclage et l'intensité de l'utilisation des déchets («minage des déchets»). Il augmentera avec le taux de dépréciation du réservoir actif (pertes dissipatives, usures). Ce lieu de stockage pourrait être la biosphère, l'océan, ou plus largement, n'importe quel réservoir (Ayres, 1999). Cependant, si la dispersion ou la fragmentation des déchets est importante, nous pouvons assimiler cette récupération à une forme d'extraction, dans le sens où elle impactera significativement la biosphère. Notons que le modèle d'Ayres ne considère qu'un seul élément matériel.

Ayres (1999) admet qu'une des limites préoccupantes de son raisonnement, est qu'entre temps, le réservoir de déchets pourrait endommager la biosphère et nuire à ses capacités de cyclage des éléments. Il est également d'accord avec G-R pour dire que la dispersion physique des particules de matière constitue une réelle contrainte pour le processus économique (Ayres, 1999) (coûts de collecte, de re-concentration, coûts de rénovation des bâtiments). L'auteur conclut tout de même que son modèle permet de contredire l'affirmation de G-R selon laquelle l'économie finira par se trouver à court de ressources non renouvelables. L'enjeu économique, ici, est donc la taille du réservoir actif, celui qui appartient à l'économie.²⁸ Pour le maintenir, Ayres suggère de limiter au maximum les usages «dispersifs» (par exemple, les confettis).

Enfin, ces considérations sont théoriques, et non actuelles. Bien que la biosphère présente des processus de recyclage complet, et des réservoirs inactifs de matière (par exemple, la lithosphère pour le carbone), la possibilité technique de recréer un recyclage anthropique (par la société) complet avec nos moyens et connaissances actuels n'est pas établie. Ainsi, il n'est jamais possible de recycler 100% des déchets au cours d'une période, et actuellement irréalisable de compenser l'ensemble des pertes de matière avec un «minage» des déchets dispersés et fragmentés dans la nature.

Outre la perte d'efficacité, il nous faut considérer les consommations totales de matière (vierge et recyclée). Par exemple, François Grosse, considère un taux d'efficacité du recyclage nettement supérieur à 60 % et estime que pour retarder l'épuisement d'un stock de ressource fini d'au moins cent ans, il faudrait que la croissance des consommations matérielles (vierges et recyclées) soit inférieure à 1 % par an (Grosse, 2014). En parallèle, il faut que la matière qui s'ajoute au stock de l'économie (infrastructures, biens durables) représente moins de 20 % du flux matériel utilisé. Cette dernière condition signifie que l'économie doit rejeter sous la forme de déchets recyclables au moins 80 % des quantités de chacun des matériaux qu'elle consomme, pour pouvoir alimenter le processus de production. La vision de Grosse (2014) correspond à une économie produisant de nouveaux biens,

28. Les matériaux peuvent être considérés comme étant dans l'économie à partir du moment où ils peuvent faire l'objet d'un usage ou d'un échange (monétaire ou troc).

tandis qu'une économie de réparation, basée sur les services, pourrait fonctionner principalement sur l'entretien du stock, i.e., en utilisant principalement des anciens biens et technologies (voir par exemple, [Zhou et Smulders, 2021](#)).

1.3 Le cyclage écologique et les enjeux environnementaux

L'EC est un concept inspiré de la nature. Elle définit une économie qui serait circulaire, sans que son articulation avec la circularité existante dans la nature soit évidente. Nous essayons de clarifier cela dans la présente section.

1.3.1 Nature des matériaux et cycles biogéochimiques

Au niveau atomique, les ressources que nous utilisons sont composées d'éléments chimiques.²⁹ Par exemple, le bois se compose principalement d'atomes de carbone (C) et d'oxygène (O), mais aussi d'hydrogène (H) et d'azote (N). Sur Terre, ces éléments sont présents sous leurs différents états : gazeux, liquide ou solide et s'inscrivent dans des cycles biogéochimiques. Un cycle biogéochimique est un mouvement et processus de transformation cyclique d'un élément chimique entre différents réservoirs. Par exemple, le carbone circule activement entre la biosphère, l'hydrosphère et l'atmosphère. Les principales transformations biogéochimiques sont celles du carbone, de l'azote, du soufre, du phosphore et des métaux ([Butcher et al., 1992](#)). Au centre des principaux cycles biogéochimiques, se retrouve le cycle de la matière organique. Les organismes photosynthétiques (plantes vertes) sont notamment impliqués dans le cycle du carbone, du soufre, de l'oxygène, de l'azote et du phosphore ([Butcher et al., 1992](#)).

Tous les matériaux communément utilisés dans notre système économique peuvent se décomposer et réintégrer un cycle biogéochimique, selon deux modalités : la nature de leur transformation chimique et la temporalité de ces transformations.

Les matériaux organiques, comme le cuir, le papier, le bois, sont digérés par les micro-organismes du sol. Ils se transforment en quelques saisons en gaz carbonique et en eau puis réintègrent le cycle du carbone par le biais de la photosynthèse végétale. Le verre, la pierre et les métaux, finissent par se solubiliser en éléments essentiels (calcium, fer, silice, sodium) sous l'effet de l'eau, du vent et du soleil. Ils sont des minéraux familiers pour les écosystèmes et reminéralisent la terre et l'eau ([Gontard, 2020](#)). Ils sont cependant lents à disparaître car ils résistent aux attaques biotiques (les attaques des micro-organismes).

En revanche, les plastiques, tels qu'on les fabrique aujourd'hui, se comportent différemment de la matière organique dans le sens où ils sont insensibles aux attaques biotiques ([Gontard, 2020](#)). Les plastiques, sous les effets des attaques abiotiques (eau, vent, soleil) vont se fragmenter en particules microscopiques puis nanoscopiques. Ils mettent un temps infiniment long pour se transformer en molécules

29. On dénombre sur Terre 94 éléments chimiques, sur les 118 qui sont répertoriés dans l'Univers et classifiés dans la table de Mendeleïev.

de carbone et d'hydrogène, c'est-à-dire, un temps infiniment long pour réintégrer le cycle du carbone. Pendant ce temps, les particules de plastique vont perturber les écosystèmes, avec une ampleur qu'il reste à déterminer. Selon [Gontard \(2020\)](#), il n'existe pas de mécanisme biologique capable d'assimiler les nanoparticules de plastiques, qui s'accumulent sur notre planète, dont dans des organismes vivants.

Ainsi, pour s'inscrire dans un cycle naturel, l'économie doit considérer la nature des matériaux utilisés.³⁰

1.3.2 Analyses de flux de matière et cyclage écologique

Les analyses de flux de matière se développent dans la littérature scientifique sur l'EC. Ces analyses tiennent compte de tous les rejets de l'économie, quelle que soit leur forme matérielle ([Barles, 2014](#); [Haas et al., 2020](#); [Gao et al., 2020](#)). Ils permettent d'appréhender la notion de circularité dans un cadre plus large.

La Figure 1 montre la circulation de la matière dans l'économie mondiale et avec l'environnement extérieur, en 1900 et en 2015. Les schémas sont tirés de l'étude de [Haas et al. \(2020\)](#). Les ressources sont extraites de l'environnement, sous leur forme solide, puis utilisées comme matériaux ou comme énergie. Cette Figure montre que la matière qui n'est pas ajoutée au stock est rejetée sous forme diffuse (émissions, liquides, déchets).³¹ Sur la Figure 1, nous pouvons observer que l'utilisation des ressources a considérablement augmenté entre ces deux dates. Par ailleurs, la part des métaux et minéraux est devenue majoritaire dans l'utilisation totale des ressources, alors qu'elle était moindre en 1900.

Le taux de recyclage total (industriel et écologique), a baissé de 43% à 27%, principalement dû à la baisse du cyclage écologique, et ce, malgré une augmentation du recyclage industriel. [Haas et al. \(2020\)](#) définissent le taux de cyclage écologique comme le flux de biomasse renouvelable utilisé et les flux sortants qui en résultent dans l'environnement et qui réintègrent les cycles biogéochimiques mondiaux. Au cours du siècle dernier, les sociétés humaines ont plutôt eu tendance à se désinscrire des cycles écologiques. Notamment, l'utilisation massive d'énergie et matériaux issus de carbone fossilisé a perturbé le cycle du carbone, et induit, un dérèglement climatique. L'utilisation considérable d'engrais chimiques a perturbé le cycle de l'azote et du phosphore.

30. Notons que les matériaux dégradables, comme le papier, doivent aussi être conçus de manière à pouvoir se dégrader sans trop polluer.

31. L'énergie n'est pas représentée autrement que par son lien avec la matière (biomasse et matériaux fossiles), mais finit en chaleur dissipée.

FIGURE 1 – Évolution des flux socioéconomiques des matériaux dans l'économie mondiale entre 1900 et 2015.

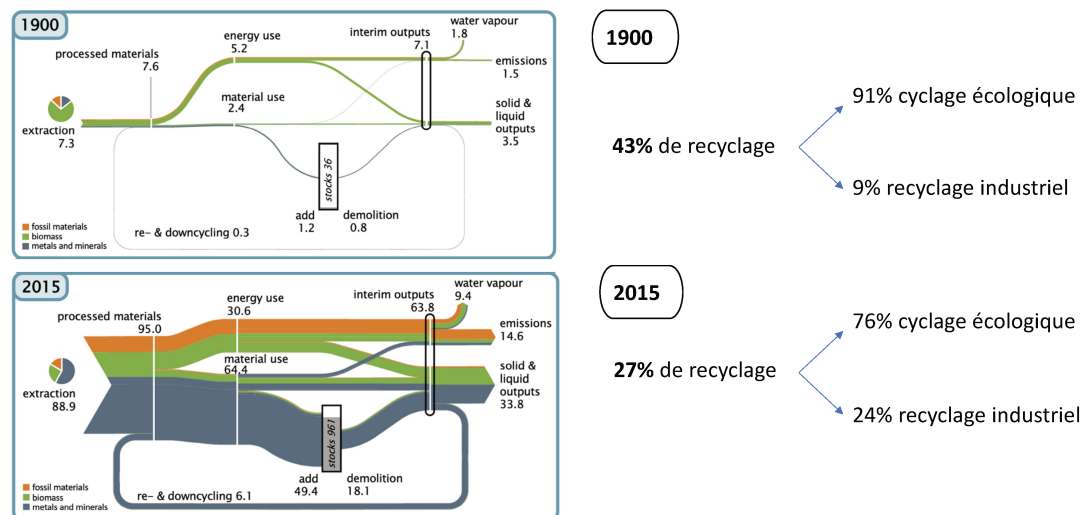


Figure tirée de (Haas et al., 2020). Les flux sont exprimés en giga tonne/année.

S'inscrire dans un cycle revient à considérer la nature des matériaux utilisés, mais surtout à respecter une limite sur les prélèvements et les rejets. Par exemple, le dioxyde de carbone émis par nos économies peut être considéré comme un déchet biodégradable, car il est absorbé par les plantes lors la photosynthèse. Ici, le problème provient de la surcharge, qui compromet aujourd'hui la capacité de la biosphère à réguler le climat (Dasgupta, 2021). Au niveau des prélèvements, une échelle durable de production de biomasse doit être une condition préalable aux stratégies d'économie circulaire bio-sourcée (Haas et al., 2020).

Ces limites sont définies par les «limites planétaires».

1.3.3 Limites planétaires

Les impacts environnementaux sont très complexes et observables à différentes échelles : de l'éco-système local, à l'équilibre biogéochimique global. Le respect de limites planétaires, telles que définies par Rockström et al. (2009) pour l'échelle globale, est aujourd'hui largement accepté comme la marche à suivre pour un développement durable des sociétés humaines (Leach et al., 2013; Steffen et al., 2015; Korhonen et al., 2018; O'Neill et al., 2018; Dasgupta, 2021). Les seuils et métriques utilisés ont par la suite été discutés par la littérature (Mace et al., 2014; Dasgupta, 2021).³²

32. Par exemple, Mace et al. (2014) critiquent l'utilisation du taux d'extinction, qui est la plupart du temps estimé pour les espèces vertébrées. Néanmoins, l'existence de limites planétaires reste

Rockström et al. (2009) ont identifié neuf limites planétaires caractérisant un espace de vie acceptable pour l'humanité. Ces limites et valeurs associées correspondent aux limites maximales d'absorption des systèmes naturels et sont associées aux sous-systèmes biophysiques terrestres, notamment, les cycles biogéochimiques définis précédemment : le cycle du carbone, de l'azote et du phosphore, mais aussi le maintien de la biodiversité (l'indicateur d'alerte est le taux d'extinction des espèces), l'acidification océanique, l'utilisation d'eau douce, le changement dans l'utilisation des sols, les aérosols et la pollution chimique. Ces sous-systèmes sont liés les uns aux autres, directement ou indirectement.³³ Étant donné cette interdépendance forte, une fois qu'une limite est dépassée, les autres sont également à risque. Au moment de l'étude, trois de ces limites étaient déjà dépassées : la concentration atmosphérique de carbone était au dessus de 350 parties par million³⁴, le taux d'extinction était dix fois supérieur au maximum préconisé, et l'azote extrait de l'atmosphère 3,5 fois supérieur au seuil défini. Deux limites doivent encore être identifiées : la pollution chimique et les aérosols.

Les enjeux économiques, pour rester sous ces limites, sont considérables. O'Neill et al. (2018) estiment que des besoins de base, tels que l'alimentation, l'hygiène, l'accès à l'électricité et l'élimination de la pauvreté extrême pourraient être atteints pour 7 milliards d'individus en respectant les limites planétaires. Cependant, ils trouvent qu'un niveau élevé de satisfaction de vie requerrait une utilisation des ressources 2 à 6 fois au dessus du niveau soutenable. Ce résultat est basé sur les corrélations actuelles entre niveau de satisfaction et consommation matérielle.

Il est donc impératif de limiter l'échelle physique de l'économie, mesurée par son empreinte matérielle et énergétique, et de considérer l'intensité de pollution des matériaux, afin de respecter les limites planétaires (qui reprennent les cycles écologiques)(Korhonen et al., 2018).

1.4 Révision du concept d'économie circulaire

Dans la littérature thermoéconomique, l'économie est un sous-système terrestre. Ainsi, la circularité ne peut être restreinte au système économique. Il n'existe pas de système économique complètement perméable à l'environnement naturel dans lequel nous pourrions utiliser les matériaux sans impacter la biosphère. Cette réalité s'illustre de manière frappante par l'exemple des plastiques, qui se fragmentent et fuient inexorablement dans l'environnement naturel, même pour des biens considérés comme durables, comme par exemple une chaise de jardin : «Dans tous les cas, le plastique de la chaise continuera inexorablement à se transformer en une multitude de morceaux de plus en plus petits, nombreux et incontrôlables» (Gontard, 2020 ; p. 112)

largement acceptée.

33. Par exemple, un cycle du carbone saturé, provoque un réchauffement climatique et une acidification des océans. L'usage des sols affecte le climat, mais aussi les cycles de l'azote et du phosphore, via les pratiques agricoles, et les habitats des animaux sauvages et de la végétation.

34. La partie par million est la fraction valant 10^{-6} , soit, un millionième. Cette mesure est utilisée pour exprimer une fraction massique.

Pour cette raison, le système économique doit être appréhendé dans un cadre plus grand, comme système ouvert, c'est-à-dire prenant en compte les cycles naturels et les contraintes des systèmes naturels. Les matériaux créés et utilisés dans notre système économique devraient pouvoir réintégrer un cycle biogéochimique, avec un niveau de pollution raisonnable, c'est-à-dire ne compromettant pas la survie des écosystèmes et les limites planétaires telles que définies par la littérature scientifique suivant les travaux de [Rockström et al. \(2009\)](#). Ce niveau de pollution dépendra de la quantité de matériaux utilisée et de son intensité de pollution.

[Korhonen et al. \(2018\)](#) proposent une définition de l'économie circulaire pouvant faire l'objet d'un développement durable : ³⁵

L'économie circulaire est une économie construite à partir de systèmes sociétaux de production-consommation qui maximise le service produit à partir du flux linéaire de matières et d'énergie nature-société-nature. Pour ce faire, elle utilise des flux de matériaux cycliques, des sources d'énergie renouvelables et des flux d'énergie en cascade. [...] L'économie circulaire limite la cadence des flux à un niveau que la nature tolère et utilise les cycles des écosystèmes dans les cycles économiques en respectant leurs taux de reproduction naturels.

[Korhonen et al. \(2018\)](#), p. 39 (traduit de l'anglais)

Leur définition considère un flux linéaire de matières et d'énergie nature-société-nature, et comprend les flux énergétiques, étant donné leur lien étroit avec la matière. ³⁶ L'énergie ne peut être recyclée mais peut faire l'objet d'une utilisation « en cascade ». [Zotti and Bigano \(2019\)](#) insiste également sur le fait qu'une économie circulaire -au sens d'un ensemble de circuits de matière et d'énergie fermés- n'existe pas, et n'est pas compatible avec les principes thermodynamiques. Au contraire, il nous faut considérer une circularité ouverte (et partiellement fermée) des flux, permettant de garder la matière et l'énergie dans l'économie plus longtemps, ne retardant que leur retour dans l'environnement.

Les premières définitions de l'EC que nous avons explorées ne prennent pas en compte explicitement et concrètement les rejets économiques non-solides et l'intégration dans les cycles écologiques. Cependant les acteurs ont récemment souligné plusieurs fois l'importance de prendre en compte « tout le cycle de vie » des produits, c'est-à-dire toutes les considérations environnementales. Les analyses de cycle de vie, préconisées par le Conseil de l'UE, comptabilisent les flux physiques de matière et d'énergie tout au long de la vie des produits.

En ce qui concerne la notion de limite, la HMGD, qui peut être appliquée dans le cadre de l'EC, donne la priorité à un ordre de traitement qui est cohérent avec

³⁵. Les auteurs identifient six enjeux à clarifier par la littérature : les limites thermodynamiques, les limites du système, l'effet rebond (paradoxe de Jevon), les effets de verrouillage et de dépendance de trajectoire, les limites dans la gouvernance et le management, et la définition sociale et culturelle du déchet. Nous référons le lecteur à l'article de [Korhonen et al. \(2018\)](#) pour plus d'informations sur le sujet.

³⁶. Certains éléments matériels peuvent être convertis en énergie thermique, par exemple, par la combustion ; d'autres peuvent être utilisés pour capter, convertir, stocker et diffuser cette chaleur.

une stratégie d'économie des ressources (matérielles et énergétiques) et des dommages (pour une intensité de pollution donnée), pour tenter de rester sous les limites planétaires. Le fait de prioriser la «prévention» est également cohérent avec le fait qu'une efficacité à 100% du recyclage est impossible. En ce qui concerne la conception des produits, Farrelly et al. (2020) proposent l'utilisation d'une ACV guidée par la HMGD.

Cependant, la simple application de la hiérarchie ne garantit pas de rester sous les limites planétaires, étant donné que la hiérarchie ne dit rien sur les quantités absolues de ressources utilisées. Le premier pilier, la «prévention», demande simplement de réduire le caractère quantitatif et nocif des déchets. Il n'est pas défini par rapport à la survie des écosystèmes.

Notons enfin que le terme d'«élimination», le dernier pilier de la hiérarchie, est inapproprié car il n'est pas compatible avec le principe de conservation de la matière (rien ne disparaît).³⁷ Les déchets enfouis dans les décharges ne disparaissent pas.³⁸ Un terme plus approprié serait la «mise en décharge», le «stockage» ou l'«enfouissement».

Dans la suite du document, nous présentons les politiques publiques étudiées dans le cadre de cette thèse. Nous commençons par décrire le cadre théorique adopté.

37. Je suis reconnaissante envers Nathalie Gontard pour cette remarque.

38. En particulier, les plastiques se transforment, en une pollution infiniment petite qui perdure pendant plusieurs siècles (Gontard, 2020).

2 La mise en place d'une économie circulaire avec des politiques publiques

2.1 Cadrage théorique

2.1.1 Externalités

Dans *The Economics of Welfare*, Arthur B. Cecil Pigou définit les conditions dans lesquelles l'État doit intervenir sur les marchés. Il faut, selon lui, démontrer l'existence de « défaillances de marché ». C'est le cas, par exemple, lorsqu'il y a des externalités (Pigou, 1920). Une externalité est un effet (généralement négatif) sur le bien-être, dû à une action d'un agent économique qui n'est pas évaluée par le marché (n'a pas de prix) (Bertrand et Destais, 2002). Par exemple, un agent qui déverse ses déchets dans la forêt impacte négativement le bien-être de tous ceux qui s'y promènent, sans qu'il en paye les conséquences.

En cas d'externalité, Pigou considère que seul l'État a la capacité de restaurer une situation économique optimale. L'un des outils qu'il privilégie est la taxation. Lorsque l'agent polluant supporte les coûts de son action via la taxe, on dit qu'il internalise cette externalité et on attend de lui qu'il modifie son action en conséquence (qu'il diminue son activité polluante).

Le concept des externalités souffre d'une critique majeure, qui tient à la possibilité pour l'État d'être en possession de toutes les informations nécessaires pour mesurer les externalités et leur donner une valeur économique (Romani et al., 1992; Micheaux, 2017). Glachant and Touboul (2019) calculent les externalités environnementales pour cinq matériaux d'emballage (acier, aluminium, papier-carton, plastiques, verre), en utilisant des emballages de référence pour chaque matériau et la contribution à l'effet de serre, l'eutrophisation de l'eau et l'acidification de l'air. Pour les plastiques, ils ajoutent le coût environnemental du plastique en mer, défini à 16€/t et représentant l'impact économique sur le tourisme, la pêche et le commerce maritime. Ils trouvent un coût de 461€/t pour l'acier, 705€/t pour l'aluminium, 117€/t pour le papier-carton, 241€/t pour le plastique et 42€/t pour le verre. Le coût environnemental du plastique est sans doute largement sous-estimé ici. Beaumont et al. (2019) estiment que chaque tonne de plastique dans l'océan a un coût annuel en termes de réduction du capital naturel marin compris entre 3300 et 33 000 dollars.

En outre, Ayres et Kneese (1969) critiquent le fait que les externalités sont vues dans la littérature comme des cas exceptionnels. Ils argumentent que les externalités sont une conséquence inévitable des flux physiques au regard du principe de conservation de la matière. En particulier, tous les rejets (émissions, déchets, etc.) résultant du processus de consommation et de production produisent des externalités. La difficulté est donc d'identifier et de mesurer ces externalités, et de choisir celles qui doivent être corrigées et avec quel instrument.

Ayres et Kneese (1969) évoquent déjà le risque de changement climatique, sous le prisme des externalités : « Ainsi, la poursuite de la combustion de combustibles

fossiles à un taux élevé pourrait produire des externalités affectant le monde entier» (p. 286). Aujourd'hui, parler d'un bouleversement planétaire en termes d'externalités est étonnant, parce qu'on évoque un phénomène qui est à la fois complexe et en constante mutation. Or, la notion d'externalité semble uniquement définie à un instant t , avant le caractère irréversible du phénomène.³⁹ Par exemple, nous pouvons définir l'externalité d'une pollution sur un écosystème. Cependant, une fois que cet écosystème sera mort, l'externalité ne sera plus définie. Pour le changement climatique, il faudrait donc constamment redéfinir les externalités.

2.1.2 Allocation

Il est également attendu de la politique publique qu'elle corrige une allocation (considérée comme) sous-optimale des ressources d'une période donnée (entre individus et collectivement), ou dans le temps (d'un individu ou entre générations) (Bozio et Grenet, 2010).

Au cours d'une période donnée, l'autorité publique peut viser à une utilisation maximale des ressources potentiellement disponibles pour la société, par exemple, par la réutilisation des déchets ; tout en prenant en compte sa vision de long terme. À long terme, si l'objectif d'une société est de perdurer, alors l'intervention publique peut être justifiée pour réduire les inégalités entre les générations et corriger l'incohérence temporelle liée à des actions qui conduiraient à une pollution et des pertes irréversibles pour la société, menaçant sa stabilité et son existence. Dans la discipline économique, nous considérons que la société ne présente pas d'objectif à long terme *per se*, mais des préférences temporelles, mesurées par un taux de préférence pour le présent (elle accorde une importance plus ou moins importante au futur). Si la société présente un fort taux de préférence pour le présent, alors l'optimum social peut correspondre à une surexploitation des ressources.⁴⁰

2.1.3 Cadre adopté dans la thèse

Dans les modèles théoriques de cette thèse, nous avons adopté un cadre d'analyse statique, qui nous permet de considérer les externalités comme théoriquement définies (chapitre I). Nous n'évaluons pas la durabilité de la société sur le long terme. Cependant, nous supposons que la mise en place de la tarification des externalités à un instant t («à temps») empêche le transfert temporel des dommages, selon les préférences de la société. En outre, nous estimons que si les politiques étudiées respectent la HMGD, elles contribuent à la pérennisation de l'approvisionnement en matériaux et à la préservation de l'environnement. Nous regardons le respect de la HMGD comme une condition nécessaire en ce sens, mais non suffisante.

39. En effet, l'externalité de «ne plus avoir», par exemple, de ressource ou d'air respirable, ne semble pas définie. Si une chose n'est plus et ne peut plus être, elle n'entre plus dans le champs des possibles, c'est-à-dire l'espace de définition du bien-être d'un individu ou d'une société.

40. Dans le cas du changement climatique, Pindyck (2013) critique le fait que les taux d'escompte utilisés dans les modèles soient arbitraires et qu'ils contribuent à une sous-évaluation des coûts sociaux.

Dans la suite du document, nous présentons les différents instruments d'EC qui sont étudiés dans les articles de thèse.

2.2 Politiques publiques et instruments étudiés dans les articles de thèse

2.2.1 Obligations de recyclage

Les obligations de recyclage sont définies par des taux de recyclage, un instrument réglementaire qui porte sur un facteur d'intensité et se rapporte à la génération de déchets d'un matériau donné, sur un territoire défini (généralement, un pays) et une période donnée (généralement, une année). Ce taux est donc associé à un flux : la génération de déchets d'un pays sur une année. Cependant, le taux de recyclage ne réglemente pas le dénominateur (la génération de déchets) mais uniquement la part de ce flux devant être recyclé. L'unité de mesure est généralement le poids.

$$\text{taux de recyclage}_t = \frac{\text{déchets générés sur le sol national ayant été recyclés}_t}{\text{déchets générés sur le sol national}_t}$$

avec t , une année donnée.

Dans la législation européenne, cette obligation est faite aux États membres et est définie pour une filière de produits⁴¹ (ex : les emballages ou les DEEE) ou pour une catégorie de déchet (ex : déchets municipaux). Par exemple, la Commission européenne exige que les déchets d'emballages soient recyclés à 70% en poids d'ici 2030.⁴² Cet objectif est ensuite décliné par matériau d'emballage : par exemple, 55 % pour le plastique, 85% pour le papier et le carton, 80 % pour les métaux ferreux, 75 % pour le verre ([Directive 2018/852](#)) ; ce qui est cohérent avec l'opération de recyclage qui par définition est spécifique à un matériau. Pour les DEEE, la [Directive 2012/19/EU](#) fixe un taux de collecte pour tous les produits électriques et électroniques. Cependant, les objectifs de valorisation (dont recyclage) sont déterminés pour une sous-catégorie des DEEE. Par exemple, le taux de recyclage⁴³ pour la première catégorie de produits «Gros appareils ménagers» est fixé à 80%.

Cette définition des objectifs par filière de produits présente l'inconvénient de faire disparaître des statistiques les déchets recyclés qui rejoignent ensuite une autre filière de produits. Par exemple, nous pourrions imaginer avoir chaque année (quasi-ment) 100% d'emballages plastiques recyclés, mais qui seraient ensuite utilisés par la filière textile (sans obligation de recyclage, ni statistiques officielles au niveau européen) pour des produits non recyclables. Ce phénomène de «décyclage», où le matériau perd sa recyclabilité, ne déplace le problème de stockage des déchets que

41. Ces filières ont été ciblées spécifiquement en raison de leur dangerosité ou de leur potentiel de valorisation ([Micheaux, 2017](#)).

42. [Directive 2018/852](#), modifiant la [Directive 1994/62/EC](#).

43. Le taux de recyclage est confondu avec l'objectif de réemploi.

d'un seul cycle de recyclage. Ce décyclage est pénalisant pour l'approvisionnement en matériaux à long terme. Cependant, recycler en boucle fermée (dans une même catégorie de produits) n'est pas nécessairement plus bénéfique qu'un recyclage en boucle ouverte d'un point de vue environnemental (Geyer et al., 2016; Lonca et al., 2020). L'UE devrait établir plus clairement une politique de recyclage sur les flux de matériaux (considérer un ordre par matériau) qui peut venir s'ajouter aux considérations par produit, notamment, afin d'améliorer la traçabilité des flux.

Il existe des objectifs européens harmonisés⁴⁴ de recyclage et de collecte mais les États membres sont libres d'introduire des objectifs nationaux plus élevés. Par exemple, la loi française «anti-gaspillage pour une économie circulaire» demande de tendre vers l'objectif de 100 % de plastique recyclé d'ici le 1er janvier 2025 (tous les plastiques, et non seulement les emballages; loi AGECE (2020), Art. 5). Les États membres sont priés de transcrire et d'appliquer le droit de l'UE dans leur réglementation nationale. Sinon, l'UE peut engager une procédure d'infraction⁴⁵ et saisir la Cour de Justice européenne. Les objectifs de la Directive 2008/98/EC doivent être atteints cette année⁴⁶, cependant en 2018, il était estimé que près de la moitié des pays allait manquer l'objectif de 2020 (Hogg et al., 2018). À notre connaissance, il n'existe pas de cas de sanction pour non atteinte des objectifs recyclage.

En outre, il y a eu des différences méthodologiques de calcul de ces taux entre les différents pays de l'UE (Pires et Martinho, 2019), si bien qu'il aurait été mal accepté de sanctionner un pays plutôt qu'un autre. Par exemple, certains pays considéraient comme recyclé le poids total des déchets entrant dans le circuit de recyclage, comprenant le poids de la nourriture et des liquides restant dans les emballages (Lahme et al., 2019). La décision 2019/1004 de la Commission européenne exige désormais de retirer les pertes de matière de la mesure des quantités recyclées. Avec cette nouvelle méthodologie, certains taux de recyclage pourraient baisser de manière significative (par exemple, l'Allemagne, l'Espagne, la Suède et le Royaume-Uni pour les briques de boisson; Lahme et al., 2019).

Dans le chapitre III, nous prenons en compte le fait que les taux de recyclage, tels que définis par l'UE pour les emballages, ne règlemente pas la localisation de l'activité de recyclage,⁴⁷ et étudions comment il peut interagir avec un marché international des déchets. Nous étudions également les taux d'incorporation, nouvellement introduits à travers la Directive sur les Plastiques à Usage Unique (2019). Les taux d'incorporation requièrent l'intégration de 25% de plastique recyclé dans les bouteilles de boissons en PET à partir de 2025, et 30% dans toutes les bou-

44. L'UE fait quelques exceptions. Par exemple, la Grèce, l'Irlande et le Portugal peuvent reporter les objectifs de valorisation des emballages ou réaliser des objectifs inférieurs, du fait que ces territoires comprennent un grand nombre d'îles, des zones rurales et montagneuses, et un faible niveau de consommation d'emballages (Directive 1994/62/EC, Art 6.)

45. La procédure a lieu en plusieurs étapes : mise en demeure, demande formelle, Cour de Justice. Cette procédure est détaillée au lien suivant : https://ec.europa.eu/info/law/law-making-process/applying-eu-law/infringement-procedure_fr

46. Les objectifs de la Directive de 2008 sont donnés pour l'année 2020. Cependant les données relatives à l'atteinte des objectifs de recyclage sortent généralement avec un an de retard.

47. Décision 2005/270/CE.

teilles de boissons en plastique à partir de 2030. Avec les taux d'incorporation, la responsabilité est directement attribuée aux producteurs avec une sanction établie : le produit doit correspondre au critère d'incorporation ou ne sera pas commercialisé. La mise en place de cette obligation peut néanmoins engendrer des coûts de contrôle importants.

Les obligations de recyclage sont des obligations diffuses, c'est-à-dire qu'elles ne désignent pas précisément un acteur économique responsable de mettre en place cette obligation. Elles sont faites à un pays tout entier par la réglementation européenne. La Responsabilité Élargie des Producteurs, que nous présentons dans la section qui suit, peut venir modifier cela, et rendre les producteurs, ou une organisation collective les représentant, responsables de l'atteinte de l'objectif de la filière.

2.2.2 La Responsabilité Élargie des Producteurs (REP)

a) Définir la REP

La [Directive 75/442/EEC](#) énonce dès 1975 qu'en vertu du principe du «pollueur-payeur», le coût de l'«élimination» des déchets pourrait être attribué au producteur du produit dont les déchets sont issus (Art. 11). Le principe de Responsabilité Élargie des Producteurs fut ensuite introduit par Thomas Lindhqvist en 1990, à la demande du Ministère de l'environnement suédois. Il le (re)définit dans sa thèse de doctorat comme «un principe politique visant à promouvoir l'amélioration environnementale du cycle de vie des systèmes de produits en étendant la responsabilité du fabricant à l'ensemble du cycle de vie du produit, et en particulier à la reprise, au recyclage et à l'élimination finale du produit»⁴⁸ ([Lindhqvist, 2000](#) ; p. 5). L'ambition initiale de la REP, telle que décrite par son auteur, semble donc se confondre avec la nouvelle vision de l'EC, promouvant une éco-conception des produits tenant compte de l'ensemble du cycle de vie.

Dans la définition de Lindhqvist, en ce qui concerne l'extension de la responsabilité des fabricants, seule la référence à la fin de vie est concrète et explicite. Cependant dans ses travaux, [Lindhqvist \(2000\)](#) suggère plusieurs formes de responsabilité concrètes, comme par exemple, une responsabilité informative vis-à-vis des consommateurs sur l'impact environnemental de leurs produits.

L'OCDE a par la suite beaucoup travaillé sur la REP, étant donné son adoption dans la plupart des pays membres de l'OCDE ([OECD, 2001, 2004, 2016](#)). Dès les années 1990, plusieurs expérimentations ont été mises en place auprès des producteurs, soit de leur propre initiative, soit imposées par l'État ([Micheaux, 2017](#)). Par exemple, dans certains pays européens, IBM proposait de reprendre un produit usagé pour les consommateurs qui venaient acheter un produit neuf. Le premier programme obligatoire a été mis en place en Allemagne au début des années 90

48. Citation originale : "Extended Producer Responsibility (EPR) is a policy principle to promote total life cycle environmental improvements of product systems by extending the responsibilities of the manufacturer of the product to various parts of the entire life cycle of the product, and especially to the take-back, recycling and final disposal of the product."

pour les producteurs et distributeurs d'emballages. Les programmes de REP sont largement présents en Europe, mais aussi en Amérique du Nord, où ils sont mis en œuvre au niveau des différents États et provinces (OECD, 2016). La REP est désormais appliquée en Chine depuis 2012 pour les DEEE (OECD, 2016).

Dans la définition de l'OCDE, la REP est une approche environnementale dans laquelle les producteurs deviennent responsables de la fin de vie de leurs produits (OECD, 2001). La fin de vie est l'objet d'attention principal, considérée comme la phase «manquante» à la responsabilité des producteurs (Calcott et Walls, 2005). L'OCDE ensuite précise, que cette responsabilité se matérialise par le transfert, partiel ou total, de la responsabilité de gestion des déchets qui incombait aux municipalités vers les producteurs. Initialement, il s'agit donc d'un transfert financier (répercussion des coûts de la gestion des déchets) ou physique (obligation de reprise des déchets) de la sphère publique (municipalités) vers la sphère privée (entreprises). Il est également attendu par l'OCDE que ce mécanisme incite les producteurs à intégrer les «considérations environnementales» dans la conception de leurs produits (OECD, 2016). Par considérations environnementales, il nous faut donc comprendre, celles liées à la fin de vie, étant donné qu'ici la REP se concentre sur le dernier maillon de la chaîne de valeur.

L'OCDE spécifie tout de même que la REP doit tenir compte du cycle de vie du produit afin que les impacts environnementaux ne soient pas transférés en amont de la chaîne de valeur. Pour Lindhqvist (2000), le principal objectif de la REP devrait être l'intégration des aspects environnementaux dans la conception des produits. L'auteur considère que la REP perd son rôle principal si elle se limite à une solution de financement des systèmes de traitement des déchets.

L'OCDE distingue une responsabilité financière d'une responsabilité opérationnelle. Dans le cas d'une responsabilité opérationnelle, en plus d'être responsables du financement de la fin de vie de leurs produits, les producteurs doivent organiser les opérations de collecte et de gestion des déchets. Cette distinction fut nécessaire principalement parce que dans certains cas, les collectivités ont conservé leur rôle historique d'organisation de la collecte (REP financière). Les producteurs viennent alors simplement financer ces activités, dont la gestion reste à la charge des collectivités. À l'inverse, en Autriche, en Allemagne et en Suède, l'entière responsabilité opérationnelle et financière de la collecte, du tri et du recyclage des emballages est attribuée aux producteurs. Les municipalités peuvent cependant servir de prestataires (OECD, 2016). Dans les deux cas, les producteurs soumis à la REP sont supposés supporter les coûts de collecte, tri et recyclage de leurs produits. Il est également possible de considérer une REP «physique», où les producteurs seraient obligés de récupérer physiquement leurs produits en fin de vie (OECD, 2016). Cette responsabilité va un peu plus loin que la responsabilité opérationnelle qui n'oblige pas les producteurs à récupérer, au moins temporairement, la propriété de leurs produits en fin de vie.

En Europe, la REP a été mise en place pour plusieurs filières de produits. Elle est obligatoire pour les batteries et accumulateurs (Directive 2006/66/EC) et les équipements électriques et électroniques (Directive 2012/19/EU). Elle n'est pas obliga-

toire pour la filière emballages mais a été systématiquement utilisée, en particulier pour l'atteinte des objectifs de recyclage des emballages définis dans la [Directive 1994/62/EC](#).

Le Parlement européen adopte la même définition⁴⁹ que l'OCDE, et la retranscrit dans la [Directive 2012/19/EU](#) sur les DEEE comme une responsabilité financière a minima.⁵⁰ Dans la thèse, nous regardons la REP comme une approche, généralement associée à un objectif de traitement des déchets, dans laquelle les coûts de traitement des déchets, notamment ceux liés à l'atteinte de l'objectif, sont supportés (totalement ou partiellement, directement ou indirectement) par les producteurs dont les produits sont devenus ou deviendront des déchets. La définition adoptée est donc plus restreinte que celle établie par [Lindhqvist \(2000\)](#). Elle est proche de celle de l'OCDE et du Ministère (français) de la Transition Ecologique⁵¹ et correspond à l'application concrète que nous avons pu observer en France et dans les pays européens.

Nous avons ajouté à cette définition l'existence d'un objectif de traitement car bien souvent, la REP a été mise en place comme moyen d'atteindre les objectifs de collecte et de recyclage définis par l'UE. En outre, en pratique, les producteurs ne supportent pas nécessairement directement les coûts de la fin de vie, ce qui peut «brouiller» le signal-prix qu'ils reçoivent, comme nous le démontrons dans le chapitre I.

b) Mécanisme économique de la REP

Dans la littérature économique, la REP est considérée comme une approche de second rang et répond à une imperfection des marchés avals ([Calcott et Walls, 2005](#) ; [Massarutto, 2014](#); [Zoboli et al., 2019](#)). En présence de marchés considérés comme «parfaits», les recycleurs (et réparateurs) paieraient les consommateurs pour récupérer leurs déchets recyclables (réparables), avec un prix plus élevé pour les produits présentant une recyclabilité (réparabilité) élevée⁵² ([Calcott et Walls, 2005](#)). Les consommateurs seraient donc incités à acheter des biens plus faciles à recycler et à réparer, et répercuteraient cette préférence en amont sur les producteurs de biens finaux. En réalité, les consommateurs se débarrassent le plus souvent de leurs déchets gratuitement ou via une taxe municipale forfaitaire.⁵³ Par conséquent, le

49. Site de la Commission européenne, consulté le 20 septembre 2021.

50. Le paragraphe 23 énonce : «En vue d'optimiser l'efficacité du concept de la responsabilité du producteur, il convient que chaque producteur soit responsable du financement de la gestion des déchets provenant de ses propres produits. Le producteur devrait pouvoir choisir de satisfaire à cette obligation soit individuellement, soit par le biais de systèmes collectifs.»

51. La définition adoptée par le Ministère est la suivante : «principe selon lequel les producteurs, c'est-à-dire les personnes responsables de la mise sur le marché de certains produits, peuvent être rendus responsables de financer ou d'organiser la gestion des déchets issus de ces produits en fin de vie»

52. Le prix du déchet peut être négatif lorsque les coûts de traitement sont supérieurs à la valeur du matériau recyclé. Par conséquent, des marchés de recyclage considérés comme «parfaits» peuvent générer un effet pervers de décharge illégale.

53. Sauf lorsqu'une tarification incitative est en place. Cependant, la tarification incitative ne représente généralement que la moitié des coûts, tandis que l'autre moitié est payée au moyen de frais fixes, afin d'éviter les décharges illégales et de couvrir les coûts fixes. De plus, les produits

signal-prix est rompu au niveau du consommateur, et dans ce contexte, les producteurs ne sont pas incités par les coûts de de la fin de vie, comme indiqué dans la Figure 2. La REP est donc un moyen de restaurer le signal prix de la fin de vie du produit directement au producteur (Calcott et Walls, 2005 ; Massarutto, 2014).

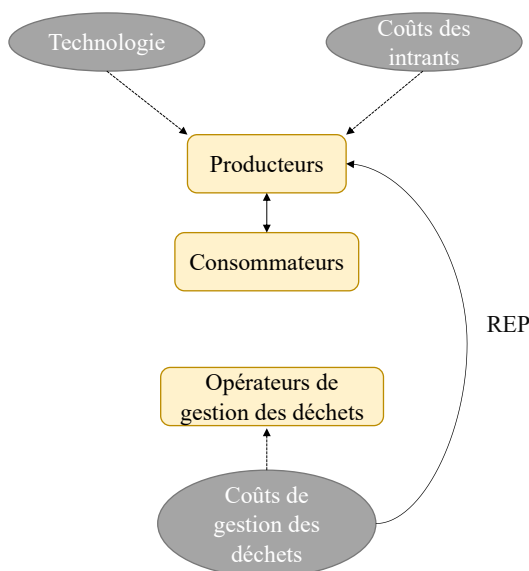


FIGURE 2 – Restauration du signal-prix des coûts de la fin de vie aux producteurs

Si la REP n'est pas accompagnée d'un objectif de traitement –comme un objectif de recyclage– les producteurs vont simplement payer le coût de la mise en décharge ou les méthodes de gestion adoptées par les opérateurs aval. Ils seront alors incités à concevoir des produits générant moins de déchets pour réduire ces coûts (ex : réduction du suremballage). Lorsque la REP est accompagnée d'un objectif de recyclage alors les producteurs supportent les coûts du recyclage de leurs produits, permettant l'atteinte de l'objectif. Dans ce cas, on attend de la REP qu'elle produise des incitations à l'éco-conception en vue du recyclage (ex : emballage plus recyclable) et des incitations à la prévention (moins de matière à recycler), pour diminuer les coûts de recyclage supportés par les producteurs.

La REP représente un financement direct des producteurs aux opérateurs aval. Et, en outre, l'éco-conception (par exemple, la conception de produits plus recyclables) devrait induire une baisse (indirecte) des coûts des recycleurs, à moins que la REP incite à trop réduire les déchets, réduisant les économies d'échelle de la filière de collecte et de recyclage.

sont différenciés binaires (recyclables ou non), et non selon leur degré de recyclabilité. Enfin, les emballages recyclables sont généralement collectés gratuitement. Pour plus de détails, vous pouvez vous référer à Tojo et al. (2008). Certaines municipalités de divers pays de l'UE ont adopté une tarification incitative (par exemple, Besançon en France, Innsbruck en Autriche et Trévise en Italie).

La REP est mise en œuvre depuis plusieurs décennies désormais, sans pour autant qu'il ait jamais été prouvé que son application eut des conséquences en matière d'éco-conception des produits, et ce, malgré l'inscription de cet objectif dans la Directive européenne cadre sur les déchets de 2008. Cette Directive introduit la REP comme un moyen d'encourager la conception de produits selon des procédés qui facilitent la réparation, le réemploi, le démontage et le recyclage (Art. 8 ; [Directive 2008/98/EC](#)). Nous tentons de remédier à ce déficit d'évaluation dans le chapitre II, en nous concentrant sur l'effet de l'incitation financière de la REP emballages dans les pays européens.

c) Une responsabilité limitée des producteurs

Illustrons le principe de REP par un exemple pour comprendre l'étendue de la responsabilité attribuée aux producteurs. Dans le *principe* théorique, chaque producteur est responsable de son propre produit en fin de vie. Dans ce contexte, une entreprise X qui produirait une boisson embouteillée, récupérerait ses bouteilles de marque X après chaque utilisation (responsabilité opérationnelle), elle-même ou par un intermédiaire.

Considérons que la politique est associée à un objectif environnemental, qui permet de guider cette responsabilité. En l'absence d'un tel objectif, l'entreprise X pourrait simplement récupérer ses bouteilles, pour les enfouir ou les incinérer (ou tout simplement, adopter la méthode la plus rentable). Si l'objectif adopté s'élève à 75%, alors l'entreprise X devra recycler (au moins) 75% de ses bouteilles.

L'entreprise X pourra utiliser la matière qu'elle aura recyclée pour produire ses bouteilles ou la revendre. Dans cet exemple, l'entreprise X finance les activités de recyclage pour ses bouteilles, et, en supportant les coûts de recyclage, a intérêt à éco-concevoir ses bouteilles en vue d'un recyclage. Si la responsabilité est uniquement financière, l'activité de collecte et recyclage est externalisée et l'entreprise devra payer pour ce service. De façon similaire⁵⁴, elle internalisera les coûts de recyclage de ses bouteilles, et pourra décider d'utiliser de la matière recyclée, ou non.

Dans cet exemple, il apparaît clairement que l'étendue de la responsabilité environnementale se limite à l'objectif de traitement du produit en fin de vie. En termes de coûts, l'entreprise X supporte les coûts économiques permettant d'atteindre l'objectif de traitement. Dans le cadre d'un objectif de recyclage, il y a des bénéfices économiques et environnementaux pour la société : la retenue d'une certaine quantité de matière dans l'économie et l'évitement de l'envoi de 75% des déchets dans d'autres activités de traitement, comme l'incinération ou la mise en décharge, à un instant t . Cependant, dans cet exemple, l'entreprise X n'est pas responsable des coûts environnementaux permettant l'atteinte de l'objectif de 75% de recyclage, comme les pollutions issues des activités de recyclage, ni au devenir des déchets une fois recyclés. Par ailleurs, l'entreprise X n'est pas responsable de l'impact social des 25% des déchets non recyclés. Éventuellement, elle peut financer les coûts économiques de la mise en décharge mais ne sera plus responsable des déchets une fois enfouis.

54. Si le marché aval est compétitif.

Pour résumer, dans la pratique la REP est une responsabilité *temporaire*, liée à un flux de matière (celui mis sur le marché). Cette responsabilité est avant tout *financière*. Même si parfois elle attend des producteurs d'organiser la gestion des déchets (responsabilité opérationnelle) et/ou de récupérer leurs produits en fin de vie (responsabilité physique), elle ne réglemente pas l'utilisation de matière recyclée par les producteurs. Les considérations environnementales se limitent à la définition de l'*objectif* de traitement en fin de vie.

Dans les articles de thèse, nous considérons uniquement une REP guidée par un objectif de collecte⁵⁵ et de recyclage. D'autres objectifs (que celui de recyclage) ont par la suite été définis pour guider la REP, comme un objectif de réutilisation, ou un ensemble d'objectifs de traitement. Par exemple, la nouvelle loi [AGEC \(2020\)](#) fixe un objectif de réduction, de réutilisation et de réemploi, et de recyclage pour les emballages plastiques mis sur le marché français. Mais pendant longtemps, la REP s'est focalisée autour du recyclage. Elle était envisagée comme un outil de réduction de la quantité de déchets destinés à la décharge et comme moyen d'augmenter les taux de recyclage (OECD, 2016).

d) Implémentation du principe de REP : émergence d'une responsabilité collective

Nous avons présenté le principe de REP. Mais, dans la pratique, la REP a généralement été établie à un niveau collectif, c'est-à-dire que les déchets de toute une filière de produits sont traités indifféremment de l'identité du producteur. Ainsi, les coûts du recyclage sont déterminés au niveau de la filière, et répartis entre les producteurs.

La collectivisation est motivée par la réalisation d'économies d'échelle et la difficulté d'identification. Par exemple, pour les emballages, il serait très coûteux que chaque entreprise vienne récupérer ses propres emballages dans chaque foyer, chacune utilisant son infrastructure de collecte. Il y a des économies à réaliser, en matériaux et en énergie, à ce que le véhicule de collecte des déchets vienne collecter tous les déchets, et non seulement une seule marque. Nous pourrions cependant imaginer un système où les entreprises partageraient les infrastructures et récupéreraient ensuite leurs produits. Mais cela n'est pas possible pour un gisement où l'identité du producteur est «méconnaissable» (ou lorsque les déchets sont issues d'entreprises qui n'existent plus).

Plus le gisement de déchets est diffus (dispersé) et méconnaissable, et le marché atomisé (un grand nombre de producteurs vendant chacun une petite quantité de produits), plus le besoin de collectivisation est grand. La mise en place d'une REP collective fait donc écho aux deux interprétations métaphoriques de l'entropie : la dispersion et la perte d'information. Plus cette «entropie» sera grande, plus la collectivisation semble nécessaire. Pour d'autres types de déchet moins diffus et identifiables, comme les voitures, il serait plus facile d'envisager une responsabilité individuelle, où chaque entreprise récupérerait et/ou financerait la fin de vie de ses

55. Dans le modèle du chapitre I, l'objectif de collecte et l'objectif de recyclage sont confondus en un même objectif, c'est-à-dire que la collecte est uniquement destinée au recyclage.

propres produits.

Avec la collectivisation, les coûts vont être mutualisés entre les producteurs et répartis selon une approximation de leur contribution aux coûts des déchets à traiter. La caractéristique principale d'une REP collective est que chaque producteur paie un *coût moyen* de traitement permettant de couvrir les coûts totaux de la filière. Le critère de répartition des coûts entre producteurs diffère entre les filières. Dans le cas des emballages, le critère de répartition est donné par la quantité (au poids) pour chaque matériau utilisé. Une allocation par quantité de matériaux utilisée est cohérente avec un objectif de recyclage dont les opérations mènent à déterminer des coûts par matériau. Pour des produits plus durables, plus à même d'être réparés et réutilisés, la répartition des coûts peut se faire par produit, d'une part parce que des coûts de réparation mèneront à définir des coûts par produit, et d'autre part, car cela permet de simplifier la procédure de conformité pour les producteurs. Par exemple, on peut trouver jusqu'à 70 matériaux dans un smartphone (ADEME, 2018) et il serait très complexe pour un producteur de produits électroniques de déclarer les grammes de chaque matériau utilisés pour chacun de ses produits.

In fine, les incitations à l'éco-conception reçues par les producteurs dans un système collectif ne vont plus refléter l'ensemble des choix de conception faits par le producteur, mais la méthode d'allocation des coûts de la fin de vie, qui sera une approximation plus ou moins précise des coûts individuels des producteurs.

L'objectif de traitement a systématiquement été établi au niveau de la filière (comme défini par les Directives européennes) dont les producteurs peuvent être rendus collectivement responsables.⁵⁶ En outre, son attribution individuelle aux producteurs poserait les mêmes problèmes d'information en amont (s'assurer qu'au moins $o_i\%$ des produits du producteurs i sont recyclables) et en aval (s'assurer qu'au moins $o_i\%$ des produits du producteurs i ont été recyclés). A priori ces coûts de contrôle seront incompatibles avec les raisons qui ont mené à la décision d'une collectivisation de la responsabilité. Dans un système collectif, pour un taux de recyclage de 75%, il peut donc y avoir des producteurs commercialisant 100% de produits non recyclables, pourvu que la filière dans son ensemble respecte 75% de recyclage.

Un système collectif peut aussi représenter une opportunité. Lorsqu'il rassemble les producteurs, il peut permettre la conduite de projets de R&D importants, sur des enjeux d'éco-conception communs à la filière (Glachant, 2004; Røine et Lee, 2006; OECD, 2016; Micheaux, 2017). Ici, la collectivisation permettrait de mutualiser les investissements et de diffuser les résultats de la recherche à l'ensemble des producteurs de la filière.

La partie qui suit décrit l'implémentation de la REP pour les emballages dans les pays européens, et en particulier, les différentes formes d'organisation collectives. Ces informations sont également détaillées dans le chapitre II.

56. En pratique, ce sont les éco-organismes, structures gérant le système collectif qui vont être responsables de l'atteinte de l'objectif. Nous présentons les différentes formes de REP collectives dans la partie qui suit.

e) Description des systèmes européens de REP pour les emballages

La REP pour les emballages a été mise en œuvre dans la plupart des États membres de l'UE, mais avec diverses traductions juridiques. Le terme de « producteurs » désigne généralement le metteur en marché ou l'importateur du produit emballé, mais cette responsabilité peut également être partagée tout au long de la chaîne d'approvisionnement, comme c'est le cas au Royaume-Uni et en Irlande. En outre, l'allocation globale des coûts aux producteurs diffère d'un pays à l'autre. Par exemple, en Allemagne, en Autriche, en Belgique et en Suède, les producteurs supportent l'intégralité des coûts de fin de vie, y compris ceux de la collecte séparée (REP complète; [Massarutto, 2014](#); [Quoden, 2016](#)), tandis que d'autres pays ont partagé les coûts entre les producteurs, les utilisateurs des services de gestion des déchets et les contribuables ([Massarutto, 2014](#)). Par exemple, en Italie, les producteurs paient environ 25% des coûts totaux de la gestion des déchets (REP partielle; [Massarutto, 2014](#)), tandis que la couverture des coûts est définie à 80% en France. La [Directive 2018/98/EC](#) demande désormais que les producteurs supportent au moins 80% des coûts nécessaires à l'atteinte des objectifs de déchets, lorsque les programmes de REP répondent à une Directive européenne. Enfin, la responsabilité peut viser un flux de déchets plus ou moins large. Par exemple, dans le cas des emballages, la REP peut être attribuée à la fois aux emballages ménagers et industriels, ou uniquement aux emballages ménagers (comme c'est le cas en France, au Luxembourg et au Portugal; [Amorce, 2015](#)).

Pour se conformer à ces obligations légales, les pays choisissent différentes formes organisationnelles et différents instruments. Une entreprise peut se conformer individuellement à la REP comme dans l'exemple avec l'entreprise de marque X donné plus haut. Pour les emballages la collectivisation a été quasi-systématique (défis administratifs, identification des marques individuelles dans les poubelles des ménages, infrastructures dupliquées, logistique trop complexe; [van Rossem et al., 2006](#); [OECD, 2004](#); [Massarutto, 2014](#)).

Dans sa forme la plus courante, la responsabilité collective est assurée par un éco-organisme (*producer responsibility organisation*, en anglais), une structure de gouvernance qui assume la responsabilité de l'atteinte de l'objectif de recyclage pour le compte des producteurs soumis à la REP, et finance (ou organise) la collecte, le tri et le recyclage des déchets induits par les activités de leurs membres ([OECD, 2016](#)). Les producteurs s'acquittent donc de leur responsabilité en payant une contribution aux éco-organismes, qui deviennent responsables du financement de la filière de recyclage et de l'atteinte de l'objectif. Cependant, l'atteinte de cet objectif n'est pas toujours contraignant (sanctions non-crédibles ou trop faibles, textes de loi flous).⁵⁷

57. En France, les objectifs de recyclage sont délégués aux éco-organismes, mais sans contrainte précise (il est stipulé que l'éco-organisme doit «participer à l'atteinte» de l'objectif national. S'ils ne respectent pas le cahier des charges, les éco-organismes peuvent recevoir une amende de 30 000€, jamais prononcée pour le moment ([Vernier, 2018](#)). En comparaison, l'éco-organisme pour les emballages ménagers avait dépensé 1,3M€ pour célébrer ses 20 ans (Cour des Comptes, 2016). La seule vraie sanction crédible est celle du retrait de l'agrément, et ceci, lorsqu'il existe plusieurs éco-organismes ([Glachant, 2009](#)). Récemment, la loi [AGEC \(2020\)](#) est venue renforcer le dispositif des sanctions (Art. 61).

L'éco-organisme est généralement dirigé par les producteurs eux-mêmes, ou peut être public comme en Croatie, depuis 2009, où un fonds étatique organise la collecte des fonds pour la gestion des déchets (EEA, 2013). En Allemagne, les éco-organismes peuvent également être dirigés par des opérateurs de recyclage (Bundeskartellamt, 2012). Dans le cadre d'une responsabilité financière ou opérationnelle déléguée, ces éco-organismes fonctionnent comme des «banques du recyclage» : ils prélèvent des contributions financières aux producteurs et redistribuent cet argent aux acteurs de la filière du recyclage. Des systèmes similaires semblent être utilisés dans d'autres cas de gestion des ressources. Par exemple, un système de contribution-redistribution est mis en place pour la gestion de l'eau potable en France.⁵⁸ Nous revenons en détails sur le fonctionnement des éco-organismes et leur comportement de tarification dans le chapitre I.

Au Royaume-Uni et en Pologne, le système de collectivisation des déchets d'emballages est basé sur un marché de certificats de recyclage négociables. Les entreprises assujetties doivent acheter des documents attestant le recyclage ou la valorisation des déchets d'emballages (*packaging recovery notes*, PRN au Royaume-Uni, DPO/DPR en polonais) ou des documents attestant la valorisation à l'étranger (*packaging export recovery notes*, PERN au Royaume-Uni, EDPO/EDPR en polonais) des recycleurs ou des exportateurs (Matsueda et Nagase, 2012 ; Perchard et al., 2016). Les prix des PRN/PERN fluctuent avec l'offre et la demande, de sorte que des prix élevés (c'est-à-dire des revenus élevés pour les recycleurs) devraient inciter à investir dans les infrastructures de recyclage. Ce dispositif n'a donc pas vocation à encourager l'éco-conception (OECD, 2016), mais à faire face à la pénurie de sites d'enfouissement (Matsueda et Nagase, 2012).⁵⁹ Ce mécanisme de certificats échangeables est également en place au Royaume-Uni pour les DEEE. Les producteurs d'EEE ont un objectif de collecte et de traitement qui varie en fonction de leur part de marché. Cet objectif est mesuré en termes d'*evidence note*, des certificats que les producteurs doivent acheter (Micheaux, 2017).

Enfin, les pays peuvent également mettre en place une taxe sur les emballages, collectée par l'administration fiscale. Si au moins une partie des revenus est affectée aux opérations de gestion des déchets, ce système peut être interprété comme une REP. L'autorité publique se charge donc du financement de la filière et de l'atteinte de l'objectif de recyclage. Par exemple, les Pays-Bas ont financé la REP via une taxe carbone (basée sur une approche cycle de vie de l'emballage ; Sevenster et al., 2007) entre 2008 et 2012 (Christiaens, 2013). Cette taxe finançait un fonds déchets, utilisé par les municipalités pour payer une partie des coûts de collecte sélective des déchets d'emballages ménagers (Commission européenne, 2009).

58. Les agences de l'eau reçoivent une redevance de la part de tous les acteurs qui prélèvent de l'eau ou nuisent à sa qualité, et doivent redistribuer les recettes aux acteurs entreprenant des travaux hydroliques, comme des stations d'épuration (Barraqué, 2007 ; Barraqué et Laigneau, 2017).

59. Des éco-organismes peuvent gérer l'achat de PRN pour les entreprises (obligatoire en Pologne), ayant des contrats à long terme avec les opérateurs de traitement (Matsueda et Nagase, 2012). Les entreprises peuvent donc bénéficier de taux fixes, car les prix des certificats de recyclage peuvent être volatils.

2.2.3 Autres mécanismes de financement et d'incitations financières pour le développement du recyclage

Dans le chapitre III, nous considérons un producteur (unique) intégré sur l'industrie avale, c'est-à-dire, qui gère aussi les déchets. Il peut recevoir des subventions de la part du gouvernement pour la collecte et le recyclage, ou être taxé sur la mise en décharge. La particularité des systèmes de collecte européens est qu'ils impliquent également une «subvention» de la part des consommateurs, qui doivent faire un effort, plus ou moins important, de tri à la source.

Tri à la source. La Directive 1994/62/EC sur les déchets d'emballages demande que les déchets soient triés à la source, et ce notamment, «pour parvenir à un taux élevé de recyclage et pour éviter aux personnes employées à la collecte et à la manipulation des déchets d'emballages des problèmes d'ordre sanitaire et de sécurité». Ces systèmes sont largement mis en place en Europe.

Coût de la mise en décharge. La plupart des pays européens ont mis en place une taxe sur le stockage des déchets (ADEME, 2017). Par exemple, au Royaume-Uni la taxe de mise en décharge est de 96,70 livres sterling par tonne (hors déchets inertes ou inactifs).⁶⁰ En France, le prix du stockage des déchets municipaux était de l'ordre de 80€/t en 2014 (ADEME, 2017).

Dans la section suivante, nous présentons les résultats des différents chapitres de thèse.

60. Site du gouvernement :<https://www.gov.uk/government/publications/rates-and-allowances-landfill-tax/landfill-tax-rates-from-1-april-2013>, consulté le 29 septembre 2021.

3 Articles de thèse

Les aspects de l'économie circulaire qui seront étudiés par l'intermédiaire des politiques publiques sont la prévention (à la source) et le recyclage. Sont exclus du cadre d'analyse les options de réemploi, de réutilisation et de reconditionnement. Tous les aspects de cyclage écologique, de compostage, et de biodégradation sont également exclus du périmètre d'évaluation de la thèse. Les principales raisons de ces exclusions sont notamment le fait que les politiques étudiées, ne prenaient pas ou peu en compte ces aspects, au démarrage des recherches en 2017.

Nous résumons dans les sections qui suivent les différents articles de thèse. Le premier chapitre est un travail théorique qui considère l'organisation d'une REP collective avec un (ou plusieurs) éco-organisme(s). Dans ce chapitre, nous cherchons à comprendre sous quel design institutionnel l'éco-organisme va tarifier aux producteurs le coût effectif du recyclage des déchets dont il est responsable. Le deuxième chapitre est un travail empirique qui cherche à évaluer si les tarifications de la REP emballages dans 25 pays européens a réduit la quantité de déchets d'emballages et a induit une substitution entre matériaux d'emballages. Le troisième chapitre cherche à caractériser théoriquement l'existence d'un marché international de déchets destinés au recyclage et son interaction avec les politiques nationales de recyclage du pays exportateur.

Encadré 4 : Définitions économiques développées dans la thèse

Les définitions utilisées dans les articles sont les suivantes :

- **déchet** : matière résultant d'un processus de production ou de consommation, présentant une externalité négative et pouvant être ré-allouée comme intrant productif, tout ou partiellement, pour un coût économique et environnemental défini ou indéfini.
- **déchet recyclable** : déchet dont les coûts économiques et environnementaux de recyclage sont définis, et ne dissuadent pas les acteurs économiques d'envisager un recyclage industriel.
- **matière recyclée** : matière ayant fait l'objet d'un recyclage industriel et pouvant être utilisée directement comme intrant productif.
- **Responsabilité Élargie des Producteurs (REP)** : approche généralement associée à un objectif de traitement des déchets, dans laquelle les coûts de traitement des déchets, notamment ceux liés à l'atteinte de l'objectif, sont supportés (totalemment ou partiellement, directement ou indirectement) par les producteurs dont les produits sont devenus ou deviendront des déchets.

3.1 [Résumé du chapitre I] La délégation de la REP aux éco-organismes est-elle une stratégie économiquement et socialement optimale ?

Le chapitre I considère une filière où les produits en fin de vie peuvent être décomposés en différents matériaux. Les producteurs sont réunis dans une REP collective guidée par des objectifs de recyclage spécifiques⁶¹ à chaque matériau. Les producteurs délèguent leur responsabilité de recyclage et les coûts associés à un éco-organisme. L'éco-organisme supporte les coûts de collecte et de recyclage par matériau, comme représenté par la Figure 3. Il finance l'atteinte des objectifs de recyclage pour la filière en percevant une contribution financière de la part des producteurs soumis à la REP.

Mayers (2007) reporte l'existence d'environ 250 organismes collectifs de gestion des déchets issus du principe de REP (éco-organismes) en Europe. Ce chapitre représente le premier travail théorique qui étudie le comportement de tarification des éco-organismes dans la littérature théorique sur la REP (Runkel, 2003 ; Fleckinger et Glachant, 2010 ; Ozdemir-Akyildirim, 2015 ; Bernard, 2015). Récemment, Glachant et Touboul, 2019 ont attiré l'attention sur le fait que la tarification de Citeo, l'éco-organisme français pour les emballages ménagers, ne correspondait pas aux coûts de recyclage des matériaux. Dans le modèle, nous cherchons à comprendre dans quelle mesure l'éco-organisme va répercuter le coût du recyclage effectif des matériaux aux producteurs. Un transfert effectif des coûts permet de privilégier les matériaux recyclables et de réduire les matériaux les moins recyclables pour la filière.⁶²

Illustration de la question de recherche

Si l'éco-organisme supporte un coût du recyclage $w_{plastique}$ pour le plastique et w_{verre} pour le verre, va-t-il demander des contributions financières aux producteurs, telles que $f_{plastique} = w_{plastique}$ et $f_{verre} = w_{verre}$?

Nous considérons que l'État peut piloter l'éco-organisme grâce à différents instruments :

- Objectifs de recyclage par matériau
- Non lucrativité et limites sur les réserves
- Gouvernance par les producteurs
- Ouverture à la concurrence
- Obligation d'une tarification différenciée par matériau

61. La Directive 1994/62/EC prévoit des objectifs de recyclage à atteindre par matériau d'emballage, ainsi qu'un objectif de recyclage global. En France, l'agrément de 2017 de la REP emballages ménagers prévoit un taux de recyclage défini au niveau de la filière. Il serait intéressant d'étudier les comportements de tarification lorsque l'objectif n'est pas différencié par matériau. C'est un exercice que nous laissons pour une recherche future.

62. Cette affirmation repose sur l'hypothèse que l'industrie de recyclage est réglementée selon des normes de qualité identiques entre matériaux.

Nous avons choisi ces instruments car, premièrement, la plupart des éco-organismes européens sont légalement définis comme étant à but non lucratif et gouvernés par les producteurs (Commission européenne, 2014). Nous avons ajouté la possibilité d'établir une limite sur les réserves financières car la littérature documente plusieurs cas de réserves excessives (OECD, 2001 ; Commission européenne, 2014). Or, la possibilité de constituer des réserves illimitées peut conduire les éco-organismes non lucratifs à se comporter comme des entreprises à but lucratif, tout en transformant leur excédent en salaires ou en provisions pour charges futures. Nous avons également analysé la possibilité d'ouvrir le marché des éco-organismes à la concurrence, comme ce fut décidé en Allemagne au début des années 2000 par l'office fédéral de lutte contre les cartels (Bundeskartellamt) (OECD, 2016, Rasek et Smuda, 2018). Enfin nous considérons un cas où les éco-organismes sont obligés (et capables) de différencier les tarifs par matériau. En pratique, nous observons qu'un tarif uniforme est souvent appliqué pour les plastiques d'emballage bien qu'au moins 12 résines⁶³ plastiques aient d'importantes applications commerciales (Plastics Europe, 2019) et présentent des coûts de recyclage très différents. Dans ce cas, le tarif fournit des incitations à réduire l'utilisation du plastique, quel que soit le type de plastique utilisé.

Dans ce chapitre nous étudions théoriquement le comportement de tarification des éco-organismes, et cherchons à comprendre sous quel design institutionnel les éco-organismes répercutent le coût effectif du recyclage des matériaux aux producteurs. Par «coûts effectifs», nous supposons que l'industrie avale est compétitive⁶⁴ et règlementée selon des normes qualitatives et environnementales.⁶⁵

63. En outre, une résine désigne elle-même beaucoup de plastiques différents.

64. Elle tarifie au coût marginal.

65. Nous verrons cependant dans le chapitre III qu'il existe un marché international des déchets important, et notamment, vers les pays du Sud, où les réglementations environnementales sont moins strictes.

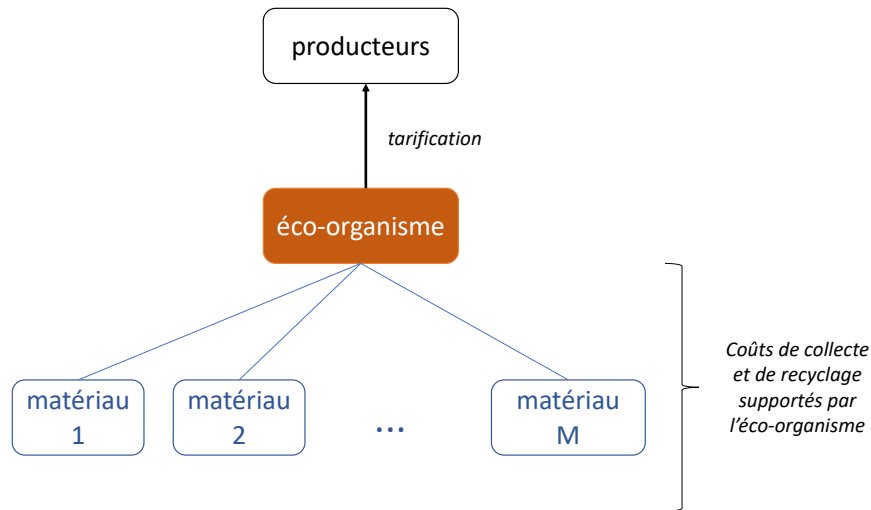


FIGURE 3 – Répercussion des coûts aval par l'éco-organisme aux producteurs

Nous commençons notre analyse dans un cadre basique, qui pourra être étayé par la littérature qui suivra. En particulier, nous considérons une absence de pouvoir de marché sur le marché des produits, et réduisons la recyclabilité d'un produit au choix des matériaux qu'il contient. Ainsi, le fait que le mélange des matériaux puisse être coûteux n'est pas pris en compte.

Les principales hypothèses du modèle sont :

- Une absence de pouvoir de marché des producteurs (nombreux et homogènes)
- L'aspect de recyclabilité est limité au choix du matériau
- L'éco-organisme poursuit son intérêt privé (profit, budget) et/ou celui des producteurs s'il est gouverné par ces derniers
- L'éco-organisme atteint l'objectif de recyclage défini pour tous les matériaux, ou le matériau en question est exclu du fait d'un tarif dissuasif
- L'éco-organisme subit le coût marginal du recyclage par matériau, respectant certaines normes qualitatives

Nous avons attribué à l'éco-organisme la poursuite d'un intérêt privé. En effet, dans la littérature sur les organismes à but non lucratif, les deux objectifs considérés sont une maximisation du budget ou une maximisation du service rendu (Tullock, 1966; Brooks, 2005; Hansmann, 1981; Steinberg, 1986). Dans notre modèle, l'éco-organisme ne peut pas maximiser son service (le taux de recyclage) car il répond à une obligation de recyclage, et ne va pas au-delà de l'objectif qui lui est attribué. Ainsi, s'il est à but non lucratif, il va chercher à maximiser son budget.⁶⁶

⁶⁶. Dans notre modèle, le budget de l'éco-organisme correspond à la somme des tarifs par maté-

Dans notre modèle, l'éco-organisme doit simplement être en mesure de percevoir les contributions des producteurs pour atteindre l'objectif de recyclage. Si le coût de recyclage est trop élevé (prohibitif), le matériau n'est plus utilisé par les producteurs. En pratique, l'exclusion d'un matériau (par exemple, l'exclusion de certains plastiques présentant un coût de recyclage dissuasif) pourrait être difficilement acceptable socialement, ce qui compliquerait l'atteinte d'un objectif de recyclage. Ainsi, un éco-organisme ne pouvant mettre en place une tarification dissuasive, pourrait avoir pour but de maximiser son service de recyclage dans le cas où l'objectif de recyclage est toujours trop haut par rapport aux possibilités de recyclage réelles (maximum situé sous l'objectif de recyclage), du fait de la présence importante de matériaux non recyclables. Par ailleurs, nous pourrions considérer que l'éco-organisme puisse maximiser une fonction de service, si par exemple, il s'agit d'une fonction de conseil aux producteurs sur l'éco-conception.

Néanmoins, notre hypothèse d'un intérêt privé (et notamment, une maximisation du budget) concorde avec des éléments de contexte que nous avons retrouvés dans la littérature et différents rapports officiels, qui pointent des dépenses et des salaires excessifs parmi les éco-organismes européens (OECD, 2001; Mayers, 2007; Cour des Comptes, 2016). Par exemple, la Cour des Comptes (2016) déplore que le coût de la célébration des 20 ans d'Éco-Emballages en 2012, l'éco-organisme en charge de la collecte, du tri et du recyclage des emballages ménagers en France, ait atteint 1,3 million d'euros. Entre outre, seulement quelques années auparavant, l'éco-organisme avait placé 60 millions d'euros dans les paradis fiscaux. En 1998, l'éco-organisme allemand en charge des emballages (à but non lucratif) Deutsches Duales System affichait un excédent d'environ 200 millions de Deutsche Mark (OECD, 2001). À la fin des années 90, certains éco-organismes européens pour les piles avaient accumulé des excédents financiers allant jusqu'à 65% des revenus perçus (Mayers, 2007).

Nous présentons le modèle en deux parties. Dans la première partie, les tarifs peuvent être différenciés par matériau. Dans la deuxième partie, l'éco-organisme ne peut appliquer qu'un tarif uniforme.

riau que multiplient les quantités de matériaux utilisées. Étant donné que la quantité de matériau utilisée baisse avec le tarif appliqué par l'éco-organisme, ce dernier va chercher à maximiser son budget en appliquant des tarifs élevés en priorité sur des matériaux dont il sait qu'ils ne seront pas réduits drastiquement (par exemple, des matériaux «indispensables» ou présents en très grande quantité sur le marché).

Tarifs différenciés par matériau

Fleckinger et Glachant (2010) voient la REP comme un mécanisme de délégation de politique publique aux producteurs. Dans la théorie Pigouvienne, à l'optimalité, les producteurs supportent les coûts économiques et environnementaux de leurs actions, les conduisant à prendre des décisions optimales pour la société. Nous retrouvons ce résultat dans notre modèle, où, à l'optimal social, les producteurs supportent les externalités environnementales (les pollutions issues du recyclage et de la décharge) et les coûts économiques (de collecte et de recyclage) des matériaux qu'ils utilisent. Ils réduisent donc leur utilisation de matériaux en fonction du niveau du tarif et de leur coût d'abattement. Ce coût d'abattement représente le coût de réduction de l'utilisation du matériau permettant de maintenir les services rendus par le produit. Il concerne par exemple, des applications telles que les microcircuits ou la réduction des emballages.

Dans notre modèle, nous considérons seulement la possibilité d'une responsabilité économique pour l'éco-organisme, c'est-à-dire qu'il ne supporte pas d'autres coûts que ceux permettant d'atteindre l'objectif de recyclage. Dans le cas d'une responsabilité économique, l'optimum social n'est jamais atteint.⁶⁷ Par ailleurs, dans le cas d'une responsabilité économique, l'optimum social est incompatible avec un équilibre budget-dépenses, puisque l'éco-organisme ne supporte pas les coûts environnementaux.⁶⁸

En pratique, certains pays ont conservé l'obligation d'un équilibre budget-dépenses mais ont intégré d'autres critères environnementaux que le coût de recyclage par matériau. Il existe un système d'éco-modulation en France (Joltreau, 2018; Michaux et Aggeri, 2021) et au Québec, où le tarif est modulé (augmenté ou diminué d'un certain pourcentage) selon des critères permettant de mieux refléter le coût du recyclage ou d'intégrer des critères environnementaux qui ne seraient pas liés au coût du recyclage. Par exemple, l'éco-organisme québécois Éco Entreprises accorde un bonus représentant 10 % de la contribution financière si l'entreprise démontre qu'elle a effectué une démarche d'éco-conception pour son emballage, prenant en compte son cycle de vie (Eco Entreprises Québec, 2021). Dans notre cadre d'analyse, un système de modulation en faveur de critères environnementaux viendrait distordre les coûts économiques de recyclage, sans pour autant répercuter le coût social total (la somme des coûts économiques et environnementaux).

Après avoir caractérisé l'optimum social, nous étudions le comportement d'un éco-organisme ayant une responsabilité économique. Nous trouvons que l'éco-organisme indépendant (non-gouverné par les producteurs) a toujours intérêt à distordre ou gonfler les tarifs par matériau, pour maximiser son budget (but non lucratif) ou son profit (but lucratif). Ainsi, l'absence de profit (et même lorsque les possibilités d'établir des réserves financières sont restreintes ou impossibles), ne garantit pas la

67. Sauf si l'éco-organisme est en monopole et à but lucratif et que sa stratégie de profit coïncide exactement avec la valeur des dommages environnementaux (cas considéré comme non-crédible).

68. Dans le modèle, les coûts environnementaux sont les pollutions issues du recyclage et de la mise en décharge.

tarification effective du coût du recyclage. L'éco-organisme non lucratif utilise des subventions croisées entre matériaux afin d'augmenter son budget. L'intuition derrière ce résultat est que l'éco-organisme a plutôt intérêt à appliquer un tarif élevé sur les matériaux «indispensables» aux producteurs, qui ne pourront être trop réduits, afin de conserver assez de déchets qu'il peut tarifier. Lorsqu'il est sous le contrôle des producteurs ou en concurrence, il tarifie le coût effectif du recyclage des matériaux. Ce résultat repose notamment sur une hypothèse importante du modèle, celle d'homogénéité des producteurs.

Ainsi, la délégation peut aboutir à un résultat économique efficace lorsque le bon « design » est choisi : une gouvernance par les producteurs ou une concurrence entre éco-organismes, et une différenciation des tarifs par matériau. De plus, le gouvernement doit déterminer les taux de recyclage optimaux pour chaque matériau. Sous ces règles, la politique réussit à rétablir les deux effets d'une REP individuelle :

- Financement de l'objectif de recyclage par matériau (ou exclusion du matériau)
- Répercussion des coûts économiques de la collecte et du recyclage

Si l'éco-organisme a une responsabilité sociale, il faudrait qu'il existe une dépense qui soit égale au montant du dommage, pour qu'il y ait une situation dans laquelle la délégation soit efficace. Autrement, la délégation de la tarification des externalités environnementales à une entité qui suit son intérêt privé (maximisation du profit ou budget, ou minimisation des coûts pour les producteurs) n'est pas justifiée théoriquement par notre modèle, en dehors du cas où une dépense correspondrait à la valeur du dommage. Le gouvernement pourrait donc décider de déléguer la partie économique à un éco-organisme et taxer lui-même les coûts environnementaux, via le canal de la REP.

Tarif uniforme

Dans une seconde partie de l'article, nous faisons l'hypothèse que l'éco-organisme est incapable de différencier la tarification par matériau, car cela représenterait une procédure administrative trop complexe. Pour reprendre l'illustration de notre question de recherche, cela veut dire que $f_{verre} = f_{plastique} = f$. Par exemple, la contribution pour les plastiques est parfois homogène à tous les plastiques, pourtant très différents en termes de coûts du recyclage. Un autre exemple concerne Eco-mobilier, un éco-organisme français pour les meubles, qui utilise une contribution uniforme basée sur le poids pour la catégorie «tous types de meubles» (Eco-mobilier, 2018).⁶⁹

Dans le cas d'une tarification homogène, les producteurs réduisent en priorité les matériaux dont le coût d'abattement est le plus faible. Si cela concerne les matériaux qui sont les moins chers à recycler (c'est-à-dire, pour une qualité identique et une

⁶⁹. Cependant, la tarification uniforme utilisée dans le modèle ne correspond pas aux contributions définies par produit. Par exemple, Ecologic (2020), un éco-organisme français pour les DEEE fait payer 0,25€ hors taxes par tablette numérique. Cette éco-contribution n'incite pas à réduire l'utilisation de matériaux pour un même produit.

technologie donnée, les matériaux les plus recyclables), la tarification uniforme peut poser des problèmes de financement de la filière.

Ainsi, le gouvernement doit ajouter une contrainte de faisabilité financière pour déterminer les taux de recyclage, car l'uniformité des tarifs ne garantit plus le financement du programme de recyclage. Pour respecter cette contrainte, le gouvernement peut privilégier des considérations économiques au détriment d'aspects environnementaux lorsqu'il fixe les taux de recyclage.

Si le gouvernement ne se préoccupe pas de la contrainte de faisabilité financière à la détermination des objectifs de recyclage, alors il est probable qu'il autorise les éco-organismes à accumuler des réserves financières, c'est-à-dire, à relâcher la contrainte d'un équilibre strict entre budget et dépenses. Cependant, comme discuté précédemment, des niveaux de réserve illimités peuvent conduire les organismes à but non lucratif à appliquer le tarif du monopole à but lucratif. Dans la suite du modèle, nous considérons que les taux de recyclage déterminés par le gouvernement intègrent la faisabilité financière.

Dans tous les cas, le tarif uniforme produit des incitations erronées à l'éco-conception. Ce qui change par rapport à la situation où les contributions sont différenciées par matériau, c'est que les éco-organismes indépendants peuvent mettre en place des stratégies d'exclusion. Connaissant les élasticités de réduction des matériaux, si certains sont trop chers à traiter, ils peuvent appliquer un tarif unique, qui dissuaderait de l'utilisation de ces matériaux mais pas des matériaux moins chers à recycler. Pour cela il faudrait que les matériaux les plus chers à recycler soient également les moins chers à éliminer complètement. Lorsque l'éco-organisme est gouverné par le producteur ou en concurrence, il tarifie le prix uniforme le plus bas qui permet le financement du programme de recyclage.

Discussion

Le comportement des éco-organismes est une littérature à développer, notamment, par l'intégration d'autres aspects liés à la fin de vie, ainsi que l'hétérogénéité des produits et le pouvoir de marché des producteurs. Il serait également intéressant de modifier la fonction objectif de l'éco-organisme, comme nous l'avons discuté précédemment. En outre, nous avons supposé une industrie avale compétitive et réglementée, c'est-à-dire que les activités de recyclage sont normées selon des critères environnementaux et qualitatifs. Or, nous verrons dans le chapitre III qu'il existe d'importants flux d'exportations de déchets vers les pays du Sud. S'il existe un recyclage *low-cost*, cela pourrait modifier notre résultat sur la concurrence, et les éco-organismes pourraient appliquer des tarifs en dessous du coût marginal «qualitatif» (voir par exemple Bernard, 2015).

À la fin de ce chapitre nous discutons d'une évolution possible de la REP. En se concentrant uniquement sur les coûts économiques, la REP engendre une utilisation des matériaux qui est toujours trop importante par rapport à l'optimum social. Entre outre, les dépenses sont vouées au recyclage. Dans cette optique, la REP ne respecte pas la HMGD. Pour évoluer vers plus de prévention, la REP peut inclure

une tarification environnementale (Glachant, 2004; Glachant et Touboul 2019) ou un objectif de réduction (a priori plus difficile à allouer entre producteurs).

Dans notre modèle, la tarification environnementale peut être déléguée à un éco-organisme s'il existe une dépense égale au montant de l'externalité. Cependant, cette dépense constituerait une forme de compensation et donc ne respecterait pas la séquence ERC. Ainsi dans cette optique, la tarification doit être mise en place par une autorité publique ou indépendante.

Enfin, la REP se concentre uniquement sur les aspects de fin de vie des produits. Elle peut donc représenter une distorsion dans la tarification des externalités totales du produit, car elle n'est pas représentative de «tout le cycle de vie». Cette considération fait écho à la discussion que nous avons eu de l'EC, qui se concentre sur le déchet alors que les flux de matière sont définis tout au long du cycle de vie. Si les REP évoluent vers la vision plus large de l'EC et celle de Lindhqvist (2000), la tarification pourrait se faire sur la base d'ACV (comme par exemple au Québec). Cependant, si les systèmes d'incitations deviennent trop complexes et opaques, ils pourraient réduire les impacts sur l'innovation des produits (Glachant, 2004). En outre, l'ACV ne devra pas remplacer un objectif de réduction.

Le chapitre II, dans le cadre de la REP emballages, étudie empiriquement si le tarif appliqué aux producteurs a un effet sur l'utilisation des matériaux.

3.2 [Résumé du chapitre II] Le tarif au poids différencié par matériau pour la REP emballages a-t-il conduit à une réduction des déchets d'emballages ou une substitution entre matériaux ?

Ce chapitre se concentre sur la REP emballages mise en place dans 25 pays européens. Nous avons cité plus haut les différentes formes de mise en place des REP emballages dans les pays européens (contribution à un éco-organisme, certificat de recyclage, taxe). Toutes ces formes de conformité sont exprimées en monnaie locale par tonne, et sont différenciées par matériau d'emballage. Ainsi, ces systèmes de REP produisent des incitations à réduire l'utilisation des emballages (par exemple, allègement, suppression des emballages groupés) et à la substitution entre matériaux d'emballages. Dans ce chapitre nous avons souhaité estimer l'impact de ce tarif sur l'utilisation des emballages et la substitution entre matériaux. Sauf exceptions, ces systèmes ne produisent aucune incitation à rendre les emballages plus recyclables pour un même matériau (Brouillat et Oltra, 2012; Røine et Lee, 2006; OECD, 2016).

Illustration de la question de recherche

Les entreprises qui payent un prix $f_{plastique}$ pour utiliser des emballages plastiques et f_{verre} pour des emballages en verre ont-elles réduit leur utilisation d'emballages ou remplacé du plastique par du verre (ou inversement) à cause de cette tarification ?

La REP emballages est introduite depuis plusieurs décennies dans les pays européens. Il existe une importante littérature théorique et qualitative sur le sujet (OECD, 2001, 2004, 2016; Runkel, 2003; Røine et Lee, 2006; Sachs, 2006; Fleckinger et Glachant, 2010; Brouillat et Oltra, 2012; Massarutto, 2014; Arnaud, 2017; Fleckinger et Joltreau, 2020) mais aucun travail d'évaluation empirique à notre connaissance. La principale raison de cette absence d'évaluation est vraisemblablement l'absence de données.

Dans ce chapitre, nous établissons la première évaluation empirique de la REP. En outre, nous avons construit une base de données sur les tarifs appliqués dans le cadre de la REP emballages en Europe.

Nous avons commencé ce travail de recherche en collectant les données des différents tarifs des REP basés sur le poids et différenciés par matériau d'emballages pour 25 pays européens. Nous avons exclu les frais d'adhésion annuels aux éco-organismes, qui ne produisent aucune incitation à l'éco-conception, ainsi que les tarifs par unité d'emballage appliqués dans 3 pays (France, Croatie, Grèce). Ces données proviennent en majorité des rapports annuels de *PRO-Europe*, un organisme qui rassemble les éco-organismes européens utilisant le «point vert»⁷⁰; et dans une moindre mesure, des contacts que nous avons établi avec les différents éco-organismes européens (par exemple, ARA Recycling, Citeo, CONAI, Repak limited, etc.). Les sources de nos données sont listées dans l'annexe B du chapitre II. Nous obtenons un panel de données pour notre variable explicative pour 25 pays, quatre matériaux et les années 1998-2015. Ce panel est déséquilibré, principalement car tous les pays n'ont pas mis en place la REP en même temps.⁷¹ Nous souhaitons estimer l'impact de la tarification sur l'utilisation des matériaux emballages (réduction et substitution).

Les éco-organismes possèdent des données détaillées sur la quantité et la nature des matériaux d'emballages mis sur le marché chaque année par les producteurs qui souscrivent à leurs services. Cependant, les éco-organismes contactés n'ont pas souhaité nous permettre l'utilisation de leurs données ou n'ont pas répondu à nos sollicitations. Les raisons des refus, quand elles étaient explicitées, étaient que cette décision ne leur appartient pas car ces données appartiennent producteurs. Nous avons donc décidé d'utiliser les données d'Eurostat sur la génération de déchet d'emballages, disponibles par pays, matériaux d'emballage et par année. Les statistiques d'Eurostat correspondent à la mise en application de la Directive emballages, et

70. le point vert était un logo à l'origine utilisé par l'éco-organisme allemand historique, DSD, apposé sur les emballages et permettant d'identifier les producteurs qui avaient contribué à la filière de recyclage.

71. Ainsi, tous les pays ne vont pas contribuer de la même façon à notre coefficient.

donc quasi-systématiquement à la mise en place des systèmes de REP. Ainsi, la disponibilité des données de notre variable REP correspond souvent à la disponibilité des données de la variable déchet.⁷²

Le caractère agrégé des données pour notre variable dépendante nous oblige à développer un jeu important de variables de contrôle, principalement pour capter la variation de la génération de déchet d’emballages qui serait liée à des variations de consommations de produits emballés. La consommation, par exemple de produits alimentaires, peut être captée par les effets fixes pays-matériaux si elle est relativement stable au cours du temps. Pour capter la variation temporelle, nous incluons la consommation en volume de produits alimentaires (nourriture, boissons alcoolisées et boissons non-alcoolisées).

Nous souhaitons également capter les comportements de consommation qui auraient des implications pour la consommation d’emballages. Nous introduisons une variable démographique (part des personnes âgées de plus de 75 ans dans la population) pour capter les nouveaux modes de consommation tels que, la consommation à emporter, ainsi qu’une variable représentant les préférences environnementales, mesurées par le pourcentage de votes allant à un parti identifié comme «écologique» aux élections parlementaires. D’autres modèles statistiques sont également utilisés pour capter de possibles variations temporelles : un modèle dynamique, un modèle avec des tendances spécifiques à chaque pays, et différents effets fixes. Nous incluons également des variables qui devraient influencer les décisions du producteur en matière d’emballage : le prix des matériaux et le coût des transports (approximé par le prix des carburants). Nous adoptons également des méthodes permettant de corriger un éventuel biais de simultanéité entre notre variable dépendante et notre variable d’intérêt (méthode des moindres carrés en deux étapes, méthode généralisée des moments). En particulier, nous sommes préoccupés par le fait que la variation de déchets d’emballages, affecte les coûts de collecte et de recyclage, qui à leur tour devraient être reflétés dans les contributions, taxes, et prix des certificats associés à la REP. Nous utilisons comme variable instrumentale la variable explicative retardée, en appliquant l’hypothèse que les tarifs de REP passés ne sont pas influencés par les variations de déchets futures.

Toutes nos estimations, dont celles destinées à corriger le biais de simultanéité, nous donnent un coefficient proche de notre estimation de base. Nous concluons qu’une augmentation de 1% de la tarification pour tous les matériaux réduit les déchets d’emballages par habitant et par matériau d’environ 0,06%. Pour un habitant européen moyen qui génère environ 166 kg⁷³ de déchet d’emballages par an, 0,06% correspond à environ 100 g par habitant. L’analyse statistique ne détecte pas d’effet de substitution statistiquement significatif entre les différents matériaux d’emballages. Lorsque nous effectuons nos régressions par matériau d’emballages, nous trouvons que l’effet de réduction est plus important pour les plastiques et les

72. Ce n’est pas le cas par exemple pour l’éco-organisme allemand, qui à l’arrivée de la concurrence entre éco-organismes a cessé de rendre disponible publiquement ses tarifs. Tous ces points sont détaillés dans le chapitre II.

73. Chiffre Eurostat (Eurostat, 2018).

métaux. L'effet n'est pas statistiquement significatif pour le verre. Nous concluons que l'effet prévention détecté est faible au regard du volume considérable des déchets générés par habitant.

Il serait néanmoins possible d'exploiter ce levier financier pour encourager à plus de réduction, par exemple, en passant à une responsabilité totale des coûts économiques. La [Directive 2018/98/EC \(2018\)](#) va en ce sens, et requiert une attribution minimale des coûts à la hauteur de 80% pour une REP qui répond à une Directive européenne. En outre, la tarification des coûts environnementaux des matériaux pourrait amplifier cet effet. Par exemple, pour une élasticité constante, une augmentation de 100 % du prix de chaque matériau entraînerait une diminution de 6 % des déchets par habitant (soit environ 10 kg de déchets par habitant).

À l'avenir il sera essentiel de pouvoir évaluer les systèmes de REP avec des données plus fines, par exemple, celles que possèdent les éco-organismes, notamment afin de détecter des effets de substitution au niveau des produits.

3.3 [Résumé du chapitre III] Comment interagissent les politiques nationales de recyclage avec les marchés internationaux de matériaux secondaires ?

Dans le chapitre III, la question des politiques de recyclage est abordée en prenant en compte l'aspect mondialisé des flux de matières. Nous identifions deux défis posés par la mondialisation pour le développement d'un recyclage.

Premièrement, avec le commerce des biens finis, les pays peuvent se spécialiser dans des produits d'intensité matérielle différente (par exemple, les services financiers par rapport à l'industrie manufacturière). Ceci peut entraîner une inadéquation entre les déchets générés par la consommation et les matériaux nécessaires à la production, pour un matériau donné. C'est ce que nous appelons «déséquilibre matériel» (*material imbalance*) dans l'article. Ce déséquilibre matériel peut également être la conséquence d'une croissance (ou d'une décroissance) matérielle dans un même pays.

Deuxièmement, les flux de matière avals (déchets ou recyclés) peuvent également être mondialisés. Alors que les politiques de recyclage seront définies au niveau national, les pays pourront importer et exporter des matières secondaires à l'échelle mondiale. Nous constatons l'existence d'un commerce des déchets importants. En 2016, le commerce international des déchets a représenté 0,6% de la valeur du commerce mondial, représentant 94 milliards de dollars américains et 218 millions de tonnes. Les matériaux secondaires principalement échangés sont les métaux, les papiers et les plastiques (OECD, 2018a).

La réglementation européenne⁷⁴ interdit l'exportation de déchets pour élimination en dehors de l'UE. Mais les exportations pour recyclage sont autorisées et

74. [Regulation n° 1013/2006](#).

comptent pour l'atteinte des objectifs de recyclage définis par l'UE.⁷⁵ Ainsi les exportations de déchets pour recyclage peuvent être une méthode de conformation à une obligation réglementaire.

Dans ce travail, nous cherchons à caractériser l'existence d'un marché des déchets pour recyclage et son interaction avec les politiques de recyclage d'un pays exportateur. Dans une première partie nous dressons un état des lieux du commerce des déchets, et cherchons à comprendre dans quelle mesure les exportations des pays européens ont contribué à leur conformité vis-à-vis des obligations de recyclage définies par l'UE. Dans une deuxième partie, nous définissons théoriquement l'existence d'un marché des déchets pour recyclage et son interaction avec les politiques de recyclage. Nous considérons les déchets comme étant recyclables.

Cette recherche est la première qui vise à caractériser l'existence d'un commerce de déchets (recyclables) en vue d'un recyclage et son interaction avec les politiques de recyclage. Elle contribue ainsi à la littérature sur le commerce des déchets, qui s'est principalement concentrée sur les stratégies de mise en décharge et l'hypothèse du havre des déchets (Copeland, 1991; Baggs, 2009; Kellenberg, 2010, 2012), les flux commerciaux illégaux (Copeland, 1991; Bernard, 2015; Sun, 2019) et le commerce pour la réutilisation (Yokoo et Kinnaman, 2013, Bernard, 2015).

Contexte

Ces dernières décennies, la Chine est devenue le principal importateur de déchets dans le monde. En 2012, 28 % du total des exportations de déchets était dirigé vers la Chine (Bernard et al., 2012). Les déchets importés étaient notamment le carton, pour sa production d'emballages, les plastiques et les ferrailles (Bernard et al., 2012; Velis, 2014). Pour le cas des métaux cependant, la Turquie s'impose comme le premier importateur mondial de ferraille (18Mt, 2016) et le principal acheteur des pays européens (BIR, 2016).

Tandis que les pays de l'UE étaient dépendants de la Chine pour la gestion de leurs déchets recyclables, le système de collecte des déchets chinois était encore peu développé (Velis, 2014). Entre 1992 et 2016, la Chine et Hong-Kong ont représenté 72,4% des importations mondiales cumulées de déchets plastiques (170,5 MMt) (Brooks et al., 2018). Jambeck et al. (2015) estiment que ces importations considérables de déchets plastiques ont seulement ajouté 10 à 13% des déchets plastiques qui sont déjà générés sur le sol chinois. Selon Velis (2014), la demande chinoise pour les déchets plastiques pouvait s'expliquer par un écart entre la demande et l'offre de matières plastiques primaires. Cependant, en parallèle des flux légaux, se sont développés des flux illégaux de déchets, par exemple, l'exportation de déchets mal triés et contaminés (Sun, 2019). En 2018, la Chine a imposé des restrictions sur les importations de déchets qui ont bouleversé le marché mondial du déchet, et notamment pour les programmes de recyclage des pays occidentaux. En particulier, l'UE avait l'habitude d'exporter environ la moitié de ses plastiques destinés au recyclage, principalement vers la Chine (Parlement européen, 2018).

75. Directive 1994/62/EC, amendée par la Directive 2004/12/EC et la Directive 2018/852

Nous régressons les taux de recyclage déclarés par les pays européens sur les exportations vers la Chine, Hong-Kong et la Turquie. D'une part, cela nous permet d'estimer l'amplitude de la dépendance des pays européens à des acteurs isolés ; et d'autre part, à des acteurs qui présentent des normes de recyclages et environnementales moins élevées. Nous utilisons comme variables de contrôle, le produit intérieur brut, la balance commerciale des biens (représentant le «déséquilibre matériel»), le taux de valorisation énergétique (pouvant se développer au détriment du recyclage) et la quantité de déchets générés sur le territoire. Le modèle utilisant des effets fixes pays-matériaux montrent qu'une augmentation de 1% du taux de recyclage (variation temporelle) est associée à une hausse de 1,4 unité de pourcentage des exportations de déchets. Lorsque nous ajoutons un effet fixe année, ce coefficient n'est plus statistiquement significatif, ce qui suggère que sa variation est captée par l'effet temporel. Une interprétation possible est que les exportations sont utilisées comme variable d'ajustement face au surplus des déchets, car nous observons que la variable «génération de déchet» perd également sa significativité.

Nous souhaitons développer ces estimations dans nos recherches futures afin de préciser ces effets de dépendance.

Modèle

Dans une deuxième partie, nous développons un modèle théorique permettant de caractériser l'existence d'un marché international des déchets pour recyclage et l'interaction des politiques de recyclage avec ce marché international. Nous considérons que le commerce pour recyclage correspond à la filière légale, en accord avec la réglementation européenne. Nous développons une analyse positive⁷⁶, dans le sens où le modèle cherche à comprendre le fonctionnement de ces marchés internationaux de matériaux secondaires sans en évaluer théoriquement la désirabilité (il n'inclut pas la notion d'externalité).

Dans le modèle nous considérons un producteur complètement intégré sur la branche avale, qui gère également les déchets. Nous considérons que les processus de recyclage sont efficaces à 100%. Nous ne prenons donc pas en compte les pertes de matière générées par le processus de recyclage, car cet aspect ne nous intéresse pas dans notre cadre d'analyse statique.⁷⁷

Le marché des produits est modélisé de façon exogène. Dans le modèle, les

76. Note pour le lecteur : une analyse positive cherche à comprendre les mécanismes économiques, tandis qu'une approche normative évalue la désirabilité d'une intervention publique sur un marché. Ici, nous cherchons à comprendre le marché des déchets, mais n'évaluons pas spécifiquement sa désirabilité. Cependant, les résultats du modèle pourront nous aider à réfléchir, en discussion, à sa désirabilité.

77. Nous cherchons uniquement à caractériser l'existence d'un marché des déchets dans un cadre statique et non à évaluer les enjeux à long terme d'approvisionnement en matériaux. Nous omettons également les asymétries d'information possibles entre l'importateur et l'exportateur, c'est-à-dire, le fait que l'importateur pourrait se rendre compte sur place qu'une partie des déchets reçus est non recyclable (coûts de dépollution prohibitifs). Ces deux aspects pourraient être intégrés par un taux de perte matière lié aux activités de recyclage sur place, et donc la considération que les activités de recyclage entraînent nécessairement (au moins) un peu de décharge sur place.

normes de recyclage sont considérées comme étant reflétées par le coût du recyclage. Étant donné que le marché des produits est exogène, nous faisons l'hypothèse que les consommateurs ne sont pas au courant de la potentielle dangerosité des produits utilisés, due par exemple, à un recyclage *low-cost*.

Nous faisons l'hypothèse que la branche extractive est toujours plus compétitive que celle du recyclage. À un moment donné, le recyclage pourrait devenir naturellement plus rentable que l'extraction.⁷⁸ Dans ce cas, l'économie n'aura pas besoin de politiques publiques d'incitations à la collecte et au recyclage. Cette possibilité ne nous intéresse pas pour l'analyse que nous souhaitons effectuer, qui inclut les politiques nationales de recyclage. Ainsi nous excluons cette possibilité en normalisant le coût des matières vierges à zéro. Nous faisons également l'hypothèse qu'il existe suffisamment de déchets et de matériaux vierges par rapport aux besoins pour la production, mais qu'utiliser toutes les ressources vierges (sans les déchets) ne suffirait pas à produire en quantité suffisante (répondre à la demande existante), en accord avec le rapport de [Velis \(2014\)](#) pour le cas de la Chine.

Ainsi, dans le modèle, les pays utilisent leurs ressources vierges (moins chères) et recyclent leurs déchets simplement en complément afin de répondre à leurs besoins productifs. Ceci est appréhendé comme la solution «naturelle», et la politique de recyclage est vue comme un moyen de modifier cette solution naturelle.

Dans le cadre de la solution «naturelle», nous montrons dans un équilibre partiel entre deux pays qu'un marché international des matériaux secondaires (déchets ou matériaux recyclés) émerge s'il y a suffisamment d'asymétrie entre les deux pays au niveau de leur déséquilibre matériel, leur demande résiduelle en matériaux, leurs coûts de collecte, de recyclage et de mise en décharge, et si les coûts de transport sont suffisamment bas. En moyenne, le pays exportateur présente des coûts de collecte et une demande résiduelle de matériaux inférieure au pays partenaire, génère plus de déchets, et a des coûts de mise en décharge plus importants. Si le pays importateur a un avantage économique absolu dans le recyclage des déchets, alors il décidera de recycler les déchets chez lui plutôt que de laisser le pays exportateur recycler. Si tel est le cas, nous observerons un marché international des déchets, plutôt qu'un marché international des matériaux recyclés.

Ce premier résultat théorique sur l'existence d'un marché international des déchets est cohérent avec la situation observée. En effet, les pays occidentaux sont susceptibles d'avoir développé des activités de collecte et de tri efficaces en termes de coûts, notamment grâce aux programmes de collecte sélective et des obligations de tri à la source. Ces programmes font supporter une partie des coûts de collecte et de tri sur les ménages, ce qui agit comme une subvention de la part des ménages pour la filière. Par ailleurs, dans ces pays, la mise en décharge est réglementée et souvent taxée ([ADEME, 2017](#)). Ainsi, nous avançons l'hypothèse que les politiques de recyclage mises en place en Europe ont probablement participé au développement de conditions économiques favorables à l'émergence d'un commerce international des déchets (pour recyclage).

À l'équilibre, le prix du déchet entre les deux pays peut être positif, notamment si

78. Lorsque les ressources vierges deviennent rares.

les besoins en termes de déchets recyclables, sont importants. Mais le prix du déchet peut également être négatif, si les pays ont une désutilité ou un coût de mise en décharge élevé. Ainsi, en fonction des conditions économiques, le prix peut devenir positif ou négatif. Baumgärtner et Winkler (2003) et Baumgärtner (2004) appellent cela *l'ambivalence du prix*. C'est-à-dire qu'à un moment donné, un pays qui vend ses déchets (à un prix positif) peut, si les conditions de marché se dégradent, payer l'importateur pour qu'il accepte ses déchets, même si ces déchets sont voués à des opérations de recyclage, et recyclés. Ce résultat est lié à la nature même du déchet, définie dans la section 1, qui se différencie d'un bien classique, du fait qu'il comporte à la fois un objet de nuisance (certain) et une possibilité de valorisation (définie par le marché et les politiques publiques). Ce résultat est conforme à la littérature sur les déchets (Baumgärtner et Winkler, 2003 ; Baumgärtner, 2004; Lupton, 2017; Badgett et al., 2019).

Les données de commerce issues des douanes informent sur la quantité (tonnes) de déchets échangée et le montant de la transaction (dollars USD). Cependant, ces données ne permettent pas de savoir dans quel sens a lieu la transaction, c'est-à-dire, de savoir qui paie pour le transfert des déchets entre l'exportateur et l'importateur. D'après notre modèle, ces deux cas sont possible.

Dans le modèle, nous nous concentrons exclusivement sur le commerce des déchets pour recyclage, et pour être cohérents avec le cadre législatif européen, nous considérons ce cas comme la filière légale. Nous excluons les exportations pour mise en décharge, considérées comme la filière illégale. Cependant, la possibilité d'avoir un prix négatif nous oblige à introduire une restriction supplémentaire au modèle. En effet, si le prix du déchet devient trop négatif, alors les conditions pour des exportations illégales (pour le déversement et la décharge de déchets) se créent et la filière illégale peut divertir les flux de déchets de la filière du recyclage. Nous excluons donc cette possibilité du cadre d'analyse, en faisant l'hypothèse que la demande des pays en déchets est suffisamment grande devant le différentiel des coûts de mise en décharge, du pays exportateur par rapport à l'importateur.

Nous voyons que tout commerce des déchets recyclables, considéré comme légal et stable, peut, suite à un choc (ou une dégradation lente) économique ou politique, dégénérer en des flux illégaux, c'est-à-dire des transferts pour mise en décharge. Ce phénomène est lié à l'ambivalence du prix, qui peut passer de positif à (très) négatif.

Dans le modèle en équilibre partiel, excluant le commerce illégal, l'impact du commerce des déchets sur le recyclage mondial est nul. Les exportations de déchets déplacent la décharge vers le pays importateur, bien qu'ils soient recyclés, car ils se substituent à la collecte et au recyclage nationaux des déchets. En d'autres termes, il est moins cher pour le pays (importateur) d'importer les déchets plutôt que de développer la collecte de ses propres déchets. En particulier, ce résultat repose sur l'hypothèse d'une branche d'extraction plus compétitive que le recyclage (coûts normalisés à zéro).

Ce résultat est a priori cohérent avec les déclarations de la Chine, selon lesquelles l'interdiction des importations de déchets était une mesure visant à stimuler le recyclage national (ISWA, 2018). Il s'agit d'un résultat important pour la littérature

et les débats publics, qui se sont jusqu'à présent concentrés sur l'hypothèse du havre de pollution⁷⁹/du commerce des déchets pour mise en décharge ; et/ou ont considéré le commerce des déchets comme un moyen d'accroître le recyclage mondial tout en minimisant les coûts économiques (OECD, 2018a).

Pour résumer, malgré l'exclusion de la possibilité d'une filière illégale pour mise en décharge, nous observons un déplacement du phénomène de décharge du fait de la substitution du déchet étranger au déchet national. Cet effet serait d'autant plus aggravé si nous avons intégré le fait que les opérations de recyclage génèrent nécessairement des déchets, du fait d'une efficacité complète impossible.

Dans une deuxième partie du modèle, nous étudions l'impact d'un durcissement de la politique de recyclage du pays exportateur. Nous considérons les instruments économiques suivants : subventions de la collecte et du recyclage, et taxation de la mise en décharge. Nous n'intégrons pas la possibilité d'une REP. Ici le producteur est également l'opérateur de déchets, donc le transfert des coûts par la REP est neutre. Néanmoins, la REP s'applique également aux importations de produits et pourrait donc impacter le volume des importations. Cet effet n'est pas étudié ici (marché des produits exogène). Par la suite, nous analysons l'impact de deux instruments réglementaires : les taux de recyclage et les taux d'incorporation.

Nous étudions l'impact des incitations économiques au recyclage dans l'équilibre partiel à deux pays. Nous trouvons qu'en dessous d'un certain seuil (celui de la solution «naturelle»), les incitations économiques du recyclage n'ont aucun effet sur le recyclage local mais incitent à l'exportation. L'intuition derrière ce résultat est que ces politiques favorisent des conditions de commerce : le prix du déchet baisse, et donc l'importateur demande plus de déchets. En parallèle, cette baisse du prix est compatible avec la baisse des coûts du pays exportateur. Le pays n'a pas intérêt à effectuer un recyclage local car utiliser les matières vierges reste plus rentable. La subvention sur les activités de recyclage du pays exportateur permet de baisser les coûts de production locaux, mais n'a aucun impact sur le marché des déchets, si les services de recyclage sont toujours moins chers à l'étranger. Au dessus d'un certain seuil, les incitations économiques données par le gouvernement augmentent le recyclage local. Cependant, l'effet sur les exportations est ambigu. Par ailleurs, dans certains cas, nous voyons que notre condition sur l'absence d'un commerce illégal devient plus restrictive, c'est-à-dire que cette solution peut augmenter le risque que le marché légal se transforme en marché illégal.

Enfin, nous étudions l'impact des obligations réglementaires. Premièrement, nous notons que lorsque le commerce des matériaux secondaires (déchets ou recyclés) est interdit, le taux de recyclage et le taux d'incorporation sont proportionnels. Cependant, lorsque les échanges internationaux sont autorisés, il n'est plus neutre de choisir entre un taux de recyclage, qui oblige à recycler les déchets nationaux,

79. L'hypothèse du havre des déchets fait écho à l'hypothèse du havre de pollution, qui énonce que les activités polluantes vont se localiser dans les pays où les réglementations environnementales sont les moins contraignantes (Copeland, 2008). L'hypothèse du havre des déchets énonce que les pays vont pouvoir directement exporter leur pollution (les déchets), et non seulement délocaliser des activités de production (Kellenberg, 2012).

ici ou ailleurs (incluant les exportations); ou un taux d'incorporation, qui oblige à utiliser des matériaux issus de déchets recyclés, d'ici ou d'ailleurs (incluant les importations).

Nous montrons que pour un pays exportateur isolé et un prix des déchets donné⁸⁰, le pays a généralement intérêt à s'ajuster aux taux de recyclage avec les exportations, alors qu'un taux d'incorporation l'oblige à s'ajuster avec les déchets locaux, au moins jusqu'à atteindre le seuil où les déchets étrangers deviennent moins chers que ses propres déchets. Ce seuil se situe au dessus du seuil de rentabilité de la branche d'exports de déchets, ce qui signifie que si le pays devient importateur, il n'exporte plus de déchets.

Nous concluons que les taux d'incorporation, pour un pays de type exportateur, présentent un meilleur potentiel pour la stimulation d'un recyclage local par rapport au taux de recyclage. Par exemple, avec l'approche des obligations d'incorporation européennes, Nestlé a récemment engagé deux milliards de francs suisses pour le développement des projets de recyclage chimique du plastique.⁸¹ Cependant, il serait intéressant d'étudier ces résultats en équilibre partiel. En effet, l'obligation de recyclage dans le pays exportateur, donne un pouvoir de négociation au pays importateur concernant le prix des déchets, qui va chercher à tirer le prix à la baisse, diminuant le profit (voir, dans le négatif) pour le pays exportateur. Cependant, cette négociation n'a pas lieu d'aller jusqu'au moment où il deviendrait plus rentable pour le pays exportateur de recycler ses propres déchets, si le pays importateur a un intérêt dans les déchets étrangers.

Discussion

Dans cet article, nous avons adopté une approche positive, c'est-à-dire que le modèle ne renseigne pas sur la désirabilité d'un marché international des déchets. Cependant le modèle nous permet de constater que les pays importateurs sont plus susceptibles d'être des économies en développement, qui présentant des réglementations environnementales et sociales plus faibles (coûts de mise en décharge et de recyclage plus bas) ainsi que des programmes de collecte et de tri sous-développés. D'un point de vue environnemental, le commerce des déchets peut être problématique en termes d'émissions si le pays destinataire est éloigné (émissions liées au transport) et moins strict sur le plan environnemental. Par ailleurs, dans notre modèle, les exportations des déchets ont un effet pervers sur le développement de la collecte du pays importateur. Enfin, nous avons vu que le marché peut dégénérer (en marché illégal) suite à une dégradation des conditions économiques du recyclage.

Tous ces éléments questionnent l'intérêt environnemental d'autoriser les exportations de déchets, dans des pays qui sont éloignés, présentent des normes moins strictes, et des programmes de recyclage et de collecte de leurs propres déchets non-

80. Ce prix ne doit pas être trop négatif.

81. Article des Echos, par Myriam Chauvot «Pourquoi le plastique recyclé devient une denrée rare... et chère», publié le 18 janvier 2020, disponible au lien suivant : <https://www.lesechos.fr/industrie-services/energie-environnement/pourquoi-le-plastique-recycle-devient-une-denree-rare-et-chere-1164105>

optimisés. Cependant, une interdiction des exportations ne garantira pas l'arrêt des exportations (illégalles), et il serait probablement plus efficace de développer un système économique où les acteurs n'ont plus intérêt à exporter mais à utiliser leurs déchets, ou dans l'optique d'un respect de la hiérarchie des méthodes de gestion des déchets, à produire (beaucoup) moins de déchets.

4 Conclusion générale

Nos sociétés font face à des défis environnementaux majeurs. La moitié des émissions totales de gaz à effet de serre et plus de 90 % de la perte de biodiversité et du stress hydrique proviennent de l'extraction et de la transformation des ressources (CEAP, 2021). Et pourtant, les Nations unies estiment que d'ici à 2050, le monde pourrait consommer l'équivalent de trois planètes.⁸² Pour faire face à ces enjeux, nos sociétés devront baisser leur empreinte matérielle et énergétique.

Une politique clef de l'Union Européenne et établie dans son *Green Deal*, consiste à promouvoir une économie circulaire. Dans l'introduction, nous avons qualifié l'EC d'ambition, sociétale et politique, de maintenir une activité économique tout en préservant les ressources et l'environnement. L'UE indique qu'elle souhaite utiliser l'EC pour atteindre la neutralité climatique d'ici 2050, réduire son empreinte environnementale et garantir un approvisionnement en matériaux (CEAP, 2021).

L'économie circulaire se réfère le plus souvent à une combinaison d'activités de réduction, de réutilisation et de recyclage des déchets (Kirchherr et al., 2017). Dans le but de respecter les limites planétaires, les politiques d'EC devront nécessairement donner la priorité à la réduction, au même titre que la hiérarchie de méthode de gestion des déchets (HMGD). Le respect de la HMGD définit une condition nécessaire mais non suffisante pour rester sous les limites planétaires, car elle ne quantifie pas la réduction nécessaire quant à l'utilisation des ressources.

Depuis peu, l'EC, telle que promue par la fondation MacArthur, détourne son attention des déchets, et se concentre sur la conception des produits et des systèmes de produits. Elle regarde les déchets et la pollution comme les conséquences des choix de conception des produits. Une approche clef adoptée par l'UE pour inciter à l'éco-conception des produits et à la prévention des déchets est la Responsabilité Élargie des Producteurs (REP).

Dans cette thèse, nous étudions la REP et les taux de recyclage (une obligation réglementaire), au cœur des politiques d'EC. Les taux de recyclage sont liés à la REP, d'une part car ils peuvent être utilisés pour guider cette responsabilité et en définir l'étendue, d'autre part car la REP est parfois simplement utilisée comme un moyen de financer les coûts de l'atteinte de l'objectif de recyclage.

Pour évaluer ces politiques, nous avons développé trois chapitres de thèse.

Le premier chapitre porte sur l'organisation de la REP autour d'un éco-organisme, qui prélève des contributions financières aux producteurs soumis à la REP et finance la filière de recyclage. Nous avons fait la démonstration dans un modèle théorique qu'une telle organisation peut être efficace économiquement lorsque

⁸². Si la population mondiale atteint 9,6 milliards d'habitants d'ici 2050 <https://www.un.org/sustainabledevelopment/sustainable-consumption-production/> Article des Nations Unis «Responsible consumption and production»

la REP se limite à la tarification du coût économique du recyclage et que l'éco-organisme est capable de différencier les tarifs par matériau. L'intuition derrière ce résultat est que l'éco-organisme supporte les coûts économiques du recyclage, et que la politique peut donc mettre en place un certain nombre de règles sous lesquelles l'éco-organisme ne pourra distordre ou gonfler les coûts du recyclage qu'il répercutera aux producteurs. Dans le modèle, ces règles sont une gouvernance par les producteurs ou une concurrence entre éco-organismes. Ce résultat repose notamment sur une hypothèse d'homogénéité des producteurs (produits identiques) et d'une industrie avale compétitive et règlementée.

Le deuxième chapitre évalue l'efficacité des incitations financières générées par la REP au regard de la prévention des déchets d'emballages et des incitations à l'éco-conception. Nous trouvons qu'une augmentation de 1% du tarif au poids appliqué sur l'utilisation d'un matériau d'emballage provoque une diminution de 0,06% des déchets d'emballages par habitant et par matériau. Une baisse de 0,06% par matériau d'emballage correspond à environ 100 g par habitant, pour un citoyen européen générant en moyenne 166kg de déchets d'emballages annuellement (Eurostat, 2018). Bien que cet effet soit encourageant, il est loin de représenter la réduction substantielle nécessaire. Dans certains pays, il reste une certaine marge pour augmenter le montant des tarifs, notamment, en attribuant une allocation totale des coûts aux producteurs ou en durcissant les obligations de recyclage. La Directive 2018/98/EC va en ce sens, et requiert une attribution minimale des coûts à la hauteur de 80% pour une REP qui répond à une Directive européenne.

Ces deux chapitres nous questionnent sur les façons de faire évoluer la REP. Premièrement, la REP pourrait évoluer dans le sens d'un respect de la HMGD et placer la prévention au cœur de son ambition.

Le chapitre I met l'accent sur l'absence d'une tarification des externalités environnementales au sein de la REP. La REP est une responsabilité économique, c'est-à-dire qu'elle répercute les coûts économiques du recyclage en amont, et finance la filière de recyclage. Une REP économique peut donner lieu à des produits éco-conçus et le financement des infrastructures de recyclage nécessaires. *In fine* nous attendons de la REP économique qu'elle augmente la productivité des ressources. Dans cette optique, la prévention des déchets, celle estimée dans le chapitre II, est une conséquence des coûts de recyclage élevés de départ. Mais au fur et à mesure du développement de l'efficacité du recyclage, nous nous attendons à ce que ces coûts baissent, et l'effet prévention avec lui ; à moins que l'effet prévention ne commence à venir de l'amont, de la raréfaction des ressources.⁸³ Dans une optique de durabilité, nous souhaiterions cependant retarder le plus possible la raréfaction des ressources.

Nous pourrions effectuer le même raisonnement avec la réutilisation, excepté qu'elle présente une efficacité matérielle, environnementale et énergétique supérieure au recyclage. Cependant, le recyclage permet la production de nouveaux biens et de nouvelles technologies (par exemple, des technologies plus propres), tandis que la réutilisation est plus restreinte en ce sens.

83. Ou d'une restriction sur les prélèvements.

4. CONCLUSION GÉNÉRALE

Pour accroître l'effet prévention par l'aval, [Glachant \(2004\)](#) et [Glachant et Touboul \(2019\)](#) recommandent la tarification des coûts environnementaux des matériaux. Dans le modèle du chapitre I, la délégation de la tarification des externalités environnementales à un éco-organisme qui suit son intérêt privé (maximisation du profit, maximisation du budget, minimisation des coûts pour les producteurs) est efficace seulement dans le cas où il existerait une dépense (par exemple, de réparation) qui correspondrait au montant du dommage environnemental. Cependant, l'existence d'une telle dépense est incompatible avec le caractère irréversible de nombreuses pollutions.

Une taxe déterminée par une autorité publique ou indépendante permettrait de répercuter les coûts environnementaux des matériaux, sans avoir besoin d'équilibrer le budget des éco-organismes, c'est-à-dire sans avoir besoin de trouver un niveau de dépense correspondant. Il serait possible d'utiliser les canaux de la REP pour collecter cette taxe, afin de limiter les coûts administratifs. D'après l'élasticité calculée dans notre chapitre II, une augmentation de 100% du tarif par matériau d'emballage entraînerait une diminution de 6% des déchets par habitant et par matériau (soit environ 10 kg de déchets par habitant).⁸⁴

Dans la thèse, nous nous sommes référé de multiples fois au cas des plastiques, étant donné les risques écologiques qu'ils présentent. Nous illustrons ici la question d'une tarification environnementale des plastiques. Le coût social des plastiques (une mesure utilisée pour évaluer les dommages économiques) est susceptible d'être très élevé. Par exemple, [Beaumont et al. \(2019\)](#), en se basant sur la valeur des services écosystémiques⁸⁵ marins, estiment que le coût annuel d'une tonne de plastique déversée dans l'océan se situerait entre 3 300 et 33 000 dollars. En comparaison, [Ricke et al. \(2018\)](#) estiment un coût social médian du carbone à 417 dollars par tonne. Dans le cas des plastiques, il ne s'agit pas uniquement d'arrêter le jetable ou d'empêcher les déchets plastiques d'arriver en mer. Les objets du quotidien, même «durables», se fragmentent eux aussi ([Gontard, 2020](#)); bien qu'à une vitesse vraisemblablement plus lente (ne subissant pas la force des courants, des vagues, etc). Par exemple, sur 259 bouteilles d'eau en plastique (non usagées), [Mason et al. \(2018\)](#) ont trouvé que 93% étaient contaminées aux microplastiques. L'impact des micro et nanoparticules de plastiques sur les organismes vivants reste à être (urgemment) évalué précisément. Les plastiques sont présents dans quasiment tous les objets de notre quotidien. Mettre en place une taxation très élevée pourrait poser des problématiques sociales d'accès à la consommation et éventuellement, de régressivité (des effets redistributifs indésirables si les plastiques concernent surtout des biens consommés par les populations modestes), comme cela a déjà été discuté dans le cas des taxes carbone ([Wier et al., 2005](#)). À titre de comparaison, une taxe à 3 000€/t correspondrait à environ 15 fois le prix moyen imposé par la REP emballages, dans l'échantillon considéré dans le chapitre II, soit environ 1/3 du prix

84. La tarification pourrait être moins efficace pour réduire le verre et le papier-carton, comme nous le montrons dans le chapitre II.

85. Estimation de la valeur économique des services rendus par les écosystèmes aux sociétés humaines, se basant sur une valeur de 2011.

d'une bouteille d'eau en plastique d'1,5 L.⁸⁶ Pour des biens pour lesquels il existe une alternative accessible (par exemple, une gourde), cette taxation semble à première vue raisonnable. Les effets, la désirabilité et la mise en place d'une telle taxe sont à étudier plus précisément. Les plastiques peuvent également faire l'objet d'interdictions, comme cela a été prévu pour certains usages par la [Directive 2019/904](#) et la loi [AGEC \(2020\)](#) française; ou d'une conception recherchant la baisse de leur coût social, par exemple en visant leur biodégradabilité (voir par ex. [Gontard et al., 2018](#)).

Une autre manière d'intégrer la prévention au cœur de la REP serait d'attribuer des objectifs de réduction (absolue) aux producteurs, ou aux éco-organismes dans le cadre d'un système collectif. Cette approche nous paraît plus difficile à mettre en place. Par exemple, tous les producteurs devront-ils réduire leur usage matériel d'un même montant? L'objectif de réduction peut favoriser les entreprises historiques et poser des problèmes de compétition sur le marché des produits. Les objectifs de réduction nouvellement adoptés, se concentrent plutôt sur une substitution entre matériaux, c'est-à-dire que la réduction ne concerne qu'un matériau; ou sur une augmentation du réemploi, c'est-à-dire une efficacité matérielle et énergétique plus élevée. Par exemple, la loi [AGEC \(2020\)](#) demande aux producteurs (ou aux éco-organismes les représentant) un plan de prévention et d'écoconception ayant pour objectif de réduire l'usage de ressources non renouvelables.⁸⁷

Deuxièmement, la REP pourrait évoluer vers une dynamique collective d'écoconception plus globale, prenant en compte tout le cycle de vie.

Nous avons vu dans la section 1.3 que les flux de matière générés par l'économie et impactant l'environnement ne se résument pas aux seuls résidus solides et à la fin de vie des produits. Historiquement, [Lindhqvist \(2000\)](#) souhaitait que la REP inclue tous les aspects environnementaux. Dans son format actuel, la REP favorise une conception des produits en faveur de la fin de vie, qui peut se faire au détriment de l'empreinte écologique des étapes antérieures de la vie du produit.

Cependant, un produit comporte une multitude d'aspects qui sont impossibles à identifier complètement pour un agent central et à taxer en intégralité du fait d'une complexité informative et administrative. En effet, tous les flux physiques générés par l'économie provoquent des externalités ([Ayres et Kneese, 1969](#)). Un système trop sophistiqué pourrait engendrer des coûts administratifs trop élevés et réduire les incitations à l'éco-conception et à l'innovation des produits ([Glachant, 2004](#)); et ainsi être inefficace d'un point de vue économique et environnemental.

Les programmes de REP se concentrant sur la fin de vie, simplifient déjà, parfois extrêmement, les incitations à l'éco-conception transmises aux producteurs, qui sont principalement déterminées par les méthodes d'allocation des coûts du programme collectif. Pour rétablir des incitations à l'éco-conception plus précises, les programmes REP français et québécois ont mis en place des systèmes d'éco-

86. Une bouteille d'eau de 31.5g avec un bouchon de 2g, pour un prix fixé à 30 centimes d'euros.

87. Le plan doit aussi avoir pour objectif d'accroître l'utilisation de matières recyclées et d'accroître la recyclabilité de ses produits.

4. CONCLUSION GÉNÉRALE

modulation, dans lesquels certains critères de conception des produits donnent droit à des rabais ou sont sanctionnés. Cependant, il est compliqué de choisir quels critères d'éco-conception doivent être privilégiés (Joltreau, 2018). En outre, la modulation des coûts économiques de la fin de vie par des critères environnementaux vient distordre les coûts économiques, sans pour autant rétablir le coût social des matériaux et des produits. La tarification de la REP pourrait alternativement se faire sur la base d'ACV. Cependant, une tarification par ACV pourrait rendre les systèmes d'incitations trop opaques.

Pour stimuler l'éco-conception, la REP collective pourrait également évoluer dans le sens d'une dynamique d'investissements collectifs, afin de mutualiser les investissements pour de la R&D en éco-conception (Røine and Lee, 2006; OECD, 2016; Micheaux, 2017). Les systèmes collectifs pourraient également permettre de coordonner les producteurs et les filière aval (réparation, tri, recyclage).

Enfin, l'éco-conception des produits ne doit pas éclipser la réduction (absolue, et non relative) de l'empreinte matérielle. En outre, toutes les améliorations de l'empreinte des produits ne résultent pas nécessairement d'une innovation demandant de la R&D ; comme par exemple, remplacer des sacs de course jetables par un sac en toile. La mise en œuvre pratique des incitations à l'éco-conception, à l'économie des ressources et à la prévention (des déchets, des pollutions) dans un système collectif prenant en compte les coûts d'information et administratifs, est une littérature à développer.

Enfin, nous suggérons l'exploration de formes de responsabilité plus contraignantes. Nous avons vu que la REP était une responsabilité avant tout économique et temporaire, attachée au flux des produits mis sur le marché. Parfois, elle est accompagnée d'une responsabilité juridique visant l'atteinte d'un objectif de traitement. Par exemple, les éco-organismes peuvent être rendus responsables de l'atteinte des objectifs de recyclage (ou d'autres opérations). Nous pourrions considérer que cette obligation s'adresse également aux producteurs, ou que la REP évolue vers une responsabilité physique de reprise, en particulier pour les filières où la demande en matière recyclée n'est pas ou peu établie. Ceci sera plus compliqué à mettre en œuvre pour les flux de déchets diffus. Pour respecter le principe de précaution, les entreprises pourraient être rendues responsables de démontrer que leurs produits ne présentent pas de danger pour la santé et l'environnement. Ces pistes de réflexions sont à développer.

Dans le troisième chapitre, nous nous interrogeons sur l'efficacité des politiques de recyclage en présence de marchés internationaux de matériaux secondaires (déchets et recyclés).

Les résultats du premier chapitre (à savoir l'efficacité économique de la délégation de la REP à un éco-organisme) reposaient sur l'hypothèse que le coût du recyclage supporté par ces organisations reflète un prix du recyclage compétitif et réglementé (respect de normes qualitatives, environnementales, sanitaires et sociales). Un recyclage *low cost*, voire, des exportations illégales pour mise en décharge, gé-

nèrerait un signal-prix erroné pour les éco-organismes, qui à leur tour produiraient des incitations trop basses et incorrectes à l'éco-conception. Dans cette optique, les entreprises continueraient à produire des produits difficilement recyclables, ce qui inciterait d'autant plus la filière à rechercher des solutions de recyclage à faible coût dans les pays en développement.

Dans le chapitre III, nous montrons que les politiques de subvention de la collecte et de taxation de la mise en décharge peuvent créer des conditions économiques favorables pour l'émergence d'un marché international des déchets. Pour comprendre ce résultat, nous pouvons regarder le déchet comme un problème de stockage.⁸⁸ Dans notre modèle, la politique de recyclage consiste à favoriser le déstockage pour les ménages, via une subvention de la collecte (ou le développement d'un système de collecte économiquement efficace). Le coût du stockage national (la mise en décharge) incite à poursuivre le déstockage dans un autre pays. La politique de recyclage doit travailler à éviter les phénomènes de transfert, c'est-à-dire, la réduction de l'impact environnemental dans une partie du système en le déplaçant dans une autre partie du système (Korhonen et al., 2018). En outre, favoriser le déstockage peut empêcher la société et les individus qui la composent de subir les effets d'encombrement, de «satiété», vis-à-vis de leur (sur-)consommation matérielle.

Dans le modèle, sous nos hypothèses de modélisation⁸⁹, les exportations de déchets, même lorsqu'ils sont recyclés, déplacent la mise en décharge vers le pays importateur, car les déchets étrangers (bon marché) se substituent à la collecte des déchets nationaux. En outre, le modèle nous permet de constater que les pays importateurs sont plus susceptibles d'être des pays du Sud, dans lesquels les réglementations environnementales sont moins contraignantes, et les programmes de collecte nationale peu développés. Nous observons également dans le modèle que le marché *pour recyclage* peut, suite à une dégradation des conditions économiques ou un changement de politique, «dégénérer» en un marché illégal d'exportations pour mise en décharge. Tout marché des déchets comporte donc un risque. Cependant, l'interdiction seule du marché ne suffirait probablement pas à stopper les flux illégaux. Il est important que le cadre financier et réglementaire produise les incitations nécessaires à recycler les déchets localement, et surtout, à en produire moins, en accord avec la HMGD et les défis écologiques actuels et à venir.

Mettre en place une économie circulaire suppose que dans le futur, l'approvisionnement en matériaux se fasse principalement par la génération de déchets. Dans le chapitre III, nous introduisons le concept de déséquilibre matériel lié au commerce international : si un pays génère trop peu de matière par sa consommation par rapport à ses besoins productifs ; par exemple, parce qu'il exporte beaucoup plus de biens qu'il en consomme sur place ; ce pays se retrouvera dépendant de la génération de déchets d'autres pays. Cependant, il est peu probable qu'un État accepte de rendre sa production trop dépendante de la génération de déchets d'autres pays. À long terme, si les matériaux vierges deviennent trop rares, un modèle d'économie circulaire pourrait diminuer le degré de mondialisation des économies.

88. Je remercie Léopold Monjoie pour cette remarque.

89. Dans le cadre de la solution en coin à l'équilibre partiel, c'est-à-dire, le premier équilibre partiel.

4. CONCLUSION GÉNÉRALE

Enfin, ce travail de thèse nous interroge plus largement sur le respect et la pertinence de la HMGD, qui doit guider toute politique de déchets ([Directive 2008/98/EC](#)).

La prévention et l'évitement semblent être oubliés dans les politiques environnementales. En outre, les politiques étudiées, bien qu'elles encouragent au recyclage, laissent un vide quant à la maîtrise d'un effet rebond (une augmentation de la consommation matérielle permise grâce à une meilleure utilisation des déchets ; [Delacote et al., 2019](#)).

Pendant longtemps les systèmes de REP étaient uniquement axés sur la collecte et le recyclage. Dans le chapitre II nous observons que les incitations à la prévention sont faibles. En outre, les ressources financières mobilisées sont utilisées pour le financement des filières de recyclage. Dans la littérature sur la biodiversité, [Bigard et al. \(2020\)](#) notent une absence récurrente de la phase d'évitement, et une focalisation sur la compensation ([Bigard, 2018](#)) ou la réduction ([Bigard et al., 2020](#)). [Bigard et al. \(2020\)](#) se demandent si la séquence Éviter-Réduire-Compenser (ERC) permet de légitimer la perte de biodiversité. Dans le cadre des agences de l'eau, [Cavagnac et Gouguet \(2008\)](#) expliquent que la complexité de mise en œuvre de la tarification environnementale a conduit les agences françaises à abandonner l'approche Pigouvienne, au profit d'un système de redevances liées aux dépenses de dépollution (une compensation) n'incitant que peu à la prévention ([Glachant, 2002](#)).

Ces stratégies séquentielles (HMGD et ERC) sont-elles mal définies ? [Pires et Martinho \(2019\)](#) critiquent le manque d'indicateurs et de mesures statistiques pour mesurer l'implémentation de la HMGD. La HMGD reste abstraite dans le sens où elle ne comporte pas une déclinaison d'instruments et d'objectifs explicites et opérationnels, à part ceux ayant trait au recyclage et à la valorisation. Les lois ont quelque peu évolué depuis le début de cette thèse. Par exemple, le [CEAP \(2021\)](#) énonce qu'il inclura des objectifs de réduction des déchets pour des flux spécifiques et d'autres mesures de prévention des déchets. La loi [AGEC \(2020\)](#) annonce la fin de tous les emballages plastiques à usage unique d'ici 2040 et le déploiement de dispositifs de vrac. Cependant, la politique de prévention, bien qu'elle doive tenir compte de la nocivité des matériaux, devra concerner tous les matériaux.

La difficulté d'«éviter» tient sans doute au fait que la prévention des déchets n'est pas seulement une politique déchet et a des implications beaucoup plus larges. Par exemple, la suppression d'un emballage peut amener à repenser la chaîne logistique du transport de l'aliment et de sa conservation. Ainsi, cela impliquerait peut-être de consommer des aliments plus locaux. Pour la séquence ERC, «éviter» un impact sur la biodiversité, peut revenir à renoncer à un projet d'aménagement du territoire ou de construction. Une baisse significative de l'empreinte matérielle des sociétés pourrait signifier une modification de leur structure et de leur organisation, au-delà de la conception des produits qu'elles consomment.

Nous suggérons d'explorer la définition d'une politique européenne d'évitement non séquentielle, c'est-à-dire visant uniquement à réduire l'utilisation des ressources et à préserver le capital naturel.

Chapitre I

Implementing a Circular Economy with Producer Responsibility Organizations

Implementing a Circular Economy with Producer Responsibility Organizations

with Pierre Fleckinger¹

Recycling, reuse, and reduction of exhaustible resources has become a major goal in developed economies, which entails the active participation of producers. The implementation of Extended Producer Responsibility, whereby firms are financially responsible for their products end-of-life costs, is commonly delegated to a Producer Responsibility Organisation (PRO). PROs collect fees from producers to organize collection, sorting and recycling of waste. These fees hence have a twofold role of financing the PROs operations and inducing better product design and reasoned material use by the producers. We propose a theoretical framework to study the salient features of this dominant industry organization. The crucial PROs pricing decisions are determined in particular by their status (nonprofit or for profit), the degree of ownership by the producers, and the coarseness of pricing depending on the material. We show that the complex interplay of budget-balance for the PRO and incentive provisions for the producers is key to address policy questions and provide guidance for the design of EPR programs.

JEL classification : Q53 ; H23 ; L33 ; L51.

Keywords : Circular Economy, Extended Producer Responsibility, Producers Organizations.

1. Ecole des Mines de Paris, PSL Research University & Paris School of Economics, pierre.fleckinger@mines-paristech.fr

Plan du chapitre

1	Introduction	91
2	Context	94
2.1	PROs legal form and objective function	94
2.2	Fee modulation	95
3	The model	96
3.1	Material flows and costs	96
3.2	Recycling rates, collection costs and treatment costs	97
3.3	Externalities	98
3.4	Total social cost	98
4	Model with independent materials	99
4.1	Social optimum	99
4.2	On the impossibility of achieving the first-best with a nonprofit PRO	100
4.3	Monopoly PRO	101
4.4	Governance in monopoly PROs	103
4.5	Competition	106
5	Uniform fees	110
5.1	Constrained optimum	110
5.2	Independent monopoly PRO	111
5.3	Producers' governance in a monopoly PRO	115
5.4	Exclusive competition between PROs	117
6	Interdependent use of materials	117
7	Discussion	119
8	Conclusion	122
	Appendix	123
I.A	Notations	123
I.B	General model	123
I.C	Firm program	124
I.D	Social Optimum	124
I.E	For-profit PRO	126
I.F	Nonprofit PRO	127
I.G	Competing PROs	129
I.G.1	Exclusive competition	129
I.G.2	Non-exclusive competition	129
I.H	PRO with a social responsibility	130
I.I	Firm program with a uniform fee	130
I.J	Constrained Optimum with a uniform fee	131
I.K	For-profit PRO program with a uniform fee	134
I.L	nonprofit PRO program with a uniform fee	136
I.M	Producer's governance	137
I.N	Interdependent materials	138

I.N.1	Social Optimum	140
I.N.2	PRO program	140
I.O	Interdependent materials & a uniform fee	143
I.O.1	Social optimum	143
I.O.2	PRO's program	144

1 Introduction

Making producers responsible for the costs of recycling their products or for dealing with the waste they generate has become a leading policy option in most advanced economies during the past two decades. At the core of a circular economy, Extended Producer Responsibility (EPR) programs are designed to provide incentives for greener product design. While the broad principle makes immediate sense and has been widely adopted, the ability of EPR to deliver the expected goals crucially hinges on the institutional design of the policy.

EPR is an approach in which producers become responsible for their products' end-of-life and is most often coupled with recycling objectives. Producers are expected to internalize recycling costs of their products and adapt their product design towards waste prevention and enhanced recyclability. The case of the European Union, a leader in the domain, provides numerous illustrations. EPR has been mandated by the European Commission for End-of-Life Vehicles (ELV; [Directive 2000/53/EC](#)), batteries ([Directive 2006/66/EC](#)) and Electrical and Electronic Equipment (WEEE; [Directive 2012/19/EU](#)). While EPR is not mandatory for packaging, it is commonly used to achieve packaging recycling objectives of the [Directive 2018/852](#). Usually, each individual producer is allowed to organise its own recycling program. In practice, such individual systems would imply prohibitive costs, and producers are mostly organised collectively around Producer Responsibility Organisations (PROs; [OECD, 2016](#)), thereby achieving economies of scale. Such PROs might concern a branch or gather materials for several branches, and there might even be multiple organizations in place for some material flows. The implementation of EPR schemes is therefore a complex exercise in institutional design and industrial organization, which efficiency is determined by the behavior of successive actors with different objectives.

PROs are already major actors of the circular economy. They operate under two main responsibility regimes. *Financial* PROs finance the recycling program under EPR (collecting, sorting and recycling) by collecting fees from producers and redistribute it to municipalities and other actors in charge of waste management operations. *Operational* PROs are directly involved in downstream activities, i.e. vertically integrated or contract with waste management operators ([OECD, 2016](#)).² While the distinction is of significance operationally, both kind of organization share the main feature that producers' are financially liable for the associated costs. What are the costs for the producers however rests—at least partially—in the end of the PROs. Fees are indeed set—in a more or less constrained way—by the PROs and influence the producers' product design and material use, which in turn affects recycling activities.

What can guarantee that the PRO will effectively charge the effective recycling

2. Similar systems seem to be used in other cases of resource management. For example, a contribution-redistribution system is in place for drinking water management in France. Water agencies receive a fee from all actors who withdraw water or harm its quality, and must redistribute the revenue to actors undertaking waterworks, such as wastewater treatment plants ([Barraqué, 2007](#); [Barraqué and Laigneau, 2017](#))

costs? Several studies point to high personnel salaries and excessive provisions in nonprofit PROs (OECD, 2001; French Court of Auditors, 2016; Mayers, 2007), suggesting excessive fees. Furthermore, Glachant and Touboul (2019) show distortion in materials' pricing for the French packaging PRO, where glass and steel packaging materials are privileged over plastics and aluminium. The questions of fees level and fees differentiation among materials are hence of first-order. In this paper we analyze the efficiency of delegating EPR to PROs. In particular, we seek to understand which policy design induces the appropriate pricing of recycling costs by the PRO. Our analysis addresses the key policy questions and provides guidance for the design of EPR programs.

We consider various policy aspects and their parameters, as part of EPR programs. EPR is a way of delegating waste policies to producers (Fleckinger and Glachant, 2010), and governments have several instruments to manage EPR recycling programs and PROs. First, the EPR program is associated with a collection and recycling objectives in line with the European Directive and the national legislation. Public authorities may also set requirements on fees' structure in order to favour the use of some materials or product design (e.g., fees differentiated by materials). In addition, PROs may be imposed a zero profit constraint and/or the presence of competitors.³ Finally, the PRO can be under control or influenced by producers. We investigate all those aspects to draw policy-relevant messages on the most desirable implementation of EPR programs.

There is a small theoretical literature on EPR and its effects on welfare (Runkel, 2003; Fleckinger and Glachant, 2010), costs and recycling performances (Ozdemir-Akyildirim, 2015) and waste exports (Bernard, 2015). Runkel (2003) study how EPR influences product durability and welfare. The author shows that non-EPR measures implement the first-best optimum if households are fully rational and do not resort to moonlight dumping. Fleckinger and Glachant (2010) extend Runkel's model by endogenizing the design of EPR programs, and study in particular the issue of producers' collusion. They find that when waste management is provided competitively, individual EPR programs are more desirable than a perfect collusive PRO in terms of welfare, and vice-versa. Ozdemir-Akyildirim (2015) compares deposit-refund systems and PROs. The PRO minimizes the (unique) fee to be charged on his members. The author finds that deposit-refund systems lead to less costs for producers, but lower recycling rates than PROs. Bernard (2015) theoretically analyses how more stringent regulations in the North can impact product reusability of Northern firms, considering north-south trade in reusable goods. The PRO, owned by adhering producers, minimizes firms' net disposal costs producing an homogeneous good, notably through waste exports to Southern countries.

We contribute to the literature by being the firsts to analyze in depth PROs pricing behaviour and the organization of competitive PRO markets. To focus our analysis at the PRO level, we abstract from imperfect competition in the product market and take recycling efficiency as exogenous. A PRO's role is therefore to finance the recycling program for a homogeneous and atomized sector. Our main

3. In addition, PROs activities are monitored by public authorities (accreditation, audits, etc ; OECD, 2016).

results are presented in Table I.1. At the social optimum, all material-induced costs, economic and environmental, should be priced. This lead to higher financial resources than needed for the recycling program if the pricing reflects both technical treatment costs and environmental externalities. Hence, the social optimum cannot be reached with the most widespread legislation whereby PROs are endorsed with a budget-balance constraint and recycling responsibility. Analyzing deeper PROs pricing behaviors, we show that a monopolistic independent PRO always distorts fees from the materials' effective recycling costs, be it for increasing its profit or its budget, as a nonprofit. If the PRO is fully under producers' control, it sets fees at the exact recycling cost. Opening competition between PROs prevent divergence of fees from material recycling costs, regardless of a package pricing or material-specific competition. Furthermore, we consider the realistic case in which it is impossible to finely differentiate fees per material. When this is the case, the social planner may wish to reduce recycling targets, taking into account the recycling program economic feasibility. An independent monopolistic PRO may also prefer to exclude some material from its program, so as to increase profit or budget. Producer control and competition can however help reducing such exclusion.

TABLE I.1 – Main results

		Fee f_m for material $m \in \mathcal{M} = \{1..M\}$	Uniform fee f for all materials
Social optimum		Social cost of using material m	Not optimal
Monopolistic independent PRO	For-profit PRO	Inflation of fees with material abatement costs and initial use	Possible exclusion strategies and inflation of f
	nonprofit PRO	Systematic cross-subsidies unless exception (eq. I.19)	Possible exclusion strategies
Monopolistic producer-led PRO	For and not-for profit	Fees equal recycling costs	Average fee for a null profit
Competing PROs		Fees equal recycling costs	Average fee for a null profit

The second section introduces more context and literature on EPR implementation and justifies the model's hypotheses. Section 3 presents the model. Section 4 introduces results of the restricted model (independence of materials in production). Section 5 analyses the case of uniform fees. Section 6 reviews our results with two interdependent materials. Section 7 discusses EPR design. Section 8 concludes.

2 Context

2.1 PROs legal form and objective function

The questions of the best legal form for PROs and whether there should be competition between them fuel the research and policy debate since decades. While the most widespread legal form of PROs is a nonprofit organization owned by adhering producers ([European Commission, 2014](#)), another common form is a for-profit PRO owned by profit-seeking investors (e.g, waste management operators ; [OECD, 2016](#)), while public (nonprofit) PROs can also be found. Clearly, a PRO's legal form and producers' control over it are important drivers of its pricing behaviour.

What exactly is the objective of a nonprofit PRO, beyond running a sufficient budget to finance the recycling program? The literature traditionally distinguishes two main objectives for nonprofit organizations (NPOs). [Tullock \(1966\)](#) proposed that managers running NPO exhibit a budget maximization objective, because higher budgets are associated with higher salary and prestige. Accordingly, NPOs should maximize their budget irrespective of a cost-benefit analysis ([Brooks, 2005](#)). Alternatively, [Hansmann \(1981\)](#) introduced the more altruistic notions of service-maximization, whereby NPOs managers are more impact-oriented, seeking to increase their service provision, either in quality or quantity or in some mix thereof. [Steinberg \(1986\)](#) empirically confirms that health firms in four U.S. metropolitan areas pursue budget maximization, while other sectors such as education seek to maximize total service provided.

In our analysis, PROs take recycling costs as exogenous and do not seek to achieve higher recycling targets than the mandatory ones. Hence, in our model, PROs can be considered as "financial" PROs, or "operational" PROs outsourcing activities to perfectly competitive and ethical recyclers. Because of their ability to set fees, PROs are not reliant on fundraising as in [Steinberg \(1986\)](#) or [Brooks \(2005\)](#) and can adjust compliance revenues to recycling costs. Hence, we assume on the one hand that nonprofit PROs set fees so as to increase their budget while equaling revenues to expenses. This matches observations on excessive PROs expenses and salaries ([OECD, 2001](#); [Mayers, 2007](#); [French Court of Auditors, 2016](#)). For instance, the [French Court of Auditors \(2016\)](#) noticed high personnel expenses, up to 17% of perceived fees, with the largest individual gross earnings larger than €300K.⁴ On the other hand, when PROs are controlled by producers, they will naturally tend to minimize fees since they internalize the costs for their members. This in turn generates larger amount of waste and recycling services for a given recycling rate. The objective function of the PROs, determined by the institutional setup, is therefore a key determinant of EPR efficiency.

Note that in our model, the PRO can implement a dissuasive fee if the material is too costly to recycle (non-recyclable). In practice, the exclusion of a material (for example, the exclusion of certain plastics) could be socially difficult. In this regard, a PRO that cannot set up a dissuasive fee could aim at maximizing its recycling

4. The highest gross earnings, including bonuses and advantages was €347.204 as of 2013.

service, if the recycling target is too high compared to the real recycling possibilities (due to the important presence of non-recyclable materials). In addition, we could consider that the PRO maximize a service function of advice to producers on eco-design (Micheaux, 2017). We leave such considerations for future research.

The issue of competition in PRO markets has mainly been addressed by the OECD (OECD, 2016) and competition authorities (Bundeskartellamt, 2012; French Competition Authority, 2016). According to OECD (2016), a monopoly situation may be beneficial for the creation of the recycling channel, in order to address a context of uncertainty and the need for large investments. They however argue that competition restrictions should be removed as soon as possible to improve cost efficiency (OECD, 2016). In Germany, competition between packaging PROs has arrived in 2003, with today around 10 PROs (European Commission, 2014). Rasek and Smuda (2018) provide an ex-post evaluation of the introduction of competition in the German packaging waste compliance scheme market. They find a price drop of 63% corresponding to a monopoly over-charge of 174%.⁵ Competition increases producers' power of balance, since they choose their PRO.⁶ Note that in practice, the existence of several PROs does not necessarily mean a competitive market. PROs may have different scopes (e.g. product subcategories or geographical scope; European Commission, 2014). Whether the PRO service is subject to competition or not is another key aspect of the institutional design that our approach accounts for.

2.2 Fee modulation

For efficiency as well as for fairness issues, the finer the fee structure is, the better the PROs pricing. *Fee modulation* is hence a cornerstone of policy when it is feasible. Indeed when fees are finely conditioned on the material characteristics, the PRO can in principle channel better the flows downstream and incentivize green design upstream. Public authorities often impose requirements on fees structure to reflect these aspects as well the potential environmental externalities of the various materials. As recycling consists in the recovery of a given material, the associated costs are by definition material-specific.⁷ *Fee modulation* is implemented at the material level in EPR schemes for packaging in the EU. This means that different fees apply to glass, metals, plastics, etc. However the modulation is less often implemented at the material sub-type level (e.g. PET, PP, HDPE for plastics; European Commission (2014)), for simplifying the compliance procedure and because of the inherent observability and measurement difficulties for some products. Table I.2 shows fees set by the French monopolistic nonprofit PRO for household packaging

5. The monopoly over-charge is calculated by the authors as follows : $\frac{\text{monopoly price}}{\text{competition price}} - 1$

6. This should also increase public authorities' power, which can credibly threat not to re-accredit a PRO (Glachant, 2009) if recycling performances are not satisfying. In our model, we assume that the PRO reaches the given recycling objective if it provides sufficient funding for its costs.

7. Other design aspects affect a product's recyclability (e.g. ease of disassembly, multi-layering, metal alloy, etc...) beyond the material itself. This may lead to further fee modulation, that we do not consider in our analysis.

3. THE MODEL

(Citeo) in 2019 and those charged by an Austrian PRO operating in an oligopolistic (ARA Recycling) in the same year.

TABLE I.2 – Household packaging fees (2019 €/t)

PRO	<i>Citeo</i> (France, 2019)		<i>ARA Altstoff Recycling</i> (Austria, 2019)
Status	Monopoly, nonprofit		Competition (75% market share)
Packaging material	fee (€/ton)	kilotonnes delegated to the PRO	fee (€/ton)
Aluminium	110.4	84	290
Steel	45.6	253	260
Paper and cardboard	162.8	1 060	90
Bricks	249.7	67	580
Plastics	346.3	1 155	630
Glass	14.0	2 516	87
Ceramics			120
Wood			18
Textile Fibres			150
Biodegradable Materials			400
Other materials	346.3	31	640

Source : [Citeo \(2019a\)](#), [Citeo \(2019b\)](#); [ARA Altstoff Recycling Austria \(2019\)](#)

Notes : Citeo also charges unit-based fee (per packaging unit), penalties (100%) for plastics having no recycling channel and a bonus (8%) for plastics having a recycling channel

A uniform fee for plastics, as in ARA Recycling, provide incentives to reduce plastic use regardless of the plastic resin, although at least 12 plastic resins have large commercial applications ([Plastics Europe, 2019](#)) and have different recyclability and costs.⁸

3 The model

3.1 Material flows and costs

A sector produces an output composed of M materials in \mathcal{M} , generating a vector of end-of-life flows $q = (q_1 \dots q_M)$. This sector can be interpreted as one firm, or a set of firms active on independent final markets. That is, we abstract from competitive effects⁹ on the downstream market to focus on the organization of EPR. In the following, we hence refer to the production as a single firm, bearing in mind the broader interpretation of a full sector.

In the absence of EPR, the business-as-usual flow is

$$q^0 = (q_1^0 \dots q_M^0). \quad (\text{I.1})$$

8. Note that for multiple product streams, the fee is set at the product level (€/product), because of the product's complexity (e.g., up to 70 materials in a smartphone; [ADEME, 2018](#)). Product fees eventually provide incentives to reduce product quantities, and are not in the scope of our analysis.

9. See for instance [Runkel \(2003\)](#) and [Fleckinger and Glachant \(2010\)](#) for analyses of these aspects.

This reference corresponds to the technical efficiency reached by firms, absent further policy. To respond to EPR policies, firms have however the possibility to adapt their material use from this business-as-usual level at a cost

$$C(q^0, q) = \frac{1}{2}(q^0 - q)^T \cdot \mathbf{C} \cdot (q^0 - q), \quad (\text{I.2})$$

where \cdot denote the scalar product of two vectors, superscript T denotes the transpose operator and \mathbf{C} is a square matrix with elements c_{ij} . In addition, we use the notation $c_i \equiv c_{ii}$ for the diagonal elements of the cost matrix.

Employing this generalized quadratic cost function allows us to capture the reduction and substitution costs of the M material in the design and production of the firm. For instance, in order to reduce q_1^0 to q_1 absent substitution effects, the relevant cost parameter is c_1 . In the case where q_1 pertains to an essential material, c_1 would approach infinity : any reduction would be prohibitively costly. In turn, c_{12} for instance informs on the cost of replacing material 1 by material 2.

The producer is enrolled in an EPR scheme and delegates its responsibility to a PRO. The PRO charges a material-specific compliance unit fee f_m for material m , and f denotes the vector of these fees. Since we abstract from competitive effects on the product market, the producer simply minimizes its total cost :

$$TC(q, f) = C(q^0, q) + f \cdot q \quad (\text{I.3})$$

3.2 Recycling rates, collection costs and treatment costs

While the firm controls technical costs through its product design, the PRO handles (financially or operationally) the collection and treatment phase. Moreover, the PRO is responsible for meeting recycling rate targets determined by public authorities.

Let $r_m \in [0, 1]$ be the material-specific¹⁰ recycling rate for material $m \in \mathcal{M}$. 100% recycling may be very hard to achieve, if not impossible. Firstly, recycling activities themselves lead to secondary waste and loss of materials during the recycling process. Secondly, further difficulties can be attributable to the collection phase, which embodies the difficulty to set a recycling program. Collection costs increase more than proportionally to the recycling target, due to transportation and information costs. Some households live in remote areas and some waste are dispersed in nature. A high recycling target, and therefore, a high collection target, will be more and more costly to achieve because this implies collecting waste, which is the most costly to collect (e.g. mountain chalet, picking up waste in dense forests). This could also be interpreted as information costs : informing and convincing the most reticent or uninterested households not sorting their waste or leaving litter

10. The [Directive 1994/62/EC](#) mandates recycling targets to be reached by packaging material, as well as an overall packaging recycling target. In France, the government has set a recycling rate defined for all packaging materials. It would be interesting to study PROs' pricing behavior when the target is not differentiated by material. We leave this consideration for future research.

in nature can be very costly, as well as the obtaining the relevant information on where to pick up the waste.

To capture these aspects, we consider a stylized version of the collection problem : the material to be collected is uniformly distributed over some segment of addresses $x \in [0, 1]$ in a Hotelling fashion and the recycling facility is located at address $x = 0$. Therefore waste located at address $x = 0$ is the easiest to pick up and $x = 1$ the most costly. Transportation costs are assumed linear with marginal cost t . Hence, the minimal unit collection costs to fulfill a given recycling objective r_m for material m are obtained by first picking up the closest waste and moving on along the address segment. This yields the following average unit collection cost :

$$\int_0^{r_m} txdx = \frac{1}{2}tr_m^2. \quad (\text{I.4})$$

Once collected, the material, must be recycled in a facility. Let z_m be the unit technical cost associated with this last stage. Overall, the unit cost of treating for material m is hence :

$$W_m(r_m) := r_m\left(\frac{1}{2}tr_m + z_m\right)q_m. \quad (\text{I.5})$$

This treatment cost is borne by the PRO in exchange for the fees collected (for a total budget $f \cdot q$).

3.3 Externalities

Finally, the materials generate environmental externalities, whether recycled or disposed. Let e_m^R denotes the unit environmental cost generated by recycling activities and e_m^D the environmental cost of disposed waste. We assume that e_m^D is greater than e_m^R , meaning that it is always¹¹ environmentally preferable to recycle rather than dispose of waste in nature, as recycling saves resources and extraction activities.

3.4 Total social cost

Adding all three cost components (at the firm level, in the recycling sector and the externality), the full social cost of material flow is then :

$$SC = \underbrace{C(q^0, q)}_{\text{firm's costs}} + \underbrace{\sum_{m=1}^M W_m(r_m)q_m}_{\text{treatment cost borne by the PRO}} + \underbrace{\sum_{m=1}^M e_m^R r_m q_m}_{\text{recycling externalities}} + \underbrace{\sum_{m=1}^M e_m^D (1 - r_m) q_m}_{\text{disposal externalities}}. \quad (\text{I.6})$$

We are now in position to analyze the various institutional arrangements and objectives of PRO to evaluate various public policy options. In the next section, we start by analyzing the simpler case of independent materials in the firm's production process.

11. For some biodegradable waste, this statement could be questioned.

4 Model with independent materials

Here we assume that materials are independent in the sense that $c_{i,j} = 0$ when $i \neq j$, $(i, j) \in \mathcal{M}$. Hence the matrix \mathbf{C} is diagonal and defined by :

$$\mathbf{C} = \begin{pmatrix} c_1 & & & 0 \\ & \cdot & & \\ 0 & & \cdot & \\ & & & c_M \end{pmatrix} \quad (\text{I.7})$$

The cost function of the firm becomes :

$$C(q^0, q) = \frac{1}{2} \sum_{m \in \mathcal{M}} c_m (q_m^0 - q_m)^2 \quad (\text{I.8})$$

Without substitution possibilities, the cost of the abatement is simply the cost of reducing the use of material while maintaining the performance and strength of the product. This issue is commonly referred to as “material efficiency” (as in Worrell et al., 1995) and pertains to applications such as microcircuits or thinner packaging where the only flexibility available to the firm is to reduce the use of each material. The producer pays $f_m q_m$ in compliance costs to the PRO for all m . From the first-order condition, we obtain the producer’s material use :

$$q_m(f_m) = q_m^0 - \frac{f_m}{c_m} \quad \text{if } c_m q_m^0 > f_m \quad \text{else } q_m = 0 \quad (\text{I.9})$$

In this case, while each material is treated independently at the production level, at the PRO level the budget constraint can still imply non-trivial interaction between material flows, and, perhaps more importantly, in the choice of fees. In this section, we study various institutional arrangement and PRO governance structures to understand the kind of distortion that each is susceptible to generate. We begin in the next section by laying down the social optimum for further reference.

4.1 Social optimum

In this case, it is straightforward to obtain the first-best if a public authority can set recycling rates and fees.

Lemma 1 (First-best r_m). *The social optimum is attained when :*

$$r_m^{FB} = \min\left(\max\left(0, \frac{(e_m^D - e_m^R) - z_m}{t}\right), 1\right) \quad (\text{I.10})$$

$$f_m^{FB} = r_m(z_m + \frac{t}{2}r_m) + e_m^R r_m + (1 - r_m)e_m^D. \quad (\text{I.11})$$

Proof. The proof is presented in Appendix I.D. ■

The optimal recycling rate (r_m^{FB}) increases with the environmental preferability of recycling over disposal ($e_m^D - e_m^R$), minus the operational costs of recycling (z_m). This rate is lowered by the practical difficulty of implementing a recycling program, reflected by collection costs (t) and thus, the society's willingness to recycle and the distribution of households over the territory. The EPR compliance fee is differentiated by materials and is akin to a Pigouvian tax. We can rewrite f_m^{FB} as :

$$f_m^{FB} = e_m^D - \frac{t}{2}(r_m^*)^2 \quad (\text{I.12})$$

Hence, $f_m \in [e_m^D - \frac{t}{2}, e_m^D]$.

The socially optimal quantity of material m (q_m^{FB}) decreases with economic costs of recycling $r_m(z_m + \frac{t}{2}r_m)$ as well as environmental costs of waste : $e_m^R r_m$ and $(1 - r_m)e_m^D$. It increases with abatement costs, e.g. in the case this material would represent an essential component of the good. In case both, externalities and economic costs, were too high as compared to abatement costs (c_m) and the initial material use (q_m^0), it is optimal to have an exclusion of the material ($q_m^{FB} = 0$). For example, plastics have strong economic and environmental costs at end-of-life. In some cases, one may be able to avoid them at reasonable abatement costs (e.g., some packaging) and $q_m^{FB} = 0$. However it seems more difficult to avoid them as electrical insulators or medical infusion bags, which would imply a high c_m and $q_m^{FB} > 0$. The first best (FB) optimum excludes all materials m such that $c_m q_m^0 < f_m^{FB}$.

This FB optimum can only be reached with a material-specific fee, as q_m^{FB} is differentiated according to economic and environmental costs for a given material m . However in practice, it may be difficult to implement a full differentiation e.g. for goods with multiple components. We study the implication of using uniform fees in Section 5.

4.2 On the impossibility of achieving the first-best with a nonprofit PRO

PROs' role is usually to ensure compliance with the recycling target at the cost of producers. Hence, most of the time, externalities of recycling and disposal go beyond their scope of responsibility. Hence, by definition and depending on how EPR is designed, we cannot expect the PRO to set $f_m = f_m^{FB}$. This implies that material use, e.g. packaging quantities, will always be too high as compared to the social optimum, if complementary mechanisms to lower material use are not in place (reduction objectives, complementary packaging or material taxes). But at least, we can expect the PRO to price the effective economic costs of recycling, i.e. $f_m = r_m(z_m + \frac{t}{2}r_m)$. In the rest of the section, we assume that the PRO only has an economic responsibility and use the notation $W_m := r_m(z_m + \frac{t}{2}r_m)$. r_m is given by public authorities, which eventually require r_m^{FB} . $W_m(r_m)$ is given by the downstream industry for a given r_m . Hence for W_m to represent the effective recycling costs, this downstream industry is assumed to be competitive and to behave ethically (e.g., no illegal exports towards South countries ; Bernard, 2015).

The PRO simply has to pay the price $W_m(r_m)$ to reach r_m . If costs are prohibitive, the material is excluded : $q_m = 0$. In practice such exclusions may be socially difficult to implement.

Hence, in order for the recycling program to run, we must have $\pi_{PRO} = \sum_{m=1}^M (f_m - W_m)q_m \geq 0$. In the first best, $f_m^{FB} > W_m(r_m^{FB})$, so there is more funding than needed. The PRO profit writes as :

$$\pi_{PRO}^{FB}(f_m^{FB}, q_m) = \sum_{m=1}^M (e_m^R + (1 - r_m)e_m^D)q_m > 0 \quad (\text{I.13})$$

if $\exists m \in \mathcal{M} : q_m > 0$.

Proposition 1. *A nonprofit status is incompatible with a first-best pricing, when PROs' missions are restricted to the recycling program functioning.*

The proposition hence shows that unless externalities associated with end-of-life are inexistent, the first-best cannot be attained when the PRO is constrained to exactly balance its budget. As a consequence, though introducing EPR is still an improvement over the status-quo in this context, there is no hope to reach the first-best with the widespread design in which PROs are managed only through budget-balance and recycling targets.

4.3 Monopoly PRO

4.3.1 For-profit (or unlimited reserves)

Most PROs are legally nonprofit organisations (European Commission, 2014), especially when operating under a monopoly situation. The for-profit status seems to have emerged with the arrival of competition in EPR systems, particularly for WEEE and packaging in Germany and the United-Kingdom (OECD, 2016). In Finland, the monopolistic PRO for oil constitutes an exception as it is for-profit, but the European Commission (2014) describes it rather as a “government-run scheme outsourced to a private company” (p.201).

However, nonprofit PROs are allowed to keep cash surplus as provisions for future charges (OECD, 2016). From a theoretical point of view, uncontrolled reserves can lead nonprofit PROs to act as for-profit, while banking their surplus into salaries or provisions for future charges. In 1998, the historical German nonprofit PRO for packaging Deutsches Duales System (DSD) displayed a surplus of around DM 200 million (around EUR 100 million) (OECD, 2001). Rasek and Smuda (2018) estimated a monopoly overcharge of 174% for DSD. More recently, the 2016 report of French Court of Auditors warned that some French nonprofit PROs, have constituted excessive and unjustified provisions in view of their spending. In the late 90s, some European PROs for batteries had accumulated financial surplus up to 65% of revenue received (Mayers, 2007).

4. MODEL WITH INDEPENDENT MATERIALS

Considering M materials, the monopolistic for-profit PRO maximises its profit

$$\pi_{PRO} = \sum_{m=1}^M (f_m - W_m)q_m, \quad (\text{I.14})$$

which yields :

$$f_m^* = \frac{1}{2}(c_m q_m^0 + W_m), \quad \forall m \in \mathcal{M}. \quad (\text{I.15})$$

Lemma 2 (For-profit PRO). *An independent profit-maximiser PRO distorts tariffs from the effective recycling costs (W_m). In particular, the PRO inflates fees with firms' abatement costs (c_m) and initial material use (q_m^0), which allows setting high fees while maintaining high level of waste at the same time.*

Proof. The proof is presented in Appendix I.E ■

The PRO excludes all materials for which $c_m q_m^0 < W_m$. We note as \mathcal{M}_p , the set containing non-excluded materials : $\mathcal{M}_p : \{m \in \mathcal{M} | q_m(f_m^*) > 0\}$.

If the PRO is nonprofit but allowed to provision uncontrolled large cash flows, cash reserves R equal the PRO's profit at maximisation :

$$R = \pi_{PRO}(f_m^*) = \frac{1}{2} \sum_{m \in \mathcal{M}_p} c_m \left(q_m^0 - \frac{W_m}{c_m} \right)^2 \quad (\text{I.16})$$

4.3.2 Nonprofit with controlled reserves

We now consider a nonprofit PRO with no or limited possibility of cash reserves \bar{R} , to which we assign a *budget maximisation* program. In this case, while having an objective of zero profit, the PRO will tend to maximise its budget $\sum_{m=1}^M f_m q_m$. In other words, for zero reserves, the PRO will set its tariff on its highest iso-budget curve that allows it to make a zero profit (strict financing of the recycling program), as illustrated in [Figure I.1](#) for two materials (point B).

The Lagrangian associated to the maximisation problem is :

$$\mathcal{L} = \sum_{m=1}^M f_m q_m - \lambda(\pi_{PRO} - \bar{R}) \quad (\text{I.17})$$

The solution is such that for any material pair $(i, j) \in \mathcal{M}, i \neq j$, the following holds :

$$\left(\frac{2f_i}{c_i} - q_i^0 \right) \left(\bar{R} - \frac{W_j}{c_j} \right) = \left(\frac{2f_j}{c_j} - q_j^0 \right) \left(\bar{R} - \frac{W_i}{c_i} \right). \quad (\text{I.18})$$

This leads to the following proposition :

Proposition 2 (nonprofit PRO). *A nonprofit PRO subject to limited reserves \bar{R} systematically implements cross-subsidies between materials, unless the following*

condition holds :

$$\frac{W_i}{W_j} = \frac{c_i(2\bar{R} - q_i^0)}{c_j(2\bar{R} - q_j^0)} + \bar{R}(q_i^0 - q_j^0). \quad (\text{I.19})$$

Proof. The proof is presented in Appendix I.F ■

The proposition hence asserts that the combination of a nonprofit status and limited PROs reserves (including zero reserves) does not lead to a fair pricing of recycling costs. If the government imposes a strict zero profit constraint, $\bar{R} = 0$, equation I.19 becomes :

$$\frac{W_i}{W_j} = \frac{c_i q_i^0}{c_j q_j^0} \quad (\text{I.20})$$

The PRO only prices the effective recycling cost under perfect proportionality.

Example 1 illustrates proposition 2.

Example 1 (Two materials). *We consider a good constituted of two materials G "Green", easily recyclable, and B, "Brown". We set $\bar{R} = 0$, $w_G = \frac{1}{4}$, $w_B = \frac{1}{2}$, $q_B = q_G = c_G = 1$ and $c_B = \frac{1}{2}$, the budget maximisation program leads to the following optimal schedule :*

$$f_G = w_B \quad (\text{I.21})$$

$$f_B = w_G \quad (\text{I.22})$$

This example shows that imposing a nonprofit status does not ensure a fair pricing of recycling costs, and can lead to important price distortions.

4.4 Governance in monopoly PROs

4.4.1 For-profits

The governance issue in European PROs is complex. Most nonprofit PROs are owned by adhering producers (European Commission, 2014), where the PRO's legal status is an anonymous society where producers are shareholders, or a professional association. Producers compose the PRO's board and other actors such as NGOs may be invited, but often with no voting power (European Commission, 2014). For-profit PROs are owned by profit-looking investors (*ibidem*), which can be vertically-integrated waste management operators, as in Germany for five competing PROs for packaging (Bundeskartellamt, 2012). To the best of our knowledge, a monopolistic for-profit PRO where producers would have shares and sit at the board, does not exist. We still consider this case below, for the sake of comparison between the monopoly and competition case (Section 4.5).

Intuitively, producers will aim at influencing the PRO's tariff such that it is on their lowest iso-cost curve that allows a strict financing of the recycling program (zero profit for the PRO), as illustrated in Figure I.1 for two materials (point N).

4. MODEL WITH INDEPENDENT MATERIALS

We consider that producers have a collective influence α in the PRO's governance, and receives no dividends. Hence $1 - \alpha$ can be seen as the independence degree of the PRO *vis-à-vis* producers. The governance structure maximises the function H :

$$H(\alpha, f_m, q_m) = (1 - \alpha)\pi_{PRO} - \alpha TC \quad (\text{I.23})$$

We restrict α such as $\max(\alpha) = \frac{1}{2}$. Above $\frac{1}{2}$, the PRO cannot finance the recycling program ($\pi_{PRO} < 0$). This restriction is equivalent to introducing a binding constraint on $\pi_{PRO} \geq 0$, which we demonstrates in Appendix I.E.

We obtain :

$$f_m^*(\alpha) = \frac{1 - 2\alpha}{2 - 3\alpha} c_m q_m^0 + \frac{1 - \alpha}{2 - 3\alpha} W_m \quad \forall m \in \mathcal{M} \quad (\text{I.24})$$

$$\begin{cases} \text{when } \alpha \rightarrow 0, f_m^* = \frac{1}{2}(c_m q_m^0 + W_m) \\ \text{when } \alpha \rightarrow \frac{1}{2}, f_m^* = W_m \end{cases} \quad (\text{I.25})$$

When producers have the maximal influence (α) and no shares in the PRO's profit, the PRO charges the effective recycling cost (W_m).

We now consider that producers have shares and receives dividends.¹² The governance structure maximises the function H' :

$$H'(\alpha, f_m, q_m) = \pi_{PRO} - \alpha TC \quad (\text{I.26})$$

Here we do not have to restrict α because the producers have an interest in the PRO's profit, so it cannot become negative : $\max(\alpha) = 1$

We obtain :

$$f_m^*(\alpha) = \frac{1}{2 + \alpha} (c_m q_m^0 + W_m) \quad \forall m \in \mathcal{M} \quad (\text{I.27})$$

When producers have an interest in the PRO's profit, the PRO never charges the effective recycling cost (W_m), no matter its degree of independence ($1 - \alpha$).

4.4.2 Nonprofits (and limited reserves)

The nonprofit PRO follows a budget maximisation objective with no profit and limited reserves \bar{R} . Without loss of generality we set $\bar{R} = 0$. If producers are active in

12. nonprofit PROs accumulating reserves, have already shown to redistribute reserves through reduced fees in the next period (e.g. 9.5% discount by DSD in 1999; OECD, 2001, p. 145). Hence producers in nonprofit PROs could have interests in the PRO's profit, where dividends would take the form of future reduced fees.

the governance, they can favour their own interest : production costs' minimisation, and thus we tend to a service maximisation objective as in Steinberg (1986) : In our case, a maximisation of waste amounts for a given recycling percentage.

The Lagrangian associated to the problem can be written as :

$$\mathcal{L} = (1 - \alpha) \sum_{m=1}^M f_m q_m - \alpha TC - \lambda(\pi_{PRO} - \bar{R}) \quad (\text{I.28})$$

In this case, we do not have to restrict on α ($\max \alpha = 1$), because the positive profit constraint is explicited in the Lagrangian.

To solve the program, we consider a material pair (i, j) . We find that materials are linked by the relation :

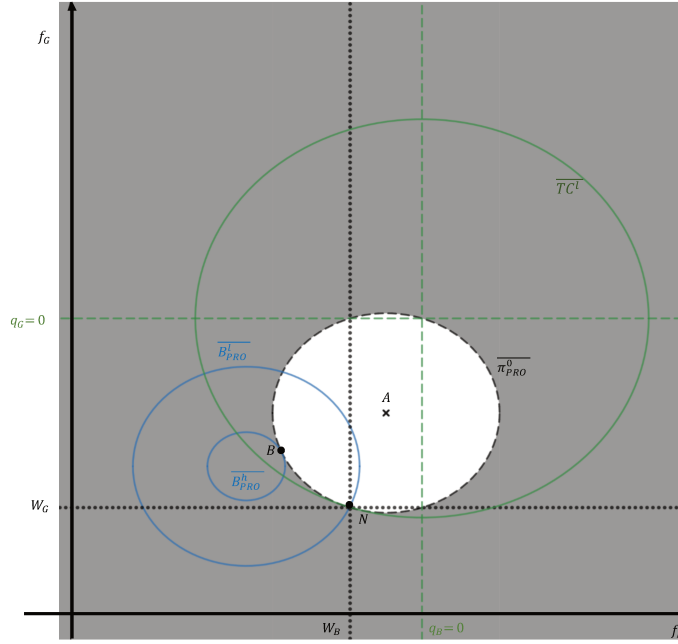
$$f_i \left[(3\alpha - 2) W_j - \alpha c_j q_j^0 \right] = f_j \left[(3\alpha - 2) W_i - \alpha c_i q_i^0 \right] + (1 - 2\alpha) \left[c_j q_j^0 \cdot W_i - c_i q_i^0 \cdot W_j \right] \quad (\text{I.29})$$

When $\alpha = 1$, the unique solution is $\{f_i = W_i, f_j = W_j\}$. This leads to the following proposition :

Proposition 3 (Producers' governance). *If producers have no interest in the PRO's profit, the PRO charges the effective recycling cost $f_m^* = W_m$ no matter its status, when producers' influence is maximal. Figure I.1 illustrates this proposition with two materials.*

Proof. The proof is presented in Appendix I.E and I.F ■

FIGURE I.1 – Illustration of proposition 3 with two materials (m_B, m_G)



- | | |
|-----------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------|
| $\overline{TC^l}$: lowest iso-cost for a null-profit | A : fees maximising the PRO's profit |
| π^0_{PRO} : null profit curve | B : fees maximising the PRO's budget for a null profit |
| B^h_{PRO} : highest iso-budget for a null-profit | N : fees minimising producers' costs for a null profit |
| B^l_{PRO} : iso-budget under effective recycling cost pricing | |

When $\alpha = 0$ the nonprofit PRO distorts fees as shown by point B on Figure I.1. As $\alpha \rightarrow 1$, the equilibrium moves to N. This result is linked to fundamental assumptions of the model (homogeneous producers, no market power in the product market).

4.5 Competition

One reason for introducing competition is to incentivize PROs to look for cost efficiency in their structure or downstream efficiency (e.g. tender process) and to prevent fee inflation. With exogenous recycling costs, we set aside downstream efficiency. In the early 2000s, the German EPR system shifted from a single nonprofit PRO to multiple competing for-profit PROs (10 as of 2015), following the decisions of the German Federal Cartel Office and the European Commission (OECD, 2016). The introduction of competition led to important fee reductions (OECD, 2016; Rasek and Smuda, 2018).

Competitive PROs usually have a universal service obligation, to prevent new entrants from cherry-picking the most profitable materials (OECD, 2016). We distinguish between exclusive competition (universal service) and non-exclusive competition, although in practice, this concern pertains more to downstream management

operations, than an upstream collection of fees.

4.5.1 Exclusive Competition : package pricing

We now consider a set $\mathcal{P} = \{1, \dots, P\}$ of P PROs, and a set $\mathcal{N} = \{1, \dots, N\}$ of N identical producers using all materials M at quantity $x_{m,n}$. At $t = 1$, each PRO $p \in \mathcal{P}$ defines a fee schedule F_p for the M materials. Hence PROs define a *package price*, and treat all materials. At this stage, PROs do not know the number of memberships that they will receive.

$$\forall p \in \mathcal{P}, \quad F_p = \{f_1^p, \dots, f_M^p\} \quad (\text{I.30})$$

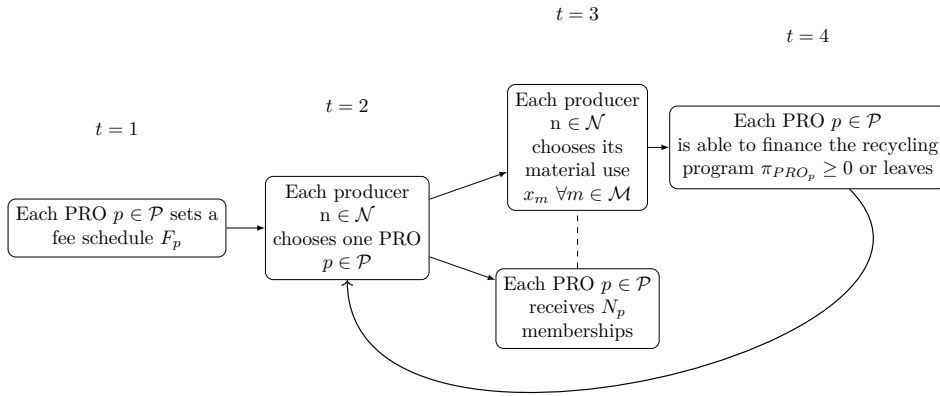


FIGURE I.2 – Exclusive competition

At $t = 2$, each producer $n \in \mathcal{N}$ plays a strategy S_n , which corresponds to its choice of one PRO $p \in \mathcal{P}$. The individual producer delegates to this PRO all of its material waste for a given fee schedule F_p .

$$\forall n \in \mathcal{N}, \quad S_n = \{p \in \mathcal{P}\} \quad (\text{I.31})$$

At $t = 3$, each PRO $p \in \mathcal{P}$ knows its members $N_p \subset \mathcal{N}$. Knowing its fee schedule F_p , each producer $n \in \mathcal{N}$ chooses its material use $x_{m,n} \forall m \in \mathcal{M}$ following the minimisation of its production costs TC_n .

At $t = 4$, each PRO is able to finance the recycling program of its members ($\pi_{PRO_p} \geq 0$) or leaves the market. Hence, in the model we assume that PROs only collect and treat their members' waste.¹³

13. In practice, this would be impossible for some waste streams, such as packaging, largely dispersed on the territory and in households. To prevent duplicated infrastructures, the territory is shared between PROs according to their upstream membership size (OECD, 2016). However in our model, as we have assumed that material waste costs are identical across producers, the producer's identity does not make any difference, i.e. $w_1 x_{1,a} = w_1 x_{1,b}$ if $x_{1,a} = x_{1,b}$, $a, b \in \mathcal{N}$.

4. MODEL WITH INDEPENDENT MATERIALS

Graphical illustration We illustrate our results graphically in the case of $\mathcal{M} = \{1, 2\}$, N homogeneous producers, and P PROs. At $t = 1$, each PRO p proposes a package offer $F_p = \{f_1^p, f_2^p\}$.

The isoprofit curve $\overline{\pi_{PRO,k}^l}$ of PRO k and level l is an ellipse, whose center corresponds to a fee schedule maximising the PRO's profit (point P). $\overline{\pi_{PRO}^0}$ is the null-profit curve of PROs. Within the null-profit curve (white area), the PRO makes profit, outside, it is unable to finance the recycling program and leaves. Hence the PRO will set a fee in the *white* area in Figure I.3.

The isocost curve \overline{TC} of producers is an ellipse of center M , where both materials are excluded. At $t = 2$, each producer will choose the F_p on the farthest isocost, in the south-west direction otherwise $x_{m,n} \leq 0$. The lowest cost which allows the recycling program's financing is achieved with \overline{TC}^l at $N_0 : (w_1, w_2)$.

Hence, if a PRO has set fees in point E , other PROs have interest in setting fees closer to N_0 in order to get all memberships. Once all PROs are at N_0 , there is no incentive to deviate. N_0 is the only Nash Equilibrium of the game.

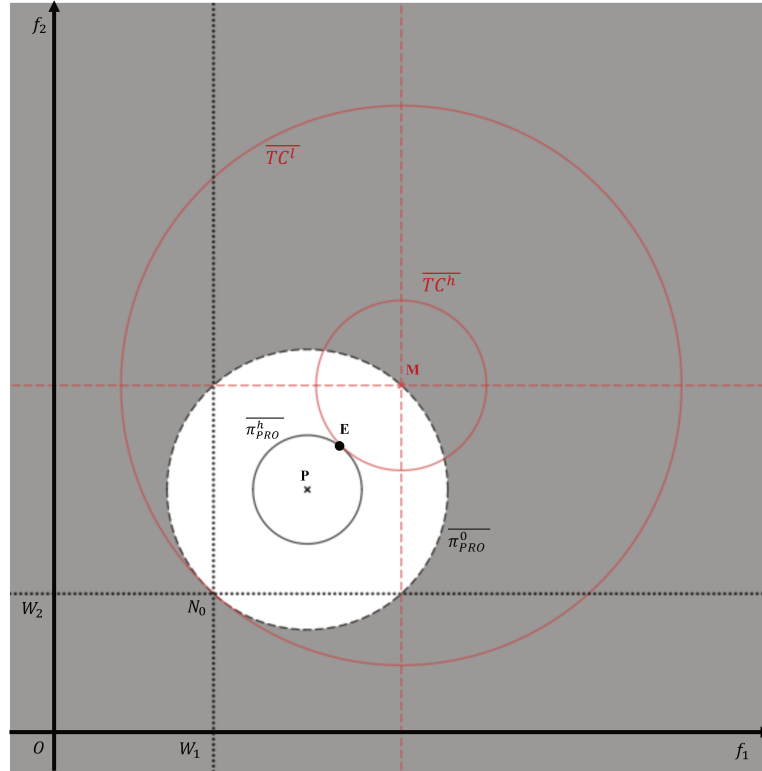


FIGURE I.3 – Nash equilibrium in competition

4.5.2 Non-exclusive Competition

We now consider that producers can decompose their material waste flows and have the possibility to choose one PRO for each material. Concerns in the literature pertaining to non-exclusive competition is material cherry-picking (OECD, 2016), meaning that PROs will only enter the most profitable markets.

In our model with no fixed costs, PROs may refuse to enter a market m where $W_m > c_m q_m^0$. In fact, the PRO will be indifferent to enter this market, as it will set a fee discouraging the use of this material m . We note $\mathcal{M}_0 : \{m \in \mathcal{M} | W_m > c_m q_m^0\}$, a set of M_0 materials.

At $t = 1$, each PRO $p \in \mathcal{P}$ chooses to enter M_p markets $m \in \mathcal{M}_p$, and sets a corresponding fee f_m^p . At $t = 2$, each producer $n \in \mathcal{N}$ plays a strategy S_n which consists in choosing one PRO p for each material m (M choices).

$$S_n = \{p_1^n, \dots, p_M^n\} \quad (\text{I.32})$$

At $t = 3$, each PRO p knows its members $\mathcal{N}_{p,m}$ for each $m \in \mathcal{M}_p$. Each producer n chooses its material use $x_{m,n}$. At $t = 4$, each PRO is able to finance the recycling of each material ($\pi_{PRO_{p,m}} \geq 0$) or leaves.

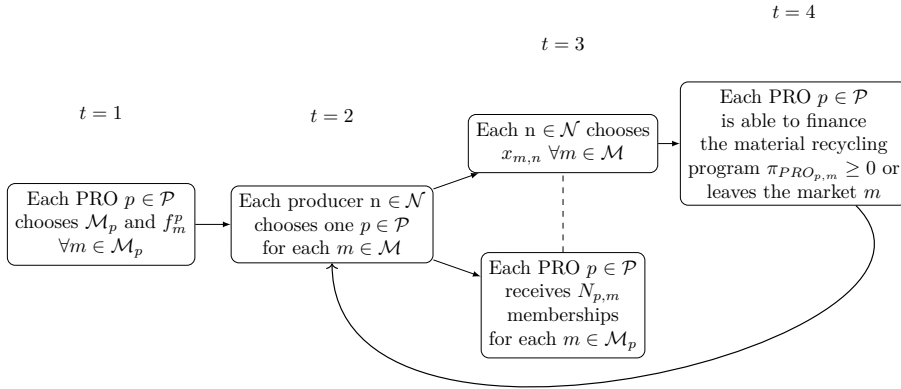


FIGURE I.4 – Exclusive competition

Proposition 4 (Competition). *Under non-exclusive competition, at least $M - M_0$ recycling programs are covered by competitive PROs, and all M markets under exclusive competition. PROs' fees converge towards the effective recycling costs as the only Nash equilibrium.*

Proof. The proof is presented in Appendix I.G ■

We have shown that under full governance (in nonprofits or for-profit with no dividends) and competition, the PRO charges the effective recycling costs. What if the PRO is attributed a social responsibility? We show in Appendix I.H, that if there exists a material expenditure E_m equalling the material's environmental cost : $r_m e_m^R + (1 - r_m) e_m^D$, the social optimum can be reached while delegating EPR to PROs. This situation is discussed in Section 7.

5 Uniform fees

We consider in this section that the PRO charges a material-homogeneous fee f for all independent materials $m \in \mathcal{M}$. For instance, *Eco-mobilier*, a French PRO for furnitures, uses a weight-based uniform fee for the category “all types of furnitures” (*Eco-mobilier*, 2018). Quite intuitively, if a for-profit PRO has the choice, it will never use fee averaging as it prevents price discrimination. In practice, such a tariff can be implemented to simplify administrative procedures (*OECD*, 2016). We study the implications in terms of material use and PROs’ behaviours.

Remark 1. *In a setting for a given uniform fee f and without substitution, producers lower use of materials which have lowest unit cost of abatement and initial use. Considering that the m materials are ordered according to $c_m q_m^0$, the firm will completely renounce to materials $m < m_0$ for which $c_m q_m^0 < f$. For $m \in [m_0, M]$, the reduction of material use by the firm is given by :*

$$q_m^0 - \frac{f}{c_m} \quad (\text{I.33})$$

When $m_0 = 1$ all materials remained on the market. Hence with uniform fees, materials excluded or most reduced are those that are cheapest to abate.

We look at the existence of a constrained optimum with a uniform fee.

5.1 Constrained optimum

The social planner minimises the social cost function by setting r_m^{CO} and f^{CO} . With a uniform fee, the minimisation of social costs does not guarantee the functioning of the recycling program (see App. I.J). Hence the social planner adds a feasibility constraint to its optimisation problem.

$$\begin{aligned} \mathcal{L}(f, r_m, \lambda) = & \frac{1}{2} \sum_{m=1}^M c_m (q_m^0 - q_m)^2 + \sum_{m=1}^M q_m \left[r_m (z_m + \frac{t}{2} r_m) + r_m e_m^R + (1 - r_m) e_m^D \right] \\ & - \lambda \left[\sum_{m=1}^M q_m \left(f - r_m (z_m + \frac{t}{2} r_m) \right) \right] \quad (\text{I.34}) \end{aligned}$$

with λ , the parameter associated to the feasibility constraint.

Lemma 3. *The uniform pricing leading to a constrained optimum, when the feasibility constraint is not binding, is defined as the harmonic mean of abatement costs weighted by economic and environmental costs of end-of-life products.*

$$f^u = \frac{\sum_{m=m_0}^M \frac{f_m^{FB}}{c_m}}{\sum_{m=m_0}^M \frac{1}{c_m}} \quad (\text{I.35})$$

f^u increases with economic and environmental costs of all materials, which will give firms homogeneous incentives to reduce materials. f^u increases with a given c_m

when material m has relatively low recycling and environmental costs compared to other materials.

Taking into account the feasibility constraint, we obtain :

$$\begin{cases} r_m^{CO} = \frac{e_m^D - e_m^R - (1+\lambda)z_m}{t(1+\lambda)} & m = m_0..M \\ f^{CO} = \left(\frac{1}{1+2\lambda}\right) (f^u + 2\lambda \cdot f^*) \end{cases} \quad (\text{I.36})$$

with f^* , the uniform fee charged by an independent for-profit PRO maximising its profit with respect to f .

Remark 2. *Taking into account the feasibility constraint of the recycling program, the social planner may downwards recycling targets while charging a premium to raise additional funds. Hence, when full modulation is impossible and the feasibility constraint binding, economic constraints take precedence over environmental considerations in the determination of recycling targets.*

Proof. The proof is presented in Appendix I.J ■

Comparatively to the first best optimum, f^{CO} may exclude more or less materials, but most importantly, not the same materials as in the first best.¹⁴ We consider that the government sets $r_m = r_m^{CO}$ in the rest of the section. We discuss the implications of relaxing of this assumption in Section 5.2.3.

5.2 Independent monopoly PRO

5.2.1 For-profit PRO

A for-profit PRO uses uniform fees if it is constrained to do so. With uniform fees, the PRO has the possibility to choose to exclude materials with low $c_m q_m^0$, as shown in Figure I.5. The PRO's program now writes as :

$$\max_{m_0 \in \mathcal{M}, f_m \in \mathbf{R}^+} \pi_{PRO} \quad (\text{I.37})$$

Lemma 4. *The for-profit PRO, constrained in using uniform fees, charges f^* , which averages abatement costs, material initial use and recycling costs of the set of materials that it chooses to treat ($\forall m \geq m_0$).*

$$f^* = \frac{1}{2} \frac{\sum_{m=m_0}^M \left(q_m^0 + \frac{W_m}{c_m} \right)}{\sum_{m=m_0}^M \frac{1}{c_m}} \quad (\text{I.38})$$

Proof. The proof is present in Appendix I.E. ■

14. In the extreme case where $e_m^D, e_m^R \rightarrow \infty$ for one given m , the constrained optimum leads to $q_m = 0$ for all m and r_m .

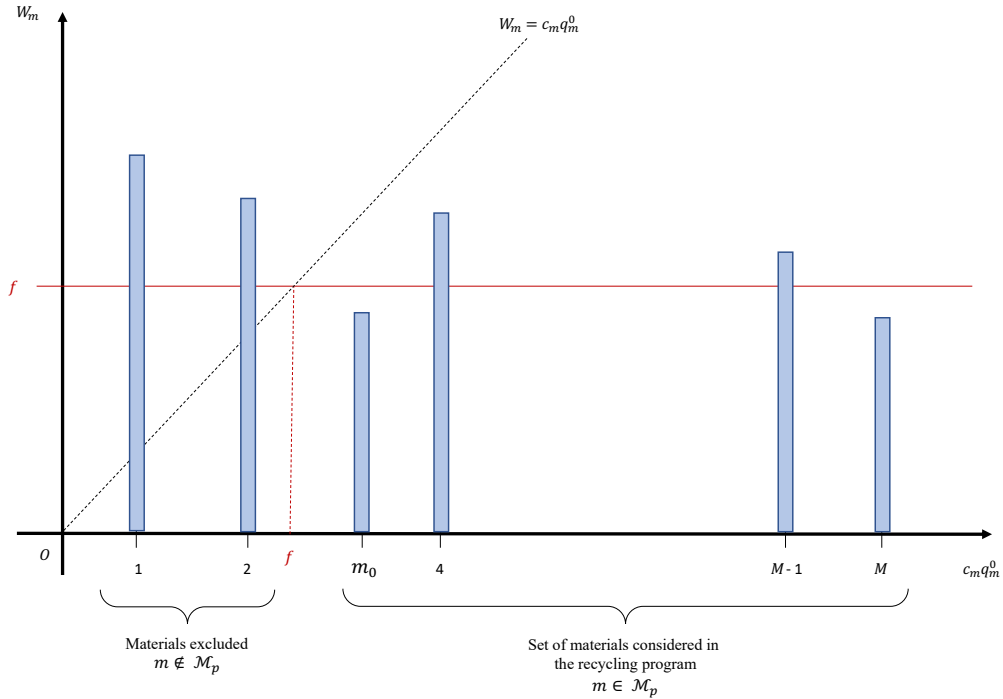


FIGURE I.5 – Uniform fees and exclusion

A profit-maximising PRO increases f^* with initial material use q_m^0 and recycling costs W_m . It increases f^* following the increase of abatement costs c_m of a given material m , except if this material has higher recycling costs than others. Indeed, when abatement costs of an expensive-to-recycle material increase (e.g. Polypropylene (PP)), there is more PP to recycle. Hence by decreasing its fee (f^*), the PRO increases the quantity of all materials (on average less costly to recycle than PP), which decreases the average cost of recycling.

Example 2 (Two materials). *Considering a “Green” and a “Brown” materials and parameters $W_G = \frac{1}{4}$, $W_B = \frac{1}{2}$, $c_G = \frac{3}{4}$, $c_B = 2$, $q_G^0 = q_B^0 = 1$. The PRO can choose the set $\{m_G, m_B\}$ or $\{m_B\}$. If the PRO sets $f^* = \frac{4}{3}$, then $\mathcal{M} = \{m_B\}$, and $\pi_{PRO} \approx 0.28$. While choosing $\mathcal{M} = \{m_G, m_B\}$, $f^* = \frac{7}{10}$ and $\pi_{PRO} \approx 0.16$. In this example, the PRO excludes the green material to increase its profit.*

5.2.2 Nonprofit PRO

The nonprofit PRO sets f_0 , such that $\pi_{PRO} = \bar{R}$. We set $\bar{R} = 0$. The nonprofit PRO will behave so as to increase its budget, with the difficulty that f_0 should perfectly equilibrate the PRO finances.

As the profit function is strictly concave, there exists at most two uniform fees that allows equalling revenues and expenses in a given material set. We show in Appendix I.L that when two solutions exists, charging the lowest fee allows the

largest budget. Figure I.8 illustrates this result. There are graphically two solutions for a null profit (B and B'). The lower fee schedule B is on a highest iso-budget than B' . Hence, strategies of budget-maximisation are limited to the choice of material set, i.e. to exclusion strategies.

The PRO program is

$$\begin{cases} \max_{m_0, f_0} \sum_{m=1}^M f_0 q_m \\ \text{s.t. } \pi_{PRO} = 0 \end{cases} \quad (\text{I.39})$$

Lemma 5. *We consider H subsets $\mathcal{M}_h \subset \mathcal{M}$, that allow balancing the budget, with $h = 0, 1 \dots H$, $H \leq M$. f^* is the uniform tariff set by an independent for-profit PRO. If it can exclude materials, the PRO chooses the set of materials that allows the highest budget for a null profit. The PRO chooses the set such that :*

$$\Delta(\mathcal{M}_h) \geq 0 \quad (\text{I.40})$$

$$f_0 \sum_{m \in \mathcal{M}_h} q_m \geq f'_0 \sum_{m \in \mathcal{M}_{i \neq h}} q_m \quad (\text{I.41})$$

With $\Delta(\mathcal{M}_h)$ the discriminant for the solution $\pi_{PRO}(\mathcal{M}_h) = 0$. The exclusion is possible if :

$$f_0 < \min(c_m q_m^0) | m \in \mathcal{M}_h \quad (\text{I.42})$$

$$f_0 > c_m q_m^0 \quad \forall m \notin \mathcal{M}_h \quad (\text{I.43})$$

In this set \mathcal{M}_h , the PRO sets f_0 such that :

$$f_{0_{m \in \mathcal{M}_h}} = f_{m \in \mathcal{M}_h}^* - A \quad \text{and } \mathcal{M}_h \text{ contains at least two materials} \quad (\text{I.44})$$

with A an expression contained between 0 and f^* .

Proof. The proof is presented in Appendix I.L . ■

If the PRO can exclude materials, the nonprofit PRO charges the f_0 that allows balancing its budget and maximising its size.

Example 3 (Two materials). *With the same parameters as before, the uniform tariff allowing a null profit $\pi_{PRO} = 0$, and the highest budget is again $f \approx 0.4$, a solution for $\pi_{PRO} = 0$. The PRO treats both materials m_B and m_G . Excluding the green material for a null profit is impossible ($W_B > c_G q_G^0$).*

Proposition 5. *The constraint of uniform fees can lead the independent monopolistic PRO to ‘cherry-picking’ behaviours, i.e. exclusion of materials by setting a discouraging average fee. Such strategies are more complex to implement for nonprofits, which have to reach a financial equilibrium.*

5.2.3 On the difficulty of balancing a budget with a uniform fee

$\Delta(\mathcal{M}_p)$ is the discriminant for the polynomial equation $\pi_{PRO}(f) = 0$, $\mathcal{M}_p \subset \mathcal{M}$, without exclusion strategy. We have assumed that the government sets $r_m = r_m^{CO}$, hence takes into account financial equilibrium constraint of the recycling program. Accordingly $\exists f : \Delta(\mathcal{M}_p) \geq 0$.

Relaxing this assumption, a strict balanced budget (zero reserves) for the PRO on an initial material set with at least two materials may be impossible : $\Delta(\mathcal{M}_p) < 0$. Figure I.6 illustrates this case with two materials (m_B, m_G). The *brown* material has very high recycling cost W_B and would have been excluded with differentiated fees ($c_B q_B^0 < W_B$). The null-profit curve never crosses the uniform fee line $f_B = f_G$, $\Delta(m_B, m_G) < 0$. The PRO cannot exclude the brown material with a uniform fee and respect a null profit constraint since $W_G < c_B q_B^0$. In this case, the PRO fails to finance the recycling program for a null profit, unless excluding all materials.

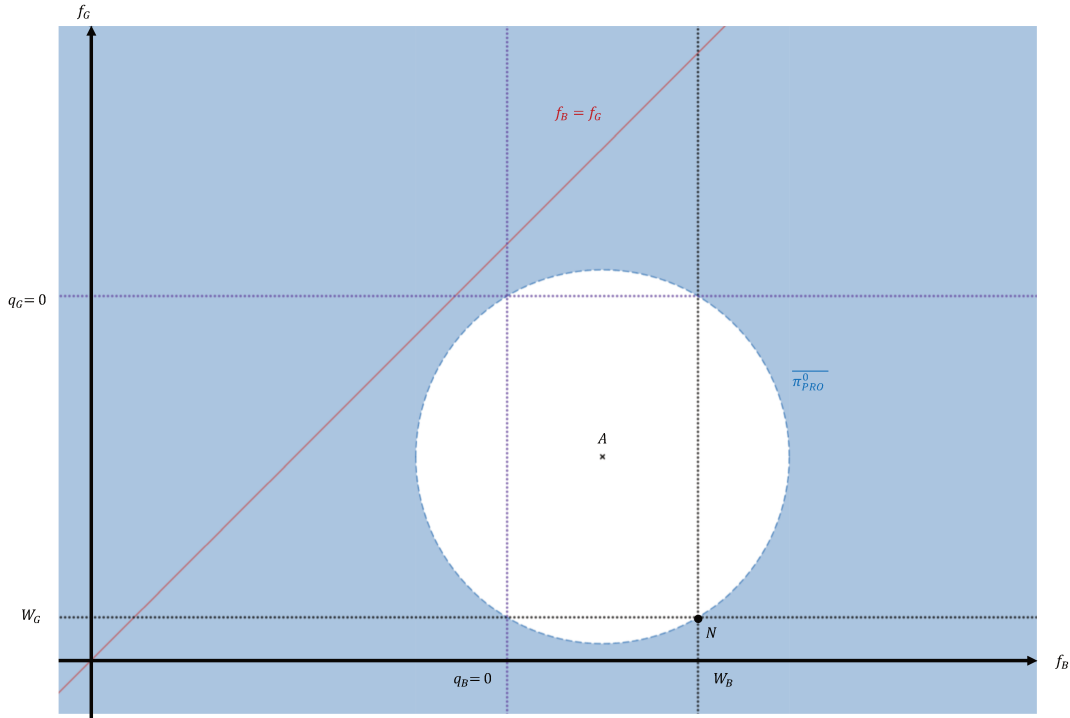


FIGURE I.6 – Illustration of an impossible balanced budget with a uniform fee

Hence, if the government is not able to take financial constraints into account when setting recycling targets, it is likely to permit PROs to build cash reserves R . If $q_m(f_m)$ is unknown to the public authority (reaction of producers to f_m), it has not the possibility to formally quantify the reserve level. As discussed, uncontrolled reserves can lead nonprofits to act as for-profits. Fee inflation can be limited under producer governance, which is our next point.

5.3 Producers' governance in a monopoly PRO

5.3.1 For-profits

If producers have an influence α (and no dividends), the Lagrangian writes as :

$$\begin{aligned} \mathcal{L}(f) = (1 - 2\alpha) \left(f \sum_{m=1}^M q_m \right) - (1 - \alpha) \sum_{m=1}^M (W_m q_m) \\ - \frac{\alpha}{2} \sum_{m=1}^M c_m (q_m^0 - q_m)^2 - \lambda \left(\sum_{m=1}^M f q_m - W_m q_m \right) \end{aligned} \quad (\text{I.45})$$

with $\alpha \leq \frac{1}{2}$

We assume that when $\alpha > 0$, the PRO cannot arbitrarily choose a set of materials to exclude.

The optimisation problem with respect to f and λ gives us :

$$f(\alpha, \lambda) = \frac{1}{2} \frac{(1 - 2\alpha + \lambda) \sum_{m=m_0}^M q_m^0 + (1 - \alpha + \lambda) \sum_{m=m_0}^M \frac{W_m}{c_m}}{(1 - \frac{3}{2}\alpha + \lambda) \sum_{m=m_0}^M \frac{1}{c_m}} \quad (\text{I.46})$$

$$f(\alpha = \frac{1}{2}, \lambda = 0) = \frac{\sum_{m=m_0}^M \left(\frac{W_m}{c_m} \right)}{\sum_{m=m_0}^M \frac{1}{c_m}} \quad (\text{I.47})$$

Here, $f(\alpha = \frac{1}{2})$ does not ensure $\pi_{PRO} \geq 0$, hence the need of λ , the Lagrange coefficient associated to the profit's constraint. As α increases, the PRO's profit decreases. Figure I.8 shows for two materials that the cheapest equilibrium for producers in uniform tariffs is point M , i.e. the solution for $\pi_{PRO} = 0$.

Example 4 (Two materials). *With the same parameters as before, the uniform tariff minimising producers' production costs with $\pi_{PRO} \geq 0$, is given by $f \approx 0.4$, a solution for $\pi_{PRO} = 0$ and the set $\{m_G, m_B\}$.*

A lower \bar{f} under producer control reduces exclusion.

If producers receive dividends :

$$f(\alpha, \lambda) = \left(\frac{1 + \lambda}{2(1 + \lambda) + \alpha} \right) \frac{\sum_{m=m_0}^M (q_m^0 + \frac{W_m}{c_m})}{\sum_{m=m_0}^M \frac{1}{c_m}} \quad (\text{I.48})$$

The proof is presented in Appendix I.M.

5.3.2 nonprofits

When producers have control in the nonprofit, arbitrary exclusion is assumed impossible. Hence $f = f_0$ on the largest material set possible.

Can the nonprofit PRO voluntarily choose uniform fees, i.e., without administrative constraints? If the PRO is controlled by producers, it anticipates that fee modulation will lead to a true pricing of recycling costs. Hence fee averaging can consist in a hidden budget-maximisation strategy.

Strategic use of uniform fees Figure I.7 presents the timing of the game. Hence for a null-profit, the PRO strategically chooses uniform fee if

$$f_0 \sum_{m \in M_p} q_m > \sum_{m \in M_p} f_m(\alpha) q_m \quad (\text{I.49})$$

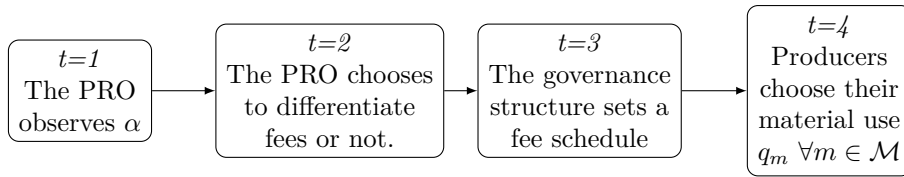
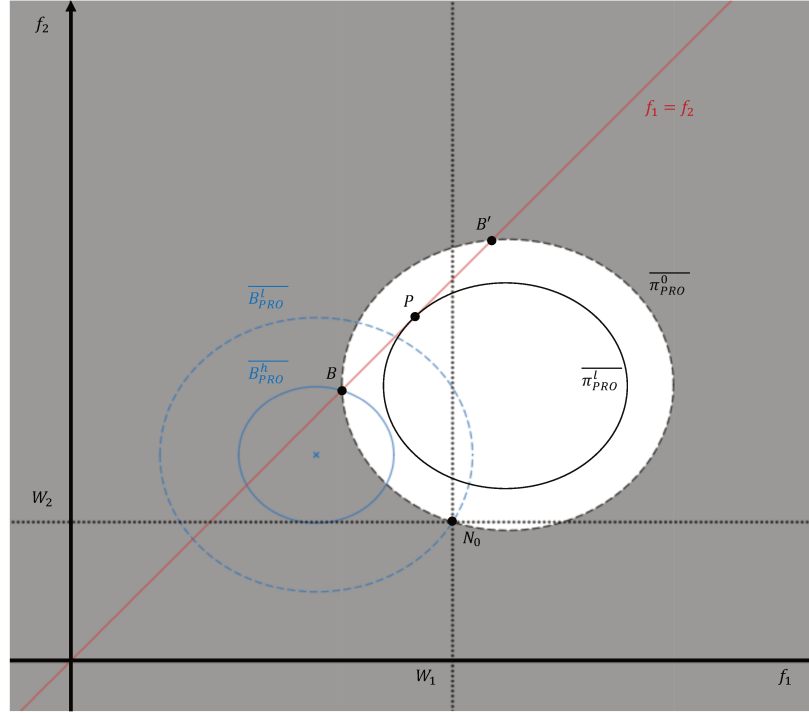


FIGURE I.7 – Game setting : strategic use of uniform fees

Figure I.8 shows that B is a better strategy in terms of budget than N_0 , for a PRO with a strict null-profit constraint. B is a strategy of fee averaging ($f_1 = f_2$) on the null-profit curve $\overline{\pi_{PRO}^0}$, on the “high” iso-budget curve $\overline{B_{PRO}^h}$, whereas $N_0 : (W_1, W_2)$ is on the “low” iso-budget $\overline{B_{PRO}^l}$. P represents the tariff sets by an independent for-profit PRO constrained to use uniform fees (with no exclusion strategy).

Therefore, the nonprofit PRO uses fee averaging as a hidden strategy when producers have control over the PRO, if it can increase its budget.

FIGURE I.8 – Use of uniform fees : an illustration with two materials (1,2)



$\overline{\pi_{PRO}^0}$: null profit curve
 P : profit-maximisation on $\mathcal{M} = 1, 2$
 B : uniform fee for a null profit, with $\mathcal{M} = 1, 2$

5.4 Exclusive competition between PROs

We only consider exclusive competition, i.e., package pricing due to the homogeneous fee. The game is the same as before, but with $F_p = \{f^p\}$ (Figure I.2). PROs will set the most advantageous fee to attract member producers $n \in \mathcal{N}$. They have no incentive to exclude materials by setting higher fees or they would lose market shares.

Each competing PRO attracting N_p producers will therefore make a profit of $\frac{N_p}{N} \pi_{PRO}$, compared to the monopolistic PRO. Balancing a budget for $n = 1..N$ makes no difference as producers are identical. Once PROs are at $f_p = f_0$, no one has an incentive to deviate. This corresponds to point B in Figure I.8, the same fee schedule as a monopolistic nonprofit fully controlled by member producers.

6 Interdependent use of materials

In this section we review our results when materials can be substituted or have complementary relations. All results are available in Appendix I.N.

6. INTERDEPENDENT USE OF MATERIALS

We consider two materials 1 and 2 that can be substitutes or complementary in a product. For instance, glass and plastic can substitutes to package beverages, but aluminium and carton are complementary in a milk brick.

We assume *symmetry of substitution costs* : $c_{1,2} = c_{2,1}$ and *convexity* : $c_1 c_2 > (c_{1,2})^2$

If $c_{i,j} > 0$ materials are substitutable, else complementary. We pose $\delta_{ij} = \frac{c_i c_j}{(c_{i,j})^2} > 1$

The material use equation is given by :

$$q_i^* = q_i^0 - \frac{\delta_{ij}}{(\delta_{ij} - 1)} \left(\frac{f_i}{c_i} - \frac{c_{i,j}}{c_i c_j} f_j \right) \quad (\text{I.50})$$

Equation I.50 shows that the fee of a material j has an effect on the use of material i (increasing f_j increases q_i when $c_{i,j} > 0$). We compare results with our precedent model in Table I.3.

TABLE I.3 – Summary and comparison of results when fees are differentiated by materials (i, j)

	$c_{i,j} = 0$ for all $(i, j) i \neq j$	$c_{i,j} \neq 0, i \neq j, M = 2$
Optimal fee f_i^*	$r_i(z_i + \frac{t}{2}r_i) + e_{R_i}r_i + (1 - r_i)e_{D_i}$	$r_i(z_i + \frac{t}{2}r_i) + e_{R_i}r_i + (1 - r_i)e_{D_i}$
For-profit PRO ($\alpha = 0$) f_i	$\frac{1}{2}(c_i q_i^0 + W_i)$	$\frac{1}{2}(c_i q_i^0 + c_{i,j} q_j^0 + W_i)$
nonprofit PRO ($\alpha = 0$)	Systematic cross-subsidies unless proportionality (eq. I.19)	Systematic cross-subsidies unless proportionality (eq. I.186)
Producer-led PRO ($\alpha = \max(\alpha)$) f_i	W_i	W_i
Competition f_i	W_i	W_i

Proof. All proofs are referred in Appendix I.N. ■

The only difference that we can note is for the independent monopolistic for-profit PRO. When materials have substitution possibilities, material fees are higher. If both materials are complementaries, the PRO reduces its fee because it anticipates that this will reduce complementary materials' use.

As before, the independent nonprofit PRO systematically uses cross-subsidies between materials unless strict proportionality (equation I.186). The fee schedule allowing the lowest production costs for a null profit of the PRO is still reached for $F : \{W_1, W_2\}$. Hence if producers have full control over the PRO (and receives no

dividend) they will implement this result, and in a competitive market, PROs will attract member producers by proposing the most attractive tariff for a null-profit.

We also review our results when the PRO uses a uniform fee, without noting substantial changes (please refer to Appendix I.O)

7 Discussion

We discuss EPR optimal design and the most promising avenues for future research.

In the model, we have considered externalities of disposal (e_m^D) and recycling (e_m^R), with $e_m^D > e_m^R$. We have made the choice to add e_m^R to reflect on the fact that recycling is only third in the *Waste Management Hierarchy* (WMH), established by the European Commission (Directive 2018/852), after *prevention* and *reuse*. In Section 4.1, we show that the first-best fee integrates both e_m^R and e_m^D . However, this fee schedule is incompatible with a balanced budget constraint, when the PRO only has an economic responsibility for recycling. In this Section, we want to discuss *which aspects* should be included in EPR collective systems, and *how* they should be integrated. For instance, should all (economic and environmental) aspects necessarily be delegated to a PRO and be part of the PRO's budget? In the model, we have shown the complex interplay of budget balance for the PRO and the provision of incentives to eco-design.

Which aspects ?

Regarding *end-of-life aspects*, EPR is usually expected to encompass recycling aspects at a minimum, and to be designed so as to finance the recycling program. EPR was first introduced in 1991 in Germany as means of reaching recycling targets of packaging, less prone to reuse. With the development of EPR to other product categories, as for instance WEEE, as well as growing environmental concerns, the question of re-use and the respect of the WMH is getting more attention. The Directive 2012/19/EU specifies, that where appropriate, priority should be given to preparing for re-use. In parallel, the Directive mandates countries to implement EPR while explicitly presenting EPR as a tool to encourage design facilitating repair, upgrading, re-use, disassembly, and recycling. In order to move towards more prevention, EPR can include environmental pricing or a reduction target (which can be difficult to allocate among producers).

At the same time, the massive development of EPR sheds light on the lack of complementary mechanisms addressing earlier stages of products. EPR is already in place, largely accepted and used. Thus this may create distortions in product externality pricing in favor of end-of-life. A design that facilitates recycling can be detrimental to earlier stages' ecological footprints and could question the total

environmental benefit of design-for-recycling.¹⁵ The [Directive 2012/19/EU](#) asks to take into account the *product's whole life cycle*, in order to optimize re-use and recovery through product design. For [Lindhqvist \(2000\)](#), EPR should promote total life cycle environmental improvements of product systems. This will not be an easy task. As [Bernard \(2019\)](#) shows, an improvement in one environmental dimension of a product can negatively affect the other environmental dimensions of the product.

How to integrate them ?

There are three ways of integrating new aspects into EPR : (i) performance objectives, (ii) financial incentives, (iii) financing through PRO budget.

(i). EPR is associated with environmental performance objectives, otherwise, producers could just opt for the cheapest end-of-life option. In the model, we consider only two options : recycling or disposal. Hence, the government can reach the social optimum by setting a recycling target. More end-of-life options could be considered, such as repair and reuse. Thus, additional performance objectives could be defined. For instance, re-use objectives are integrated in the [Directive 2012/19/EU](#). The Directive sets targets for reuse and recycling alike, e.g, 80% of WEEE (categories 1-4) shall be prepared for re-use and/or recycled. The new Circular Economy Action Plan foresees waste reduction targets for specific streams ([CEAP, 2021](#)).

(ii). One objective of EPR is to spur eco-design of products, through financial incentives. As recycling is the recovery of a given material, recycling costs are material-specific. Other criteria may affect a product's recyclability, notably, material mixtures.¹⁶ Further pricing discrimination could be made according to re-usability and repairability.¹⁷ Pricing material social costs would give further incentives to waste prevention ([Glachant, 2004](#); [Glachant and Touboul, 2019](#)).

French PROs in consultation with public authorities and stakeholders, have defined criteria, pertaining to ease of repair, product lifetime, information on sorting, that qualify for discounts or increase the financial contribution paid by the company ("modulation system" ; [Joltreau, 2018](#); [Micheaux and Aggeri, 2021](#)). Some criteria are linked to earlier stages of the product life cycle (e.g., lights with LED¹⁸, graphic papers from sustainable sources¹⁹ ; [Joltreau \(2018\)](#)). A modulation system is also present in Quebec, Canada ([Eco Entreprises Québec, 2021](#)).

15. A well-known example pertains to the use of plastic to design lighter cars (use phase) or aluminum, which is easier to recycle (end-of-life phase).

16. Hazardous substances can be considered as materials and be priced without further modification needed to the model.

17. Although this is not required by the [Directive 2012/19/EU](#) : "Collective schemes could provide for differentiated fees based on how easily products and the valuable secondary raw materials that they contain could be recycled." (§23)

18. Light-Emitting Diode.

19. Forest Stewardship Council label.

In our model, a system of modulation in favor of environmental criteria would distort the economic costs of recycling, without passing on the total social cost (the sum of economic and environmental costs). In addition, choosing which criteria to price, on the whole product's life-cycle is complex. The pricing could be based on life cycle assessments (LCA; for example as in Quebec). However, if incentive systems become too complex or opaque, they could reduce the impacts on product innovation (Glachant, 2004). Furthermore, LCA should not replace the primary goal of reducing.

(iii). In Europe, the majority status is nonprofit PROs with producers' governance. When implementing a tax, governments have discretionary power on how to use the funding. In EPR, nonprofit PROs have to define an upstream fee schedule that matches downstream costs. This gives producers a sort of insurance that they pay for their product-related environmental costs.

From the model, pricing additional environmental externalities $r_m e_{D_r} + (1 - r_m) e_m^D$ questions the possibility of reaching a financial equilibrium at the PRO level. To reach a social optimum with a PRO, there should be a material-specific expenditure E_m equalling the environmental cost of the material $r_m e_{D_r} + (1 - r_m) e_m^D$ (see Appendix I.H). However the nature of this expenditure is not obvious because some damages caused by disposal are irreversible. If E_m does not exist, PROs' responsibility should be limited to the economic costs of recycling, and the government should tax the environmental costs.

We see promising avenues for research on the governance and competition topics. In our model, PROs can be considered as "financial" PROs, or "operational" PROs outsourcing activities to perfectly competitive and ethical recyclers. In a 2016 note on opening competition in French packaging PROs markets, the [French Competition Authority \(2016\)](#) concludes that opening competition between financial PROs would only result in very limited price competition. The Authority did not consider cross-subsidies between materials, and justify it by the fact that contractual requirements made to the French PRO necessitate justification for the fee structure by materials, and to respect an equity principle of material recycling cost differences. However, [Glachant and Touboul \(2019\)](#) show that this principle is not respected. In our model, full producer governance²⁰ and competition bring sensitively to the same desirable results : effective recycling cost pricing. This stems from our main assumptions : homogeneous producers (no market power in the product market), competitive and ethical waste management markets. Further research is needed to relax these assumptions under governing producers and competition in PROs markets.

In addition, we have shown that reaching a financial equilibrium may be impossible when fees are not differentiated per material and that the government does not take PROs' financial equilibrium into account when setting recycling rates.

20. With no dividends in the for-profit case.

Hence in practice, the government may allow cash reserves²¹, without the possibility to set a precise limit. The practical implementation of incentives for eco-design in a collective system, taking into account information costs and transaction costs is a literature to be developed.

8 Conclusion

We have demonstrated in a theoretical model that the implementation of EPR with one or several PRO(s) can be economically efficient when the PRO's responsibility is limited to the pricing of recycling costs. As the PRO bears recycling costs, the government can set up a certain number of rules under which the PRO cannot distort or inflate the costs of recycling that it will pass on to producers. In the model, these rules are : governance by producers or competition between PROs, and fee differentiation per material. In particular, our results are based on assumptions of homogeneity of producers (identical products), and of competitive and ethical waste management operators. To reach the social optimum, the government should tax the remaining environmental costs and set the optimal recycling targets.

21. See section 5.2.3.

Appendix

I.A Notations

TABLE I.A.1 – Notation used throughout the paper

State's decision variable	
r_m	Collection and recycling objective mandated by the State for material m
Producers' decision variable	
q_m	Quantity of material m used for production q
PRO decision variable	
f_m	Material-specific compliance fee charged by the PRO
f	Uniform compliance fee charged by the PRO
Parameters	
q_m^0	Initial quantity of material m used in production q
c_m	Cost of abatement of material i
$c_{i,j}$	Cost of switching from material i to j and $c_{i,j} = c_{j,i}$
t	Transportation/Information costs linked to collection
z_m	Recycling costs of material i (excluding the collection phase)
e_m^R	Externality of material i when it is recycled
e_m^D	Externality of material i when it is not recycled
W_m	Total costs for a given material-specific recycling program
α	Collective influence of producers in the PRO's governance
m_0	First material m not excluded by the uniform fee (non-strategic exclusion)

I.B General model

$$\min_{q_i} \text{TC} = \sum_{i=1}^M f_i q_i + \frac{1}{2} \sum_{i=1}^M \left(\sum_{j=1}^M c_{i,j} (q_i^0 - q_i) (q_j^0 - q_j) \right) \quad (\text{I.51})$$

Assuming $c_{i,j} = c_{j,i}$

$$\frac{d\text{TC}}{dq_i} = f_i - \sum_{j=1}^M c_{i,j} (q_j^0 - q_j) \quad (\text{I.52})$$

We note $c_{i,i} = c_i$

$$\frac{d\text{TC}}{dq_i} = f_i - c_i (q_i^0 - q_i) - \sum_{j=1, j \neq i}^M c_{i,j} (q_j^0 - q_j) \quad (\text{I.53})$$

The FOC gives

$$q_i(q_j) = q_i^0 - \frac{f_i}{c_i} - \sum_{j=1, j \neq i}^M \frac{c_{i,j}}{c_i} (q_j^0 - q_j) \quad \forall i \in \mathcal{M} \quad (\text{I.54})$$

I.C Firm program

The firm supports EPR compliance costs and abatement costs. Hence total costs write as :

$$TC = \sum_{m=1}^M f_m q_m + \frac{1}{2} \sum_{m=1}^M c_m (q_m^0 - q_m)^2 \quad (\text{I.55})$$

The program of the firm is given by :

$$\min_{q_m \in \mathbb{R}_+} TC \quad (\text{I.56})$$

The first-order-condition leads to :

$$\frac{dTC(q_m)}{dq_m} = 0 \Leftrightarrow f_m = c_m (q_m^0 - q_m) \quad \forall m \in \mathcal{M} \quad (\text{I.57})$$

Hence the best-response function of production of the firm for material m in response to f_m is given by :

$$q_m(f_m) = \max\left\{q_m^0 - \frac{f_m}{c_m}; 0\right\} \quad (\text{I.58})$$

The previous solution is a minimum :

$$\frac{d^2TC(q_m)}{dq_m^2} = c_m q_m \geq 0 \quad (\text{I.59})$$

I.D Social Optimum

The Hessian matrix of the social costs seen as a function of (q_m, r_m) is :

$$H \equiv \begin{pmatrix} \frac{d^2SC}{dq_m^2} & \frac{d^2SC}{dq_m dr_m} \\ \frac{d^2SC}{dr_m dq_m} & \frac{d^2SC}{dr_m^2} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} c_m & tr_m + z_m + e_m^R - e_m^D \\ tr_m + z_m + e_m^R - e_m^D & tq_m \end{pmatrix}. \quad (\text{I.60})$$

Hence

$$\det(H) > 0 \Leftrightarrow q_m > \frac{(tr_m + z_m + e_m^R - e_m^D)^2}{tc_m}. \quad (\text{I.61})$$

Moreover

$$\text{Tr}(H) = c_m + tq_m > 0, \quad (\text{I.62})$$

therefore SC passes through a minimum when condition [I.61](#) holds.

Taking the FOC with respect to q_m gives :

$$\frac{dSC}{dq_m} = -c_m (q_m^0 - q_m) + r_m \left(z_m + \frac{t}{2} r_m\right) + r_m e_m^R + (1 - r_m) e_m^D = 0 \quad (\text{I.63})$$

Solving for optimal output q_m^* we get :

$$\begin{cases} q_m^* = q_m^0 - \frac{f_m^*}{c_m} \\ f_m^* = r_m(z_m + \frac{t}{2}r_m) + r_m e_m^R + (1 - r_m)e_m^D \end{cases} \quad (\text{I.64})$$

Taking the FOC with respect to r_m gives :

$$\frac{dSC}{dr_m} = q_m(z_m + tr_m + e_m^R - e_m^D) = 0 \quad (\text{I.65})$$

Solving for the optimal recycling rate r_m^* in $[0, 1]$ we obtain :

$$r_m^* = \min(\max(0, \frac{(e_m^D - e_m^R) - z_m}{t}), 1) \quad (\text{I.66})$$

We replace this value in the condition of the interior solution (equation I.61) and obtain :

$$q_i > 0 \quad (\text{I.67})$$

We conclude on the existence of an interior solution for a minimum of SC if the quantity produced is strictly positive.

We can rewrite f_m^* as :

$$f_m^* = e_{D_m} + \frac{t}{2}r_m + r_m(z_m + e_m^R - e_m^D) \quad (\text{I.68})$$

$$f_m^* = e_{D_m} + \frac{t}{2}r_m - tr_m \frac{(e_m^D - e_m^R) - z_m}{t} \quad (\text{I.69})$$

$$f_m^* = e_{D_m} - \frac{t}{2}(r_m^*)^2 \quad (\text{I.70})$$

Let us analyse the variation of f_m^* with respect to z_m and e_m^D . We can write f_m^* as :

$$f_m^* = e_{D_m} - \frac{(e_m^D - e_m^R)^2}{4t} + \frac{(e_m^D - e_m^R)z_m}{2t} - \frac{z_m^2}{4t} \quad (\text{I.71})$$

The first derivative with respect to z_m gives :

$$\frac{df_m^*}{dz_m} = \frac{(e_m^D - e_m^R)}{2t} - \frac{z_m}{2t} = \frac{r_m^*}{2} \geq 0 \quad (\text{I.72})$$

The optimal fee is increasing with recycling costs, as $r_m^* \geq 0$.

$$\frac{df_m^*}{de_m^D} = 1 - \frac{(e_m^D - e_m^R) - z_m}{t} \quad (\text{I.73})$$

$$\frac{df_m^*}{de_m^D} = 1 - r_m^* \geq 0 \Leftrightarrow r_m^* \leq 1 \quad (\text{I.74})$$

The optimal fee is increasing with environmental externalities, as $r_m \leq 1$. The optimal interior solution is therefore given by :

$$\begin{cases} q_m^* = \max\{0, q_m^0 - \frac{2e_{Dm} - t(r_m^*)^2}{2c_m^R}\} \\ r_m^* = \min(\max(0, \frac{(e_m^D - e_m^R) - z_m}{t}), 1) \end{cases} \quad (\text{I.75})$$

I.E Independent for-profit PRO with material-specific fees

If producers do not have shares in the PRO's profit, the program of the governance structure is :

$$\begin{cases} \max_{f_m \in \mathbb{R}^+, m=1..M} H(f_m, \alpha) = (1 - \alpha)\pi_{PRO} - \alpha TC \\ q_m = \max\{0, q_m^0 - \frac{f_m}{c_m}\} \end{cases} \quad (\text{I.76})$$

H can be written as :

$$H(f_m, \alpha) = (1 - 2\alpha) \sum_{m=1}^M f_m q_m - (1 - \alpha) \sum_{m=1}^M W_m q_m - \frac{\alpha}{2} \sum_{m=1}^M c_m (q_m^0 - q_m)^2 \quad (\text{I.77})$$

We see from this equation that $\max \alpha = \frac{1}{2}$ otherwise the profit becomes negative. Hence it is equivalent to have $\max \alpha = \frac{1}{2}$ or $\max \alpha = 1$ and a constraint of $\pi_{PRO} \geq 0$.

We solve for the optimal fee f_m^* and obtain : We obtain :

$$f_m^* = \frac{1 - 2\alpha}{2 - 3\alpha} c_m q_m^0 + \frac{1 - \alpha}{2 - 3\alpha} W_m \quad m = 1..M \quad (\text{I.78})$$

The profit-maximiser PRO excludes all materials which have $c_m q_m^0$ below their recycling costs, no matter the governance structure.

$$q_m > 0 \Leftrightarrow c_m q_m^0 > W_m \quad m = 1..M \quad (\text{I.79})$$

When producers gain in governance, fees decrease until equalisation of material fees to recycling costs for a null profit of the PRO.

$$\begin{cases} \text{when } \alpha \rightarrow 0, f_m^* = \frac{1}{2}(c_m q_m^0 + W_m) \\ \text{when } \alpha \rightarrow \frac{1}{2}, f_m^* = W_m \end{cases} \quad (\text{I.80})$$

We can rewrite the PRO's profit as :

$$\pi_{PRO}(f_m^*, \alpha) = \frac{(1-2\alpha)(1-\alpha)}{(2-3\alpha)^2} \sum_{m \in \mathcal{M}_p} c_m \left(q_m^0 - \frac{W_m}{c_m} \right)^2 \quad (\text{I.81})$$

If we do not restrict on α , the Lagrangian writes as :

$$\mathcal{L} = (1-\alpha)\pi_{PRO} - \alpha TC + \lambda \pi_{PRO} \quad (\text{I.82})$$

Hence

$$\mathcal{L} = (1-\alpha+\lambda)\pi_{PRO} - \alpha TC \quad (\text{I.83})$$

We see that alpha will counterbalance the bargaining power of producers. We obtain from the FOC :

$$f_m = \frac{1-2\alpha+\lambda}{2-3\alpha+2\lambda} c_m q_m^0 + \frac{1-\alpha+\lambda}{2-3\alpha+2\lambda} W_m \quad (\text{I.84})$$

In particular, if $\alpha = 1$, we need $\lambda = 1$ for a positive profit :

$$f_m = \frac{-1+\lambda}{-1+2\lambda} c_m q_m^0 + \frac{\lambda}{-1+2\lambda} W_m \quad (\text{I.85})$$

If producers have shares, the program of the governance structure is :

$$\begin{cases} \max_{f_m \in \mathbb{R}^+, m=1..M} H(f_m, \alpha) = \pi_{PRO} - \alpha TC \\ q_m = \max\{0, q_m^0 - \frac{f_m}{c_m}\} \end{cases} \quad (\text{I.86})$$

We obtain :

$$f_m = \frac{1}{2+\alpha} (c_m q_m^0 + W_m) \quad (\text{I.87})$$

I.F Independent nonprofit PRO with material-specific fees

The nonprofit PRO aims at maximising its budget while ensuring a strict null profit $\pi_{PRO} = 0$, or limited reserves $\pi_{PRO} = \bar{R}$. Producers having an influence of α in the PRO aim at minimising their total production costs. Here the parameter α can go until 1 because of the null profit constraint. Hence the Lagrangian associated

to the problem is given by :

$$\mathcal{L} = (1 - \alpha) \sum_{m=1}^M f_m q_m - \alpha \left(\sum_{m=1}^M f_m q_m + \frac{1}{2} c_m (q_m^0 - q_m)^2 \right) - \lambda \left(\sum_{m=1}^M f_m q_m - W_m q_m \right) \quad (\text{I.88})$$

We replace q_m by its value from equation I.58 we obtain :

$$\mathcal{L} = (1 - 2\alpha) \sum_{m=1}^M f_m \left(q_m^0 - \frac{f_m}{c_m} \right) - \frac{\alpha}{2} \sum_{m=1}^M \frac{f_m^2}{c_m} - \lambda \left(\sum_{m=1}^M f_m \left(q_m^0 - \frac{f_m}{c_m} \right) - W_m \left(q_m^0 - \frac{f_m}{c_m} \right) \right) \quad (\text{I.89})$$

We write the first-order condition for a material $i \in \mathcal{M}$:

$$(1 - 2\alpha) q_i^0 - (2 - 3\alpha) \frac{f_i}{c_i} - \lambda \left(q_i^0 - \frac{2f_i}{c_i} + \frac{W_i}{c_i} \right) = 0 \quad (\text{I.90})$$

Hence

$$\lambda = \frac{(1 - 2\alpha) q_i^0 + (3\alpha - 2) \frac{f_i}{c_i}}{q_i^0 - \frac{2f_i}{c_i} + \frac{W_i}{c_i}} \quad (\text{I.91})$$

Deriving with respect to f_j gives us a symmetric λ :

$$\lambda = \frac{(1 - 2\alpha) q_j^0 + (3\alpha - 2) \frac{f_j}{c_j}}{q_j^0 - \frac{2f_j}{c_j} + \frac{W_j}{c_j}} \quad (\text{I.92})$$

Equalling both expressions we obtain :

$$f_i \left[(3\alpha - 2) W_j - \alpha c_j q_j^0 \right] = f_j \left[(3\alpha - 2) W_i - \alpha c_i q_i^0 \right] + (1 - 2\alpha) \left[c_j q_j^0 \cdot W_i - c_i q_i^0 \cdot W_j \right] \quad (\text{I.93})$$

When considering that $\alpha = 0$, this leads to :

$$f_i = \frac{W_i}{W_j} f_j + \frac{1}{2} c_i q_i^0 - \frac{1}{2} \frac{W_i}{W_j} \cdot c_j q_j^0 \quad (\text{I.94})$$

Therefore $f_i = W_i$ and $f_j = W_j$ is a solution only if :

$$\frac{c_i q_i^0}{W_i} = \frac{c_j q_j^0}{W_j} \quad (\text{I.95})$$

Hence, in all other cases, setting fees at the exact cost of recycling is not an optimal strategy for a PRO following an objective of size maximisation.

Note that the PRO will never exclude a material as long as $W_i < c_i q_i^0$. Indeed, in this case, it can simply set $f_i = W_i$ allowing a balanced budget and a positive material quantity.

Considering $\alpha = 1$ we obtain :

$$f_i \cdot W_j - f_j \cdot W_i = c_j q_j^0 (f_i - W_i) + c_i q_i^0 (W_j - f_j) \quad (\text{I.96})$$

We write f_i as a function of f_j :

$$f_i(f_j) = W_i \frac{f_j - c_j q_j^0}{W_j - c_j q_j^0} + c_i q_i^0 \frac{W_j - f_j}{W_j - c_j q_j^0} \quad (\text{I.97})$$

Considering a balanced budget

$$(BB) : \quad (f_i - W_i) \left(q_i^0 - \frac{f_i}{c_i} \right) + (f_j - W_j) \left(q_j^0 - \frac{f_j}{c_j} \right) = 0 \quad (\text{I.98})$$

Combining equation I.97 and (BB) we obtain two solutions :

$$\begin{cases} f_i = W_i \\ f_j = W_j \end{cases} \quad \text{or} \quad \begin{cases} f_i = c_i q_i^0 \\ f_j = c_j q_j^0 \end{cases} \quad (\text{I.99})$$

The solution that maximises the PRO's budget is $(f_i^*, f_j^*) = \{W_i; W_j\}$, the second solution equates to phase out all materials.

I.G Competing PROs with material-specific fees

I.G.1 Exclusive competition

$x_{m,n}$ is the quantity of material m used by producer n . We solve the game using backward induction.

- (t=4) : $\pi_{PRO_p}(f_m^p) = \sum_{m=1}^M (f_m^p - W_m) \sum_{n=1}^{N_p} (x_{m,n}) = \frac{N_p}{n} \sum_{m=1}^M (f_m^p - W_m) q_m \geq 0$
- (t=3) : $x_{m,n} = \max\left\{\frac{q_m^0}{n} - \frac{f_m^p}{c_m}, 0\right\} \quad \forall m, n$
- (t=2) : For each n $S_n = p : TC_n(F_p) < TC_n(F_{-p})$, and $TC_n = TC \forall n$.
- (t=1) : $F_N = (W_1 \dots W_m) = \arg \min TC | \pi_{PRO_p} \geq 0$
 For all p , $BR^p(F_{-p}) = \min(F_{-p}) - \epsilon$, $\epsilon \rightarrow 0$
 When $\min(F_{-p}) = F_N$, $BR^p(F_{-p}) = F_N$. Hence F_N is the only Nash.

I.G.2 Non-exclusive competition

We solve this game using backward induction.

- (t=4) : $\pi_{PRO_{p,m}}(f_m^p) = (f_m^p - W_m) \sum_{n=1}^{N_{p,m}} (x_{m,n}) = \frac{N_{p,m}}{n} (f_m^p - W_m) q_m \geq 0$
 Implies $f_m^p \geq W_m$ or $f_m^p > c_m q_m^0 \Leftrightarrow q_m = 0$.
- (t=3) : $x_{m,n} = \max\left\{\frac{q_m^0}{n} - \frac{f_m^p}{c_m}, 0\right\} \quad \forall m, n$

- (t=2) : For each n $S_n = \{p_1^n, \dots, p_M^n\} : TC_{n,m}(f_m^p) < TC_{n,m}(f_m^{-p})$, and $TC_{n,m} = TC_m \forall n$.
- (t=1) : $f_m^p = W_m = \arg \min TC | \pi_{PRO_p} \geq 0$
 For all p , $BR^p(f_m^{-p}) = \min(f_m^{-p}) - \epsilon$, $\epsilon \rightarrow 0$
 When $\min(f_m^{-p}) = W_m$, $BR^p(f_m^{-p}) = W_m$. Hence $f_m^p = W_m$, $\forall (m, p)$ is the only Nash. PROs decide to enter at least $M - M_0$ markets.

I.H PRO with a social responsibility

We have shown that under full producer governance and competition, the PRO prices the effective recycling costs, because this minimises producers' costs for a null profit (minimal condition). What if the PRO has a social responsibility?

If e_m^R and e_m^D are material-specific (which is likely), there should be a material-specific expenditure E_m matching $r_m e_m^R + (1 - r_m) e_m^D$ for the PRO to price the effective recycling cost. Indeed, if the governance structure maximises a function H :

$$H(f_m, \alpha) = (1 - 2\alpha) \sum_{m=1}^M f_m q_m - (1 - \alpha) \sum_{m=1}^M (W_m + E_m) q_m - \frac{\alpha}{2} c_m (q_m^0 - q_m)^2 \quad (\text{I.100})$$

We assume that the for-profit PRO makes an additional expenses E_m related to environmental impacts of recycling and disposal. We obtain :

$$f_m = \frac{1 - 2\alpha}{2 - 3\alpha} c_m q_m^0 + \frac{1 - \alpha}{2 - 3\alpha} (W_m + E_m) \quad (\text{I.101})$$

Hence if $\alpha = \frac{1}{2}$

$$f_m = W_m + E_m \quad (\text{I.102})$$

If $E_m = r_m e_m^R + (1 - r_m) e_m^D$, $f_m = f_m^{FB}$.

I.I Firm program with a uniform fee

The firm supports EPR compliance costs and abatement costs. Hence total costs write as :

$$TC(f, q_m) = f \sum_{m=1}^M q_m + \frac{1}{2} \sum_{m=1}^M c_m (q_m^0 - q_m)^2 \quad (\text{I.103})$$

The program of the firm is given by :

$$\min_{q_m \in \mathbb{R}^+} TC(f, q_m) \quad (\text{I.104})$$

We obtain

$$q_m(f) = q_m^0 - \frac{f}{c_m} \quad m = 1..M \quad (\text{I.105})$$

The previous solution is a minimum :

$$\frac{d^2 TC(q_m)}{dq_m^2} = c_m \geq 0 \quad (\text{I.106})$$

For all $c_m q_m^0 < f$, $q_m = 0$. We denote by m_0 the last material excluded by the fee. If $m_0 = 0$ no material is excluded.

I.J Constrained Optimum with a uniform fee

The FB optimum cannot be reached with a uniform fee. Hence we seek the uniform fee f^u minimising equation the social cost function :

$$\begin{aligned} SC(f) = & \frac{1}{2} \sum_{m=1}^M c_m (q_m^0 - q_m(f))^2 + \sum_{m=1}^M r_m (z_m + \frac{t}{2} r_m) q_m(f) \\ & + \sum_{m=1}^M r_m e_m^R q_m(f) + \sum_{m=1}^M (1 - r_m) e_m^D q_m(f) \quad (\text{I.107}) \end{aligned}$$

The first order condition with respect to r_m gives us :

$$r_m^{FB} = \frac{(e_m^D - e_m^R) - z_m}{t} \quad m = 1..M \quad (\text{I.108})$$

For positive quantities, we can rewrite the SC function as :

$$\begin{aligned} SC(f) = & \frac{f^2}{2} \sum_{m=m_0}^M \frac{1}{c_m} - f \sum_{m=m_0}^M \frac{r_m (z_m + \frac{t}{2} r_m) + r_m e_m^R + (1 - r_m) e_m^D}{c_m} \\ & + \sum_{m=m_0}^M q_m^0 (r_m (z_m + \frac{t}{2} r_m) + r_m e_m^R + (1 - r_m) e_m^D) \quad (\text{I.109}) \end{aligned}$$

The first order condition with respect to f gives us :

$$\frac{dSC}{df} = f \sum_{m=m_0}^M \frac{1}{c_m} - \sum_{m=m_0}^M \frac{r_m (z_m + \frac{t}{2} r_m) + r_m e_m^R + (1 - r_m) e_m^D}{c_m} = 0 \quad (\text{I.110})$$

From this we get :

$$f^u = \frac{\sum_{m=m_0}^M \frac{r_m(z_m + \frac{t}{2}r_m) + r_m e_m^R + (1-r_m)e_m^D}{c_m}}{\sum_{m=m_0}^M \frac{1}{c_m}} \quad (\text{I.111})$$

And

$$\frac{d^2 SC}{df^2} = \sum_{m=m_0}^M \frac{1}{c_m} > 0 \quad (\text{I.112})$$

We can rewrite f^u as :

$$f^u = \frac{\sum_{m=m_0}^M \frac{f_m^{FB}}{c_m}}{\sum_{m=m_0}^M \frac{1}{c_m}} \quad (\text{I.113})$$

We look at variation of f^u with respect to c_i :

$$\frac{df^u}{dc_i} = \frac{1}{c_i^2} \sum_{j=m_0}^M \frac{f_j^{FB} - f_i^{FB}}{c_j} \cdot \frac{1}{\sum_{j=m_0}^M (\frac{1}{c_j})^2} \quad i, j \in \mathcal{M}, i \neq j \quad (\text{I.114})$$

Hence, f^u increases with c_i if recycling and environmental costs associated to i are reasonably low as compared to other materials.

We define the Hessian matrix as :

$$H = \begin{pmatrix} \frac{d^2 SC}{df^2} & \frac{d^2 SC}{df dr_m} \\ \frac{d^2 SC}{dr_m df} & \frac{d^2 SC}{dr_m^2} \end{pmatrix} \quad (\text{I.115})$$

We obtain :

$$H = \begin{pmatrix} f \sum_{m=m_0}^M \frac{1}{c_m} - \sum_{m=m_0}^M \frac{f_m^{FB}}{c_m} & -\frac{z_m + tr_m + e_m^R - e_m^D}{c_m} \\ -\frac{z_m + tr_m + e_m^R - e_m^D}{c_m} & t(q_m^0 - \frac{f}{c_m}) \end{pmatrix} \quad (\text{I.116})$$

The determinant of the Hessian matrix is given by :

$$\det H = f \sum_{m=m_0}^M \frac{1}{c_m} - \sum_{m=m_0}^M \frac{f_m^{FB}}{c_m} \cdot t(q_m^0 - \frac{f}{c_m}) - \left(\frac{z_m + tr_m + e_m^R - e_m^D}{c_m} \right)^2 \quad (\text{I.117})$$

$$\det H > 0 \Leftrightarrow c_m q_m^0 > \frac{(z_m + tr_m + e_m^R - e_m^D)^2}{tc_m} + f \left(f \sum_{m=m_0}^M \frac{1}{c_m} - \sum_{m=m_0}^M \frac{f_m^{FB}}{c_m} \right) \quad (\text{I.118})$$

At $r_m = r_m^{FB}$ and $f = f^u$, $\det H = c_m q_m^0 > 0$.

The trace is positive for positive quantities when $f = f^u$.

$$T_H = t(q_m^0 - \frac{f^u}{c_m}) \quad (\text{I.119})$$

Does f^u implies $\pi_{PRO} \geq 0$?

$$\pi_{PRO} = \sum_{m=1}^M (f - W_m)q_m \quad (\text{I.120})$$

$$\pi_{PRO} = \sum_{m=m_0}^M (f - W_m)(q_m^0 - \frac{f}{c_m}) \quad (\text{I.121})$$

$$\pi_{PRO} = f \sum_{m=m_0}^M q_m^0 - \sum_{m=m_0}^M W_m q_m^0 - f^2 \sum_{m=m_0}^M \frac{1}{c_m} + f \sum_{m=m_0}^M \frac{W_m}{c_m} \quad (\text{I.122})$$

Replacing $f = f^u$

$$\pi_{PRO} = \frac{\sum \frac{f_m^{FB}}{c_m}}{\sum \frac{1}{c_m}} \sum q_m^0 - \sum W_m q_m^0 - \frac{\left(\sum \frac{f_m^{FB}}{c_m}\right)^2}{\sum \frac{1}{c_m}} + \frac{\sum \frac{f_m^{FB}}{c_m}}{\sum \frac{1}{c_m}} \sum \frac{W_m}{c_m} \quad (\text{I.123})$$

With $\sum := \sum_{m=m_0}^M$

$$\pi_{PRO} \geq 0 \Leftrightarrow \sum \frac{f_m^{FB}}{c_m} \sum q_m^0 - \sum W_m q_m^0 \sum \frac{1}{c_m} - \left(\sum \frac{f_m^{FB}}{c_m}\right)^2 + \sum \frac{f_m^{FB}}{c_m} \sum \frac{W_m}{c_m} \geq 0 \quad (\text{I.124})$$

$$\sum \frac{f_m^{FB}}{c_m} \sum q_m^0 + \sum \frac{f_m^{FB}}{c_m} \sum \frac{W_m}{c_m} \geq \sum W_m q_m^0 \sum \frac{1}{c_m} + \left(\sum \frac{f_m^{FB}}{c_m}\right)^2 \quad (\text{I.125})$$

We have

$$\sum \frac{f_m^{FB}}{c_m} \sum \frac{W_m}{c_m} < \left(\sum \frac{f_m^{FB}}{c_m}\right)^2 \quad (\text{I.126})$$

So we at least need

$$\sum \frac{f_m^{FB}}{c_m} \sum q_m^0 > \sum W_m q_m^0 \sum \frac{1}{c_m} \quad (\text{I.127})$$

$$\frac{\sum \frac{f_m^{FB}}{c_m}}{\sum \frac{1}{c_m}} > \frac{\sum W_m q_m^0}{\sum q_m^0} \quad (\text{I.128})$$

$$f^u > \frac{\sum W_m q_m^0}{\sum q_m^0} \quad (\text{I.129})$$

Hence, if waste management costs (W_m) are sufficiently low, the recycling program receives sufficient funding to be operational. The social planner takes into account this constraint and optimises :

$$\mathcal{L} = \frac{f^2}{2} \sum \frac{1}{c_m} - f \sum \frac{f_m^{FB}}{c_m} + \sum q_m^0 (f_m^{FB}) - \lambda \left(f \sum q_m^0 - \sum W_m q_m^0 - f^2 \sum \frac{1}{c_m} + f \sum \frac{W_m}{c_m} \right) \quad (\text{I.130})$$

with λ , the coefficient associated to the PRO's profit.

We obtain :

$$r_m^{CO} = \frac{e_m^D - e_m^R - (1 + \lambda)z_m}{t(1 + \lambda)} \quad m = m_0 + 1..M \quad (\text{I.131})$$

$$f^{CO} = \left(\frac{1}{1 + 2\lambda} \right) \frac{\sum \frac{f_m^{FB}}{c_m}}{\sum \frac{1}{c_m}} + \left(\frac{\lambda}{1 + 2\lambda} \right) \frac{\sum q_m^0 + \sum \frac{W_m}{c_m}}{\sum \frac{1}{c_m}} \quad (\text{I.132})$$

Let f^* be the uniform fee charged by a for-profit PRO maximising its profit with respect to f . We can rewrite f^{CO} as :

$$f^{CO} = \left(\frac{1}{1 + 2\lambda} \right) (f^u + 2\lambda \cdot f^*) \quad (\text{I.133})$$

Taking into account the feasibility constraint of the recycling program, the social planner may downwards recycling targets while charging a premium to raise additional funds. We assume that the social planner sets if necessary $r_m = r_m^{CO}$ in the rest of the section.

I.K For-profit PRO program with a uniform fee

The PRO profit is given by :

$$\pi_{PRO} = f \sum_{m=1}^M q_m(f) - \sum_{m=1}^M W_m q_m(f) \quad (\text{I.134})$$

$\forall m$ where $c_m q_m^0 < f$, $q_m(f) = 0$. m_0 is the first material not excluded. Hence for all m in $[m_0, M]$, $q_m(f) > 0$.

Hence, replacing the value of $q_m(f)$ from equation I.105 in the PRO profit :

$$\pi_{PRO}(m_0) = f \sum_{m=m_0}^M (q_m^0 + \frac{W_m}{c_m}) - f^2 \sum_{m=m_0}^M \frac{1}{c_m} - \sum_{m=m_0}^M W_m q_m^0 \quad (\text{I.135})$$

A for-profit PRO chooses f^* such that :

$$\{f^* = f < c_{m_0} q_{m_0}^0 \mid \max_{f \in \mathbb{R}^+}(\pi_{PRO})\} \quad (\text{I.136})$$

From the first order condition we obtain :

$$f^* = \frac{1}{2} \frac{\sum_{m=m_0}^M (q_m^0 + \frac{W_m}{c_m})}{\sum_{m=m_0}^M \frac{1}{c_m}} \quad (\text{I.137})$$

$$\frac{d^2 \pi_{PRO}}{df^{*2}} = -2 \sum_{m=m_0}^M \frac{1}{c_m} < 0 \quad (\text{I.138})$$

f^* increases with economic costs of recycling. It also increases with q_m^0 as the more materials there is on the market at the beginning the greater the potential of taxation. Also it increases with abatement costs, as the PRO expects firms to not reduce materials if it is too costly to do so. Hence the PRO can set a high fee without fearing to see the output decreasing too much.

f^* is an increasing function of c_i , $i \in \mathcal{M}$, except if W_i is on average very much higher than others' materials recycling costs :

$$\frac{df^*}{dc_i} = \frac{1}{2} \left(\frac{\frac{-W_i}{c_i^2} \sum_{m=m_0}^M \frac{1}{c_m} - (\frac{-1}{c_i^2}) \sum_{m=m_0}^M (q_m^0 + \frac{W_m}{c_m})}{(\sum_{m=m_0}^M \frac{1}{c_m})^2} \right) \quad (\text{I.139})$$

$$2 \left(\sum_{m=1}^M \frac{1}{c_m} \right)^2 > 0 \text{ and } c_i^2 > 0$$

$$\frac{df^*}{dc_i} > 0 \Leftrightarrow \frac{-W_i}{c_i^2} \sum_{m=m_0}^M \frac{1}{c_m} + (\frac{1}{c_i^2}) \sum_{m=m_0}^M (q_m^0 + \frac{W_m}{c_m}) > 0 \quad (\text{I.140})$$

$$\frac{df^*}{dc_i} > 0 \Leftrightarrow \sum_{m=m_0}^M (q_m^0 + \frac{W_m}{c_m}) > W_i \sum_{m=m_0}^M \frac{1}{c_m} \quad (\text{I.141})$$

$$\frac{df^*}{dc_i} > 0 \Leftrightarrow \sum_{m=m_0}^M q_m^0 + \sum_{m=m_0}^M \left(\frac{W_m - W_i}{c_m} \right) > 0 \quad (\text{I.142})$$

Producers' material use is given by :

$$q_m = \begin{cases} q_m^0 - \frac{\sum_{m=m_0}^M (q_m^0 + \frac{W_i}{c_m})}{2c_m \sum_{m=m_0}^M \frac{1}{c_m}} & \forall m > m_0 \\ 0 & \forall m \leq m_0 \end{cases} \quad (\text{I.143})$$

Producers lower use of materials which have lowest costs of abatement.

I.L nonprofit PRO program with a uniform fee

The nonprofit PRO must equal its profit to \bar{R} or 0. We consider $\bar{R} = 0$.

$$\pi_{PRO}(f, m_0) = f \sum_{m=m_0}^M (q_m^0 + \frac{W_m}{c_m}) - f^2 \sum_{m=m_0}^M \frac{1}{c_m} - \sum_{m=m_0}^M W_m q_m^0 = 0 \quad (\text{I.144})$$

We assume that the PRO chooses the f that maximises its size while allowing a zero profit. Balancing a budget with diverse materials in different quantities is challenging. Hence, there may exist only few combinations of materials that allows a null profit. We consider that in $\mathcal{M} = \{1, M\}$, materials are ordered according to their values $c_m q_m^0$. If a H number of subsets $\mathcal{M}_h \subset \mathcal{M}$ allows respecting the zero profit condition, the PRO chooses the subset maximising its revenues. If, $f < c_M q_M^0$, the PRO does not exclude all the materials.

The discriminant of equation I.144 for a given set \mathcal{M}_h is :

$$\Delta = \left(\sum_{m \in \mathcal{M}_h} (q_m^0 + \frac{W_m}{c_m}) \right)^2 - 4 \left(\sum_{m \in \mathcal{M}_h} \frac{1}{c_m} \right) \left(\sum_{m \in \mathcal{M}_h} W_m q_m^0 \right) \quad (\text{I.145})$$

$\Delta \geq 0$ for all H subsets \mathcal{M}_h ($H \in [0, M]$) which allows a balanced budget for the PRO. If abatement costs are high, this condition is easily verified. In each of these subsets, two f allows a null profit, as the profit function is strictly concave. Namely :

$$f_1 = \frac{-\sum_{m \in \mathcal{M}_h} (q_m^0 + \frac{W_m}{c_m}) + \sqrt{\Delta}}{-2(\sum_{m \in \mathcal{M}_h} \frac{1}{c_m})} + \frac{\sqrt{\Delta}}{-2(\sum_{m \in \mathcal{M}_h} \frac{1}{c_m})} \quad (\text{I.146})$$

$$f_2 = \frac{-\sum_{m \in \mathcal{M}_h} (q_m^0 + \frac{W_m}{c_m}) - \sqrt{\Delta}}{-2(\sum_{m \in \mathcal{M}_h} \frac{1}{c_m})} - \frac{\sqrt{\Delta}}{-2(\sum_{m \in \mathcal{M}_h} \frac{1}{c_m})} \quad (\text{I.147})$$

We obtain the following possible fee schedule :

$$f_1 = f^* - \frac{\sqrt{\Delta}}{2(\sum_{m \in \mathcal{M}_h} \frac{1}{c_m})} \quad (\text{I.148})$$

$$f_2 = f^* + \frac{\sqrt{\Delta}}{2(\sum_{m \in \mathcal{M}_h} \frac{1}{c_m})} \quad (\text{I.149})$$

$$f_2 > f_1 \quad (\text{I.150})$$

Hence if $\Delta = 0$, $f = f^*$.

Let us verify whether f_1 is a valid root, i.e. $f_1 > 0$:

$$f_1 > 0 \Leftrightarrow \sum_{m \in \mathcal{M}_h} (q_m^0 + \frac{W_m}{c_m})^2 > \left(\sum_{m \in \mathcal{M}_h} (q_m^0 + \frac{W_m}{c_m}) \right)^2 - 4 \left(\sum_{m \in \mathcal{M}_h} \frac{1}{c_m} \right) \left(\sum_{m \in \mathcal{M}_h} W_m q_m^0 \right) \quad (\text{I.151})$$

$$f_1 > 0 \Leftrightarrow 4 \left(\sum_{m \in \mathcal{M}_h} \frac{1}{c_m} \right) \left(\sum_{m \in \mathcal{M}_h} W_m q_m^0 \right) > 0 \quad (\text{I.152})$$

From $f_1 > 0$ we can conclude $f_2 > 0$.

Hence, the nonprofit PRO can choose to tariff a higher or a lower f than the for-profit PRO. If it chooses f_1 it can treat more quantities than f_2 . We show that f_1 allows higher revenues.

We pose $A = \frac{\sqrt{\Delta}}{2 \sum_{m \in \mathcal{M}_h} \frac{1}{c_m}}$

$$(f^{max} - A) \sum_{m \in \mathcal{M}_h} \left(q_m^0 - \frac{f^{max} - A}{c_m} \right) - (f^{max} + A) \sum_{m \in \mathcal{M}_h} \left(q_m^0 - \frac{f^{max} + A}{c_m} \right) > 0 \quad (\text{I.153})$$

We obtain :

$$2A \cdot \left(\sum_{m \in \mathcal{M}_h} \frac{W_m}{c_m} \right) > 0 \quad (\text{I.154})$$

Hence a size-maximiser PRO chooses $f = f^{max} - A$ within the subset of materials allowing a balanced budget and the highest revenues (i.e. $\Delta \geq 0$).

I.M Producer's governance

If producers have an influence α (and no dividends), the governance structure maximises :

$$H(f) = (1 - \alpha)\pi_{PRO}(f) - \alpha TC(f) \quad (\text{I.155})$$

Hence the Lagrangian is :

$$\mathcal{L}(f) = H(f) + \lambda \pi_{PRO}(f) \quad (\text{I.156})$$

Here, $f(\alpha = \frac{1}{2})$ does not ensure $\pi_{PRO} \geq 0$, hence the need of λ .

$$\mathcal{L}(f) = (1 - 2\alpha) \left(f \sum_{m=1}^M q_m \right) - (1 - \alpha) \sum_{m=1}^M (W_m q_m) - \frac{\alpha}{2} \sum_{m=1}^M c_m (q_m^0 - q_m)^2 - \lambda \left(\sum_{m=1}^M f q_m - W_m q_m \right) \quad (\text{I.157})$$

with $\alpha \leq \frac{1}{2}$

We assume that when $\alpha > 0$, the PRO cannot arbitrarily choose a set of materials to exclude.

The optimisation problem with respect to f and λ gives us :

$$f(\alpha, \lambda) = \frac{1}{2} \frac{(1 - 2\alpha + \lambda) \sum_{m=m_0}^M q_m^0 + (1 - \alpha + \lambda) \sum_{m=m_0}^M \frac{W_m}{c_m}}{(1 - \frac{3}{2}\alpha + \lambda) \sum_{m=m_0}^M \frac{1}{c_m}} \quad (\text{I.158})$$

$$f(\alpha = \frac{1}{2}, \lambda = 0) = \frac{\sum_{m=m_0}^M \left(\frac{W_m}{c_m}\right)}{\sum_{m=m_0}^M \frac{1}{c_m}} \quad (\text{I.159})$$

If producers receive dividends, the governance structure maximises the function H :

$$H(f) = \pi_{PRO}(f) - \alpha TC(f) \quad (\text{I.160})$$

Hence the maximisation problem writes as :

$$\mathcal{L} = H(f) + \lambda \pi_{PRO}(f) \quad (\text{I.161})$$

$$\mathcal{L} = (1 + \lambda) \pi_{PRO}(f) - \alpha TC(f) \quad (\text{I.162})$$

$$\mathcal{L} = (1 + \lambda) \left(\sum f q_m^0 - \sum \frac{f^2}{c_m} - \sum W_m q_m^0 + f \sum \frac{W_m}{c_m} \right) - \alpha \left(\frac{f^2}{2} \sum \frac{1}{c_m} \right) \quad (\text{I.163})$$

We obtain from the FOC

$$f = \frac{1 + \lambda}{2(1 + \lambda) + \alpha} \left(\sum q_m^0 + \sum \frac{W_m}{c_m} \right) \quad (\text{I.164})$$

I.N Model with (two) interdependent materials and material-specific fees

In this section we review our results when materials are interdependent. We consider two materials 1 and 2 who can be substitutes or complementary in a product.

We assume *symmetry of substitution costs* : $c_{1,2} = c_{2,1}$.

The producer minimises the total cost function (TC), choosing q_1 and q_2 .

$$TC(q_1, q_2) = f_1 q_1 + f_2 q_2 + \frac{1}{2} c_1 (q_1^0 - q_1)^2 + \frac{1}{2} c_2 (q_2^0 - q_2)^2 + c_{1,2} (q_1^0 - q_1)(q_2^0 - q_2) \quad (\text{I.165})$$

There exists an interior solution for a minimum if substitution costs are sufficiently low as compared to abatement costs (convex cost function) :

$$c_1 c_2 > (c_{1,2})^2 \quad (\text{I.166})$$

We obtain

$$q_i(q_j) = q_i^0 - \frac{f_i}{c_i} + \frac{c_{i,j}}{c_i}(q_j^0 - q_j) \quad (\text{I.167})$$

If $c_{i,j} > 0$ materials are substitutable, else complementary.

We pose $\delta_{ij} = \frac{c_i c_j}{(c_{i,j})^2} > 1$

Assuming $q_i > 0$ and $q_j > 0$, we obtain the material use equation :

$$q_i^* = q_i^0 - \frac{\delta_{ij}}{(\delta_{ij} - 1)} \left(\frac{f_i}{c_i} - \frac{c_{i,j}}{c_i c_j} f_j \right) \quad (\text{I.168})$$

or

$$q_i^* = q_i^0 - \frac{f_i c_j - f_j c_{i,j}}{(c_i c_j - (c_{i,j})^2)} \quad (\text{I.169})$$

Equation I.168 shows that the fee of a material j has an effect on the use of material i (increasing f_j increases q_i when $c_{i,j} > 0$).

If $q_i = 0$, $q_j = q_j^0 - \frac{f_j}{c_j} + \frac{c_{i,j}}{c_j} q_i^0$.

$$q_j = 0 | q_i = 0 \Leftrightarrow f_j \geq c_j q_j^0 + c_{i,j} q_i^0 \quad (\text{I.170})$$

Similarly,

$$q_i = 0 | q_j = 0 \Leftrightarrow f_i \geq c_i q_i^0 + c_{i,j} q_j^0 \quad (\text{I.171})$$

Hence

$$f_i \geq c_i q_i^0 + c_{i,j} q_j^0 \quad (\text{I.172})$$

$$f_j \geq c_j q_j^0 + c_{i,j} q_i^0 \quad (\text{I.173})$$

is a sufficient condition for $q_1 = 0$ and $q_2 = 0$.

$$q_j > 0 | q_i = 0 \Leftrightarrow \begin{cases} f_j < c_j q_j^0 + c_{i,j} q_i^0 \\ f_i + c_{i,j} q_j > c_i q_i^0 + c_{i,j} q_j^0 \end{cases} \quad (\text{I.174})$$

$$q_j > 0 | q_i = 0 \Leftrightarrow \begin{cases} f_j < c_j q_j^0 + c_{i,j} q_i^0 \\ f_i - \frac{c_{i,j}}{c_j} f_j \geq (c_i - \frac{(c_{i,j})^2}{c_j}) q_i^0 \end{cases} \quad (\text{I.175})$$

$$q_j > 0 | q_i = 0 \Leftrightarrow \begin{cases} f_j < c_j q_j^0 + c_{i,j} q_i^0 \\ f_i \geq c_i q_i^0 + \frac{c_{i,j}}{c_j} (f_j - c_{i,j} q_i^0) \end{cases} \quad (\text{I.176})$$

If $f_j = c_j q_j^0 + c_{i,j} q_i^0$, this implies necessarily that $f_i = c_i q_i^0 + c_{i,j} q_j^0$.

I.N.1 Social Optimum

The social cost function (SC) writes as :

$$SC = \frac{1}{2}c_1(q_1^0 - q_1)^2 + \frac{1}{2}c_2(q_2^0 - q_2)^2 + c_{1,2}(q_1^0 - q_1)(q_2^0 - q_2) + r_1(z_1 + \frac{t}{2}r_1)q_1 + r_2(z_2 + \frac{t}{2}r_2)q_2 + e_{R_1}r_1q_1 + e_{R_2}r_2q_2 + (1 - r_1)e_{D_1}q_1 + (1 - r_2)e_{D_2}q_2 \quad (I.177)$$

For $i = 1, 2$, we have like in our previous results :

$$r_i^* = \frac{(e_{D_i} - e_{R_i}) - z_i}{t} \quad (I.178)$$

We obtain the following optimal quantities for material $i \neq j$:

$$q_i^* = q_i^0 - \frac{\delta_{ij}}{\delta_{ij} - 1} \left(\frac{P_i}{c_i} - \frac{c_{ij}}{c_i c_j} P_j \right) \quad i = \{1, 2\} \quad (I.179)$$

And $P_i = r_i(z_i + \frac{t}{2}r_i) + e_{R_i}r_i + (1 - r_i)e_{D_i}$. Using the optimal recycling rate expression, we can rewrite P_i it as f_i^*

$$f_i^* = e_{D_i} - \frac{t}{2}(r_i^*)^2 \quad i = \{1, 2\} \quad (I.180)$$

I.N.2 PRO program

The profit of the PRO is :

$$\pi_{PRO}(f_1, f_2) = (f_1 - W_1) \cdot q_1(f_1, f_2) + (f_2 - W_2) \cdot q_2(f_1, f_2) \quad (I.181)$$

The program of a governance structure where α represents the producers' influence is :

$$\max_{(f_1, f_2) \in \mathbf{R}^{+2}} H(\alpha, f_1, f_2) = \alpha \pi_{PRO}(f_1, f_2) - \alpha TC(f_1, f_2) \quad (I.182)$$

We obtain :

$$f_i^* = \frac{1 - 2\alpha}{2 - 3\alpha} (c_i q_i^0 + c_{i,j} q_j^0) + \frac{1 - \alpha}{2 - 3\alpha} W_i \quad i = \{1, 2\}, j \neq i \quad (I.183)$$

As before, the PRO increases f_i with $c_i q_i^0$ and recycling costs. It also increases f_i if substitution possibilities are expensive (high positive c_{ij}) and material j is abundantly used. If both materials are complementaries, the PRO decreases f_i because it anticipates that this will has reduction effect on other materials.

A nonprofit PRO considers the following problem :

$$\mathcal{L} = (1 - \alpha) (f_1 \cdot q_1(f_1, f_2) + f_2 \cdot q_2(f_1, f_2)) - \alpha TC(f_1, f_2) - \lambda \pi_{PRO}(f_1, f_2) \quad (\text{I.184})$$

Considering a nonprofit PRO ($\bar{R} = 0$), when $\alpha = 0$, we obtain a relation between materials i and j :

$$f_i = \frac{W_i}{W_j} f_j + \frac{1}{2} (c_{i,j} q_j^0 + c_i q_i^0 - \frac{W_i}{W_j} (c_j q_j^0 + c_{i,j} q_i^0)) \quad (\text{I.185})$$

Again, the independent nonprofit PRO systematically uses cross-subsidies to increase its size unless

$$\frac{W_i}{W_j} = \frac{c_i q_i^0 + c_{i,j} c_j^0}{c_j q_j^0 + c_{i,j} q_i^0} \quad (\text{I.186})$$

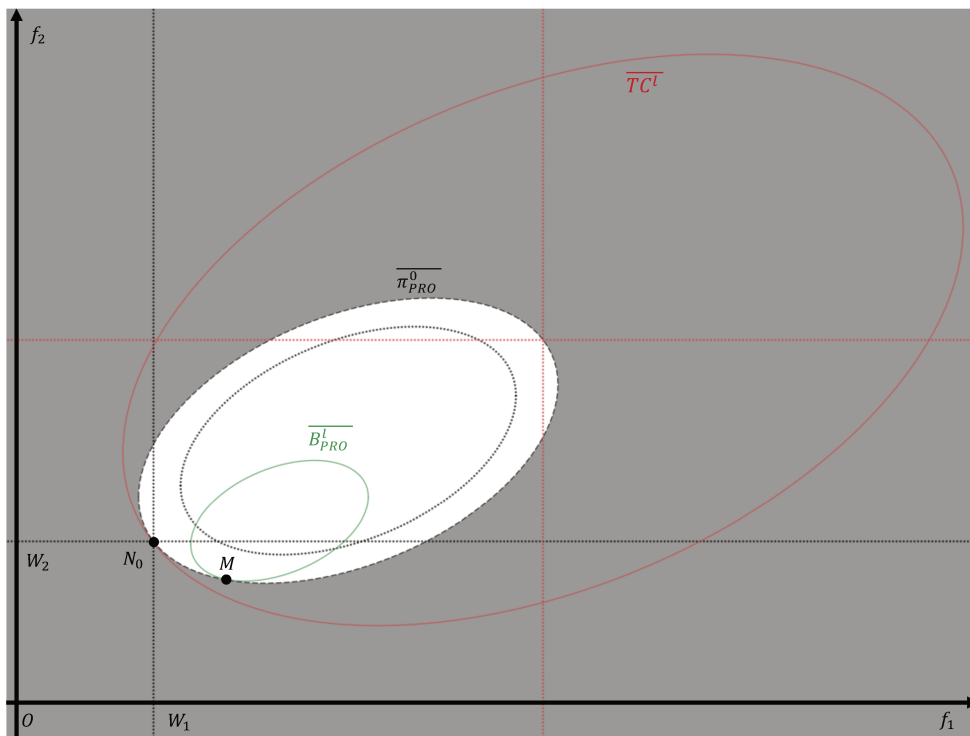
When $\alpha = 1$, we obtain as before

$$\begin{cases} f_i = W_i \\ f_j = W_j \end{cases} \quad (\text{I.187})$$

As before, the independent nonprofit PRO systematically uses cross-subsidies between materials unless strict proportionality (equation I.186). The point M in Figure I.N.1 illustrates the case where the PRO maximises its budget for a null profit.

Figure I.N.1 shows that the lowest isocost allowing the financing of the recycling program is reached at $N_0 : \{W_1, W_2\}$. Hence if producers have control over the PRO they will try to implement this result, and in a competitive market, PROs will attract member producers by proposing the most attractive tariff for a null-profit.

FIGURE I.N.1 – Illustration of pricing strategy with two substitutable materials, 1 and 2, ($c_{1,2} > 0$)



Notes : $\overline{\pi^0_{PRO}}$: null-profit curve
 $\overline{B^l_{PRO}}$: highest isobudget curve for a null profit
 $\overline{TC^l}$: lowest isocost curve for a null profit

I.O Model with (two) interdependent materials and a uniform fee

I.O.1 Social optimum

The social cost function is given by :

$$\begin{aligned}
 SC(q_1, q_2) = & \frac{1}{2}c_1(q_1^0 - q_1)^2 + \frac{1}{2}c_2(q_2^0 - q_2)^2 + \\
 & c_{1,2}(q_1^0 - q_1)(q_2^0 - q_2) + q_1(r_1(z_1 + \frac{t}{2}r_1) + e_{R_1}r_1 \\
 & + e_{D_1}(1 - r_1)) + q_2(r_2(z_2 + \frac{t}{2}r_2) + e_{R_2}r_2 + e_{D_2}(1 - r_2)) \quad (I.188)
 \end{aligned}$$

We note

$$P_i = r_i(z_i + \frac{t}{2}r_i) + e_{R_i}r_i + e_{D_i}(1 - r_i) \quad i = 1, 2 \quad (I.189)$$

For $q_1 > 0, q_2 > 0$, we can rewrite the SC function by replacing q_1 and q_2 :

$$\begin{aligned}
 SC(f) = & \frac{c_1 f^2}{2} \left(\frac{c_2 - c_{1,2}}{c_1 c_2 - (c_{1,2})^2} \right)^2 + \frac{c_2 f^2}{2} \left(\frac{c_1 - c_{1,2}}{c_1 c_2 - (c_{1,2})^2} \right)^2 \\
 & + c_{1,2} f^2 \left(\frac{c_2 - c_{1,2}}{c_1 c_2 - (c_{1,2})^2} \right) \left(\frac{c_1 - c_{1,2}}{c_1 c_2 - (c_{1,2})^2} \right) \\
 & + (q_1^0 - f \left(\frac{c_2 - c_{1,2}}{c_1 c_2 - (c_{1,2})^2} \right)) P_1 + (q_2^0 - f \left(\frac{c_1 - c_{1,2}}{c_1 c_2 - (c_{1,2})^2} \right)) P_2 \quad (I.190)
 \end{aligned}$$

The first derivative gives us :

$$\frac{dSC}{df} = f \cdot \left(\frac{c_1 + c_2 - 2c_{1,2}}{c_1 c_2 - (c_{1,2})^2} \right) - \left(\frac{c_2 - c_{1,2}}{c_1 c_2 - (c_{1,2})^2} \right) P_1 - \left(\frac{c_1 - c_{1,2}}{c_1 c_2 - (c_{1,2})^2} \right) P_2 \quad (I.191)$$

From the FOC :

$$f = \frac{P_1(c_2 - c_{1,2}) + P_2(c_1 - c_{1,2})}{c_1 + c_2 - 2c_{1,2}} \quad (I.192)$$

The second derivative gives us :

$$\frac{d^2 SC}{df^2} = \frac{c_1 + c_2 - 2c_{1,2}}{c_1 c_2 - (c_{1,2})^2} \quad (I.193)$$

The convex cost function condition is a space set $\Omega_c \in \mathfrak{R}^3$ such that :

$$\Omega_c : c_1 c_2 > (c_{1,2})^2 \quad (I.194)$$

The numerator requires $(c_1, c_2, c_{1,2}) \in \Omega_l$:

$$\Omega_l : c_1 + c_2 > 2c_{1,2} \quad (\text{I.195})$$

$\Omega_c \subset \Omega_l$ for all $c_1, c_2 > 0$ and all given $c_{1,2} \in \mathfrak{R}$.

Hence $\frac{d^2 SC}{df^2} > 0$ under the cost convexity condition (Ω_c).

For $i = 1, 2$ we obtain as previously :

$$r_i = \frac{e_{D_i} - e_{R_i} - z_i}{t} \quad (\text{I.196})$$

I.O.2 PRO's program

I.O.2.1 For-profit PRO

The profit of the PRO is :

$$\pi_{PRO}(f) = (f - W_1) \cdot q_1(f) + (f - W_2) \cdot q_2(f) \quad (\text{I.197})$$

and for $i \neq j$:

$$q_i(f) = q_i^0 - \frac{\delta_{ij}}{\delta_{ij} - 1} \left(\frac{f}{c_i} - \frac{c_{i,j}}{c_i c_j} f \right) \quad (\text{I.198})$$

equivalent to

$$q_i(f) = q_i^0 - f \left(\frac{c_j - c_{ij}}{c_i c_j - (c_{i,j})^2} \right) \quad (\text{I.199})$$

material i is excluded if :

$$f > q_i^0 \left(\frac{c_i c_j - (c_{i,j})^2}{c_j - c_{i,j}} \right) \quad (\text{I.200})$$

The PRO will be able to exclude material 1 and keep material 2 with f if

$$(c_1 - c_{1,2})q_1^0 < (c_2 - c_{1,2})q_2^0 \quad (\text{I.201})$$

The program of the PRO writes as

$$\max_{f, \mathcal{M}_p} \pi_{PRO} \quad (\text{I.202})$$

The PRO chooses the set $\mathcal{M}_p = 1, 2$ or $\mathcal{M}_p = 2$.

Considering the set $\mathcal{M}_p = 1, 2$, we obtain from the optimisation problem :

$$f_{\{1,2\}}^* = \frac{1}{2} \left[\frac{q_1^0 + q_2^0 + W_1 \left(\frac{c_2 - c_{1,2}}{c_1 c_2 - (c_{1,2})^2} \right) + W_2 \left(\frac{c_1 - c_{1,2}}{c_1 c_2 - (c_{1,2})^2} \right)}{\frac{c_1 + c_2 - 2c_{1,2}}{c_1 c_2 - (c_{1,2})^2}} \right] \quad (\text{I.203})$$

$f_{\{1,2\}}^*$ = arg max π_{PRO} is a possible solution if $f_{\{1,2\}}$ does not exclude materials :

$$f_{\{1,2\}} < q_i^0 \left(\frac{c_i c_j - (c_{i,j})^2}{c_j - c_{i,j}} \right) \quad i = 1, 2 \quad (\text{I.204})$$

Considering the set $\mathcal{M}_p = 2$, we obtain from the optimisation problem :

$$f_{\{2\}} = \frac{1}{2} \left(W_2 + \frac{c_1 c_2 - (c_{1,2})^2}{c_1 - c_{1,2}} q_2^0 \right) \quad (\text{I.205})$$

$f_{\{2\}}$ excludes material 1 if :

$$\frac{1}{2} \left(\frac{W_2}{c_1 c_2 - (c_{1,2})^2} + \frac{q_2^0}{c_1 - c_{1,2}} \right) > \frac{q_1^0}{c_2 - c_{1,2}} \quad (\text{I.206})$$

$f_{\{2\}}$ should not exclude material 2 :

$$\frac{q_2^0}{c_1 - c_{1,2}} > \frac{W_2}{c_1 c_2 - (c_{1,2})^2} \quad (\text{I.207})$$

In the following example we show that a for-profit PRO can have incentives to exclude material 1 even if it has lower recycling costs.

Example 5. $c_1 = 1.2 = 0.5 \cdot c_2$; $q_1^0 = q_2^0 = 1$; $W_1 = 0.3$, $W_2 = 1$

— *without exclusion*

$$f_{\{1,2\}} \approx 1.30; q_1 \approx 0.03; q_2 \approx 0.56; \pi \approx 0.20$$

— *with exclusion*

$$f_{\{2\}} \approx 1.98; q_1 = 0; q_2 \approx 0.33; \pi \approx 0.33$$

I.O.2.2 nonprofit PRO

The nonprofit PRO either treats only material 2 and $f_0 = W_2$, or treats both materials. The PRO's profit is given by :

$$\pi_{PRO}(f) = -f^2 \left(\frac{c_1 + c_2 - 2c_{1,2}}{c_1 c_2 - (c_{1,2})^2} \right) + f \left(q_1^0 + q_2^0 + \frac{W_1(c_2 - c_{1,2}) + W_2(c_1 - c_{1,2})}{c_1 c_2 - (c_{1,2})^2} \right) - (W_1 q_1^0 + W_2 q_2^0) \quad (\text{I.208})$$

$\exists f / \pi_{PRO} = 0$ if

$$\Delta = \left(q_1^0 + q_2^0 + \frac{W_1(c_2 - c_{1,2}) + W_2(c_1 - c_{1,2})}{c_1 c_2 - (c_{1,2})^2} \right)^2 - 4 \left(\frac{c_1 + c_2 - 2c_{1,2}}{c_1 c_2 - (c_{1,2})^2} \right) (W_1 q_1^0 + W_2 q_2^0) \geq 0 \quad (\text{I.209})$$

If $\Delta > 0$, there are 2 roots f_0 and f'_0 :

$$f_0 = \frac{\left(q_1^0 + q_2^0 + \frac{W_1(c_2 - c_{1,2}) + W_2(c_1 - c_{1,2})}{c_1 c_2 - (c_{1,2})^2} \right) - \frac{\sqrt{\Delta}}{2 \left(\frac{c_1 + c_2 - 2c_{1,2}}{c_1 c_2 - (c_{1,2})^2} \right)}}{2 \left(\frac{c_1 + c_2 - 2c_{1,2}}{c_1 c_2 - (c_{1,2})^2} \right)} \quad (\text{I.210})$$

$$f'_0 = \frac{\left(q_1^0 + q_2^0 + \frac{W_1(c_2 - c_{1,2}) + W_2(c_1 - c_{1,2})}{c_1 c_2 - (c_{1,2})^2} \right) + \frac{\sqrt{\Delta}}{2 \left(\frac{c_1 + c_2 - 2c_{1,2}}{c_1 c_2 - (c_{1,2})^2} \right)}}{2 \left(\frac{c_1 + c_2 - 2c_{1,2}}{c_1 c_2 - (c_{1,2})^2} \right)} \quad (\text{I.211})$$

$$(\text{I.212})$$

Let $A = \frac{\sqrt{\Delta}}{2 \left(\frac{c_1 + c_2 - 2c_{1,2}}{c_1 c_2 - (c_{1,2})^2} \right)}$. If $\Delta > 0$, $A > 0$, as we assumed cost convexity.

$$f_0 = f_{\{1,2\}}^* - A \quad (\text{I.213})$$

$$f'_0 = f_{\{1,2\}}^* + A \quad (\text{I.214})$$

$$(\text{I.215})$$

We show under which condition f_0 allows a largest budget than f'_0 :

$$(f_{\{1,2\}}^* - A) \sum \left(q_i^0 - \frac{(f_{\{1,2\}}^* - A)(c_i - c_{ij})}{c_i c_j - (c_{ij})^2} \right) - (f_{\{1,2\}}^* + A) \sum \left(q_i^0 - \frac{(f_{\{1,2\}}^* + A)(c_i - c_{ij})}{c_i c_j - (c_{ij})^2} \right) > 0 \quad (\text{I.216})$$

Replacing, $f_{\{1,2\}}^*$ and because $A > 0$, equation I.216 is equivalent to :

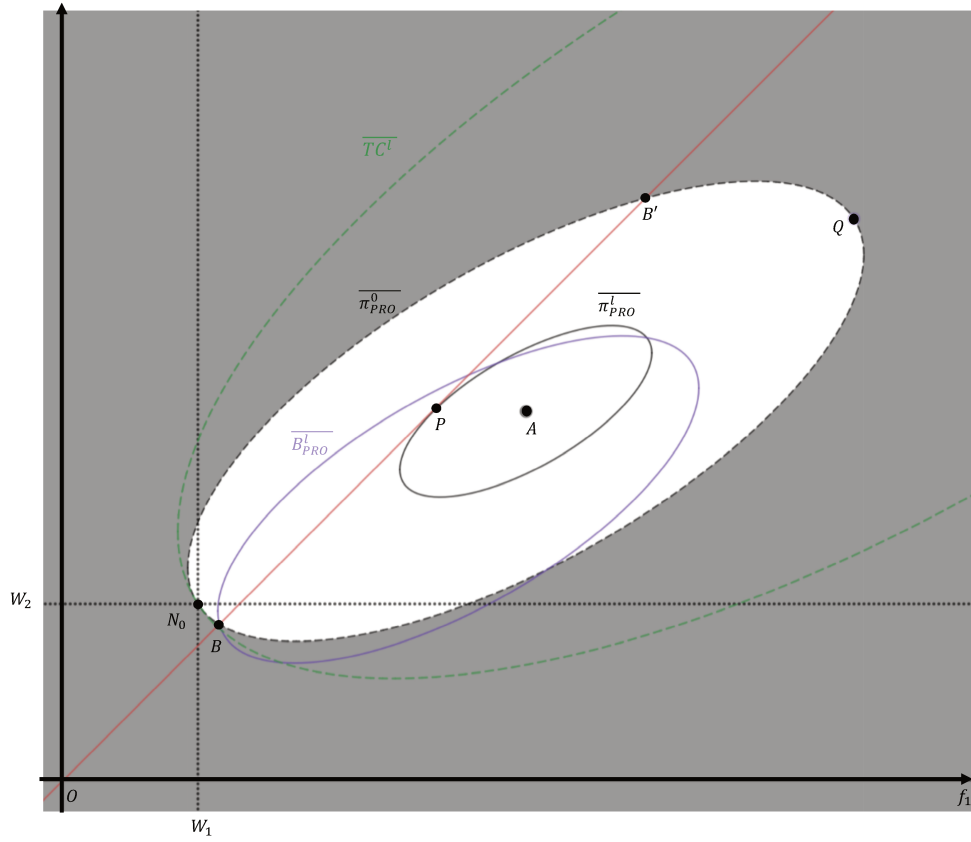
$$\frac{W_1(c_2 - c_{1,2}) + W_2(c_1 - c_{1,2})}{c_1 c_2 - (c_{1,2})^2} > 0 \quad (\text{I.217})$$

And under cost convexity :

$$W_1(c_2 - c_{1,2}) + W_2(c_1 - c_{1,2}) > 0 \quad (\text{I.218})$$

We demonstrate our results graphically :

FIGURE I.O.1 – Pricing schedule when $f_1 = f_2$



- $\overline{\pi_{PRO}^0}$: null profit curve
- A : Profit-maximisation with differentiated fees
- P : Profit-maximisation with uniform fees (without exclusion)
- B : Uniform fee for a null-profit
- N_0 : Effective recycling costs pricing / Lowest iso-cost for a null-profit
- Q : $q_1 = q_2 = 0$

Again, N_0 is on a farther iso-budget than B .

Chapitre II

Extended Producer Responsibility, Packaging Waste Reduction and Eco-design

Extended Producer Responsibility, Packaging Waste Reduction and Eco-design

The main policy addressing the packaging waste issue in the countries of the European Union has been to define recycling objectives along with Extended Producer Responsibility (EPR). With EPR, producers finance the recycling and management of waste generated by their products. Within this framework they are expected to internalise waste management costs and engage in eco-design of their packaging, i.e., use less packaging and increase packaging recyclability (e.g., through substitution of materials). EPR has been extended worldwide over recent decades and applied to various waste streams. In this paper, by exploiting temporal variation of an original panel dataset of EPR compliance costs from 25 European countries (1998-2015) and four packaging materials, I evaluate for the first time whether these costs have led to packaging waste reduction and substitution of packaging materials. I find that the EPR financial incentive has resulted in very little (though statistically significant) packaging reduction and no systematic substitution effects between packaging materials.

JEL classification : Q53 ; H23.

Keywords : Circular Economy ; Extended Producer Responsibility ; Environmental Policy ; Eco-design.

Plan du chapitre

1	Introduction	152
2	Literature and conceptual framework	155
3	Data and context	162
3.1	The variable of interest : EPR	162
3.2	The dependent variable	166
3.3	Set of controls	168
4	Identification strategy	172
4.1	Endogeneity	174
5	Findings	176
5.1	Baseline results	176
5.2	IV results	179
5.3	Robustness	183
5.4	Concluding remarks	185
6	Substitution between materials and eco-design	185
7	Regressions by packaging material	189
8	Policy implications	191
	Appendix	194
	II.A Implementation of EPR in the Europe of 28	194
	II.B Construction of the <i>EPR</i> variable	196
	II.C Construction of the <i>greenvote</i> variable	197
	II.D Construction of the material <i>price</i> variable	200
	II.E Simulations	201

1 Introduction

Preservation of resources and effective waste management is urgently required to help protect the terrestrial and marine environment. [Jambeck et al. \(2015\)](#) estimate that between 4.8 and 12.7 million metric tonnes of mismanaged plastic packaging waste from coastal countries entered the ocean in 2010. Although the new circular economy approach advocated by the EU views waste as a resource, the reduction in the quantity of waste generated is defined as top priority in the European Waste Hierarchy¹, before preparation for re-use and recycling. In fact, recycling activities lead to secondary waste and pollution (e.g. wastewater for metal recycling by hydrometallurgy; [Xu et al., 2016](#)) while requiring a large amount of energy.

In this paper, I focus on packaging waste, a major waste stream. Packaging represents a core differentiation variable for companies, especially in the food industry. It may therefore sometimes be more profitable for producers to use attractive and complex but hard-to-recycle packaging to appeal to consumers and/or to preserve the product ([Røine and Lee, 2006](#)). In the UE, packaging accounts for 60% of plastic waste generated each year ([European Commission, 2018a](#)). Re-use and recycling objectives in terms of waste materials are set at 70% of the total packaging weight by 2030². To achieve these targets, the Commission has advocated the generalisation of the Extended Producer Responsibility (EPR) concept to all European countries.

According to the OECD, EPR is “an environmental policy approach in which a producer’s responsibility for a product is extended to the post-consumer stage of a product’s life cycle” ([OECD, 2001](#), p.164). EPR implies that producers take over the responsibility for collecting or taking back used goods and for sorting and treating them for their eventual recycling. With EPR, firms are expected to internalise the disposal costs of waste generated by their packaging. In turn, firms should engage in eco-design of their packaging so as to minimise waste management costs. There are two ways of doing so. On the one hand, firms can directly reduce their production of waste (e.g., less packaging for a given product) i.e. waste prevention. On the other hand, they may design packaging that can be recycled more easily so as to decrease recycling costs (e.g., material substitution), as EPR is associated with reuse and recycling objectives. Through EPR, the European Commission explicitly specifies the objective of stimulating environment-friendly design of products³, besides those pertaining to financing the sorting and recycling of products.

EPR is a principle that can be implemented through a wide range of instruments involving responsibilities of different types and degrees ([Lindhqvist, 2000](#)). EPR applies to all products consumed in the national market, i.e., including imports but excluding exported products. When an EPR-based policy requires that each producer pays for the end-of-life of its own products, EPR is called *individual* EPR.⁴

1. Defined in the European Waste Framework Directive ([Directive 2008/98/EC](#)).

2. See Article 5 in [Directive 2018/852](#). Packaging waste was initially regulated under [Dir.Directive 1994/62/EC](#) and later amended by [Directive 2008/98/EC](#) and [Dir. Directive 2018/852](#).

3. [Directive 1994/62/EC](#), Annex II; [Directive 2008/98/EC](#), Art. 8.

4. [Fleckinger and Glachant \(2010\)](#) show that individual EPR is akin to a Pigovian tax, whose

In practice, the EPR-based policies implemented correspond to *collective systems* of EPR in most cases. This choice is motivated by economies of scale and the practical difficulties of implementing individual systems liable to incur prohibitive administrative costs (identifying individual brands in household bins, duplicated infrastructure; van Rossem et al., 2006; OECD, 2004).

In collective systems, the most frequently used instrument is the advance disposal fee (ADF), usually based on the weight and material of the packaging when they are put on the market.⁵ The ADF should reflect the average cost of managing the end of life of the packaging material. Lastly, collective responsibility is generally respected by the intermediary of a producer responsibility organisation (PRO) : a producer-led organisation that takes on firms' legal responsibility and finances (or organises) the collection, sorting and recycling of waste generated by its members' activity (OECD, 2016). This organisation may also be public (e.g., Waste Fund in Croatia; EEA, 2013), or own by recycling operators, as in Germany for some PROs (Vernier, 2018). PROs usually set and collect fees from producers, while being under public control (e.g., accreditation, audit; OECD, 2016).

The collective organisation of EPR systems does not allow the internationalisation of all end-of-life aspects, as foreseen by the theoretical EPR principle. In collective systems, over the period considered, two kinds of incentives remain.⁶ As producers pay per ton of packaging that they place on the market, they have incentives to decrease their packaging use, i.e., waste prevention (e.g., lightweighting, removing group packaging, etc.) and to switch to more recyclable materials (assuming that the ADF reflects recyclability). Reports show evidence of packaging source reduction in Europe (OECD, 2016, chapter 5; ADEME, 2016; van Sluisveld and Worrell, 2013; Røine and Lee, 2006; Glachant, 2004). These changes represent material efficiency gains as defined by Worrell et al. (1995) : “redesigning the product to a lower material intensity, by reducing the amount of material needed to manufacture a functional unit of the product” (p. 218). These observations are in line with what could be expected from the functioning of such collective systems, and motivate the research question of this paper.

The present paper empirically tests whether EPR costs of compliance (expressed in €/ton) have contributed to packaging waste reduction and substitution between packaging materials. Both aspects are related to packaging eco-design. This research thus provides an assessment of the eco-design objective of the 2008 European Directive⁷ and the first empirical evaluation of EPR. The paper focuses on economic incentives provided by EPR and leaves aside questions pertaining to the institutional management of EPR. I gather data on EPR costs of compliance from collective

rate equals the producer's marginal cost of waste disposal when WM is provided competitively

5. Other aspects of recyclability (e.g., glue, ink...) are not usually addressed.

6. Further incentives on enhancing circularity, e.g. other substances and additives, were not considered in collective EPR at the time (with the exception of France for some substances). Design for recycling is key to develop the economy's circularity (Zotti and Bigano, 2019). Circularity aspects are to be considered more comprehensively in EPR in the future. You can refer to the EU Commission guidance on the eco-modulation of EPR fees for a document on the matter (European Commission, 2018a).

7. (Directive 2008/98/EC, Art. 8)

systems of 25 European countries⁸ from 1998 to 2015, thereby creating a unique panel dataset. First and foremost, the paper provides an initial understanding and analysis of EPR compliance costs and the associated incentives in the different European countries. On average in the sample considered, obligated producers pay €97 per ton of packaging waste that they place on the market, but there are considerable differences across countries and between materials.

I regress the logarithm of packaging waste per capita on the logarithm of EPR compliance costs in a three dimensional panel (country, material, year), as data at product level and firm level are not available. The empirical strategy includes country-material fixed effects to control for time-invariant country-material characteristics and year fixed effects to control for annual changes common to European countries (e.g., technology and consumption shocks). To tackle the possibility that the control variables do not fully capture the heterogeneous dynamics of packaging waste generation within countries, the paper also adopts a random trend and a linear dynamic model. All these models show a negative and significant impact of EPR costs on packaging waste. However, these baseline regressions may suffer from endogeneity. Indeed, variation in packaging waste quantity may influence waste management costs, and hence EPR costs of the same year in fast-adjusting systems. Hence, one risk is that the negative coefficient integrates the effect of waste variation on waste management costs. Several strategies are developed to estimate the causal effect of EPR compliance costs on packaging waste. The main approach uses the fact that ADF should be orthogonal to future shocks to packaging waste. This assumption allows me to use the lags of ADF as instruments in a two-stage least-square specification following [Arellano \(1989\)](#), and a difference generalised-method-of-moments ([Arellano and Bond, 1991](#)). Second, to detect a potential effect of economies of scale, I estimate regressions by distinguishing waste volumes and quantiles ([Machado and Santos Silva, 2019](#)). The resulting estimates of all these strategies are similar to those from the baseline specifications.

These results allow me to conclude that an increase of EPR compliance costs by 1% decreases packaging waste per capita by around 0.06% for a given packaging material. While the effect of EPR compliance costs on packaging waste is found to be statistically significant, it is of low economic magnitude. For an average European citizen, 0.06% represents around 100g per inhabitant, i.e., slightly more than three milk bricks. I argue that packaging source reduction is likely to drive this mechanism, as I control for variation in consumption of food and beverage products and heterogeneous time-varying waste dynamics. While this effect is encouraging with respect to packaging waste reduction, it falls far short of the substantial waste prevention needed. With regard to material substitutions, I do not find any significant substitution effect attributable to variation in EPR compliance costs.

The paper is organised as follows : Section 2 outlines the scientific literature

8. Austria (AUT), Belgium (BEL), Bulgaria (BGR), Cyprus (CYP), Czech Republic (CZE), Estonia (EST), Finland (FIN), France (FRA), Germany (DEU), Greece (GRC), Hungary (HUN), Ireland (IRL), Italy (ITA), Latvia (LVA), Lithuania (LTU), Malta (MLT), The Netherlands (NLD), Poland (POL), Portugal (PRT), Romania (ROU), Slovakia (SVK), Slovenia (SVN), Spain (ESP), Sweden (SWE) and the United-Kingdom (GBR)

linked to this research, the policy structure of EPR in Europe and the conceptual framework adopted by this research. Section 3 presents the data used in the empirical framework. Section 4 details the empirical specification and identification strategy. Section 5 lists the main results. Section 6 adds to the baseline model substitution incentives provided by the use of material-specific fees. Section 7 ensures further robustness checks at the material level. Section 8 draws policy implications from the empirical results and discusses the environmental efficiency of EPR with regard to the Waste Hierarchy.

2 Literature and conceptual framework

This research represents the first empirical assessment of extended producer responsibility. EPR has already been the focus of many OECD qualitative reports, as well as other theoretical, qualitative research and simulation models (see OECD, 2001, 2004, 2016; Lindhqvist, 2000; Runkel, 2003; Røine and Lee, 2006; Sachs, 2006; Fleckinger and Glachant, 2010; Brouillat and Oltra, 2012; Massarutto, 2014; Arnaud, 2017), but none of these analyses take an empirical approach.

In particular, the research focuses on eco-design activities, i.e., product design and product innovation, as in Fullerton and Wu (1998); Calcott and Walls (2000); Eichner and Pethig (2001); Glachant (2004); Røine and Lee (2006); Brouillat and Oltra (2012); Arnaud (2017); Dugoua and Dumas (2021). Enterprises may use an existing technique to design a more environmentally sound product. Eco-design of products may also be the result of longer researches and technological innovations (Røine and Lee, 2006; Brouillat and Oltra, 2012). Thus, this paper also complements the literature on environmental instruments influencing technological change (e.g., Jaffe and Palmer, 1997; Acemoglu et al., 2012; Calel and Dechezleprêtre, 2016; Cainelli et al., 2020), where the emphasis is made on redirecting innovation towards clean inputs and production. Focusing on the upstream section of the value chain is essential, so as to already green the supply available to consumers. In general, eco-design of products should contribute to increasing recycling performance (OECD, 2001; Didier and Sittler, 2014), material efficiency (Worrell et al., 1995; Allwood et al., 2011) and waste prevention (Glachant, 2004).

Calcott and Walls (2000) examine theoretically whether downstream policies (e.g., disposal fees) encourage firms to incorporate environmental considerations in their product design and manufacturing. They conclude that downstream instruments fail to provide eco-design incentives when recycling markets are not fully functioning. In perfect recycling markets, recyclers would pay consumers for their recyclable items, with higher prices for items with high recycling potential⁹ (Calcott and Walls, 2005). Consumers would be therefore encouraged to buy easier-to-recycle goods, and would further pass on their recyclability preference upstream to producers. In reality, consumers mostly hand over their waste over for free and/or through

9. Prices may be negative when treatment costs are greater than values of recycled content. Therefore perfect recycling markets may not be so "perfect" as they would encourage illegal dumping for some products.

a flat municipal tax.¹⁰ Hence, the signal chain is broken at the consumption link, and producers are not likely to be incentivised by landfill and recycling prices as shown in [Figure II.1](#). [Fullerton and Wu \(1998\)](#) show that when garbage is collected for free, a social optimum can be reached if firms are directly incentivised with a tax on packaging use and subsidies on recyclability. [Eichner and Pethig \(2001\)](#) also conclude on the desirability of a tax-subsidy system to foster eco-design of products with the presence of market failure. [Brouillat and Oltra \(2012\)](#) use an agent-based simulation model and show that only a tax-subsidy system and stringent norms can lead to radical innovation in product design. [Arnaud \(2017\)](#) shows that an optimal policy associates EPR with a bonus/penalty system.

In the literature, EPR is considered a second-best policy approach ([Massarutto, 2014](#); [Calcott and Walls, 2005](#); [Zoboli et al., 2019](#)) to restore the financial signal of waste management costs towards producers upstream ([Figure II.1](#); [Massarutto, 2014](#); [Calcott and Walls, 2005](#)).¹¹ [Fullerton and Wu \(1998\)](#) show that a take-back requirement (individual EPR) provides incentives to eco-design of products. However, this policy fails to implement the social optimum when it only accounts for disposal costs of waste, and leaves aside social costs. [Fleckinger and Glachant \(2010\)](#) consider a model with eco-designed and non-eco-designed goods, i.e., differentiation in the product markets linked to downstream waste management costs. They show that the different waste management costs and the design of EPR policy affects product differentiation and firms' output. Output decreases, either due to collusion in collective systems and/or increased consumer prices.

10. Except when a Pay-As-You-Throw (PAYT) approach is in place. However, PAYT usually accounts for only half of the costs and the other half is paid through fixed fees to avoid illegal dumping and to cover fixed costs. Also products are binary differentiated whether or not they are recyclable, but not according to their degree of recyclability. Last but not least, recyclable packaging is usually collected free of charge. For more details, see [Tojo et al. \(2008\)](#). Some municipalities in various EU countries have adopted PAYT (e.g., Besançon in France, Innsbruck in Austria, and Treviso in Italy).

11. This signal may only be transferred to consumers if producers pass on their compliance costs to product prices. Note that cost pass-through from producers to consumers may be incomplete and averaged across the producer's various products.

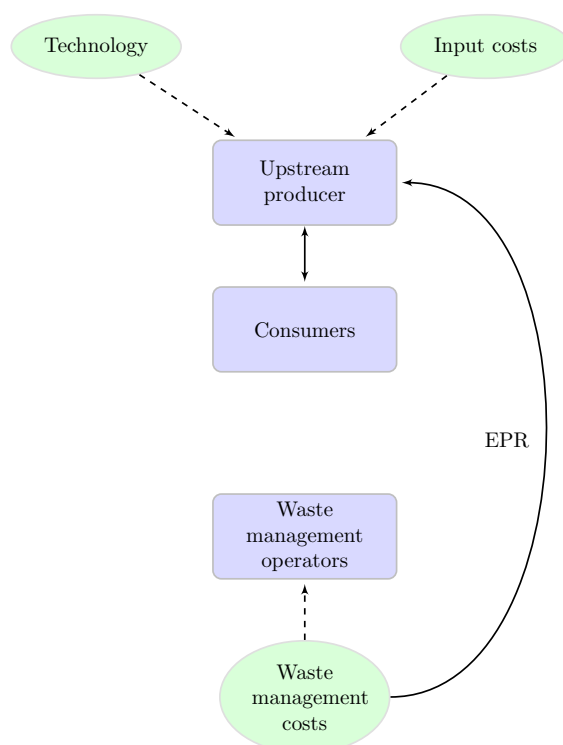


FIGURE II.1 – EPR, as a second-best approach for restoring the waste management costs signal towards upstream producers (author’s figure).

EPR has been implemented in the 25 EU Member States but with various legal translations (also see Appendix II.A, table II.A.1).¹² This responsibility can target different categories within a given waste stream. In most countries EPR has been applied to both household and industrial packaging, though in some countries it is limited to household packaging (e.g., France, Portugal; Amorçe, 2015; European Commission, 2014). The term “producer” usually refers to the brand owner, packer/filler or importer of the packaged product (OECD, 2016, p.39), but this responsibility may also be shared throughout the supply chain, as in the UK (Defra, 2016; OECD, 2016).¹³ Within this mandate, however, cost allocation differs between countries. Producers may bear the full cost of recycling, including separate collection, as in Germany and Belgium (*full EPR*; European Commission, 2012; Massarutto, 2014). Waste management costs may also be shared between producers, solid waste management service users and taxpayers (Massarutto, 2014). For example, in Italy, producers pay approximately 25% of total waste management costs (*partial EPR*; Massarutto, 2014), whereas in France cost coverage is defined

12. First, while European harmonised recycling and collection targets exist (take-back requirement, Directive 2018/852), countries are free to introduce higher national objectives (e.g. in Germany, da Cruz et al., 2014).

13. In perfect and efficient markets, incentives for final producers through to upstream producers are transmitted along the value chain without friction. Splitting the responsibility would therefore mean greater compliance costs for actors further up the value chain.

2. LITERATURE AND CONCEPTUAL FRAMEWORK

at 80% (Legifrance, 2018, Art. R534-58-1). Finally, this responsibility may either be financial or physical. Physical responsibility means that firms are involved in organising waste processing (van Rossem et al., 2006).

In all European countries, collective systems of complying to EPR have been set up in order to achieve economies of scale.¹⁴ A PRO-based system is used in most cases, though some countries have made an exception. In the UK, a market-based system of tradable recycling certificates is in place, in which regulated firms and recyclers can trade in an open market (Matsueda and Nagase, 2012). Obligated enterprises must buy documents confirming recycling or recovery of packaging waste or documents providing evidence of recovery abroad (Defra, 2019).¹⁵ Finally, countries may also implement a packaging material-specific tax (i.e., formerly in the Netherlands, Rouw and Worrell, 2011; Hungary since 2012, Faolex, 2011). From 2008 to 2012 the Netherlands used to finance EPR through a carbon tax on packaging (Sevenster et al., 2007; European Commission, 2009; Belastingdienst, 2019).¹⁶ Although collective systems (ADF, certificate, tax) are quite different, they all involve compliance in the local currency per ton of packaging material. Thus they provide two kinds of incentives, studied in this paper : incentives to decrease packaging use (e.g., lightweighting, removing group packaging) and to material substitution.

Figure II.2 and II.3 describe the conceptual framework adopted in this research and links to the empirical strategy. In Figure II.2, on the right, individual producers decide on packaging quantity by comparing marginal costs (MC) and marginal benefits (MB), disregarding substitution possibilities. I assume constant marginal costs, equal to material prices (MC^0). EPR fees inflate marginal costs to MC^{EPR} . Marginal benefits of adding more packaging to the product is decreasing. One may also interpret MB as increasing marginal abatement (MA) costs as in Fleckinger and Joltreau (2020). Hence, by introducing EPR, producers reduce quantities from A to B for a given MB/MA. If the MB curve shifts, for demand-based or technology reasons, the reduction should be greater.

Figure II.2, left, shows the assumed pace of the average cost for a collective system that receives a total quantity W in year t . In PROs-based systems W_t is total waste, while in trading systems, W_t is producers' demand for certificates. Economies of scale are assumed for the branch, due the to presence of important infrastructures.

In the paper, I only have access to aggregate waste data. I regress packaging waste per capita (normalised quantities) on EPR compliance costs. If on average, producers reduce their material use, this should be observable at the aggregate level (W). The use of aggregate data poses several challenges. Most importantly, packa-

14. A firm may nevertheless choose an individual EPR (single recycling loop), but such cases are unusual.

15. In this context, producers can still benefit from the service of PROs, which handle the purchase of certificates for firms. In Poland, the purchase of recycling certificates to recyclers is made by the PROs (Faolex, 2014) and upstream producers pay compliance fees to the PRO. Hence it can be considered as a PRO-based EPR.

16. Note that in Hungary less than one third of the tax revenue is allocated to waste management (OECD, 2018b), thus corresponding only to a partial interpretation of EPR.

ging waste variations should be cleared from the variations due to consumption. This will be done using control variables, fixed effects, a random trend specification and a linear dynamic model. Second, with a macroeconomic analysis we are unable to describe the underlying mechanisms by which producers have reduced material use (Hoover, 2003), e.g., through incremental changes (point A to B in Figure II.2) or innovations (shift in the MA curve; Cainelli et al., 2020). Finally, we can see from Figure II.2 the potential reverse causation from W to EPR fees caused by the macroeconomic analysis, if EPR fees reflect waste management costs. PROs are expected to charge a fee reflecting the unit cost of managing waste to individual producers. For instance, the Lithuanian PRO (Zalasis Taskas, 2016) justifies the 2016 fee increase by increasing recycling targets, the development of infrastructures, and the growth in packaging waste and waste management prices. PROs may also adopt other pricing strategies, such as fee distortions and material cross-subsidies (Glachant and Touboul, 2019; Fleckinger and Joltreau, 2020). Hence, the average cost pace (Figure II.2) and the endogeneity risk can only be presumed. To avoid reverse causality, I exploit the fact that future shocks to waste variations are orthogonal to past EPR fees (weak exogeneity assumption). The identification strategy is discussed in detail in Section 4

Figure II.3 describes the incentives provided to material substitution when both materials are perfect substitutes. For instance, consider the case where a producer has to choose between material i at price p_i and material j at price p_j to package his product with a quantity $w = w_i + w_j$. The marginal rate of substitution thus equals 1. Compliance with EPR affects the relative price (the isocost's slope). In the graphic, the producer switches from material j (equilibrium J : $p_i > p_j$) to material i if $p_i - p_j < EPR_j - EPR_i$. Hence, in this example, the price differential in EPR fees should be greater than the material price difference. For some products, the technology constraint may prevent substitution, as materials have different conservation properties. The econometric analysis considers substitution incentives in Section 6.

2. LITERATURE AND CONCEPTUAL FRAMEWORK

FIGURE II.2 – Conceptual framework (a). Incentives to packaging reduction : from micro to macro.

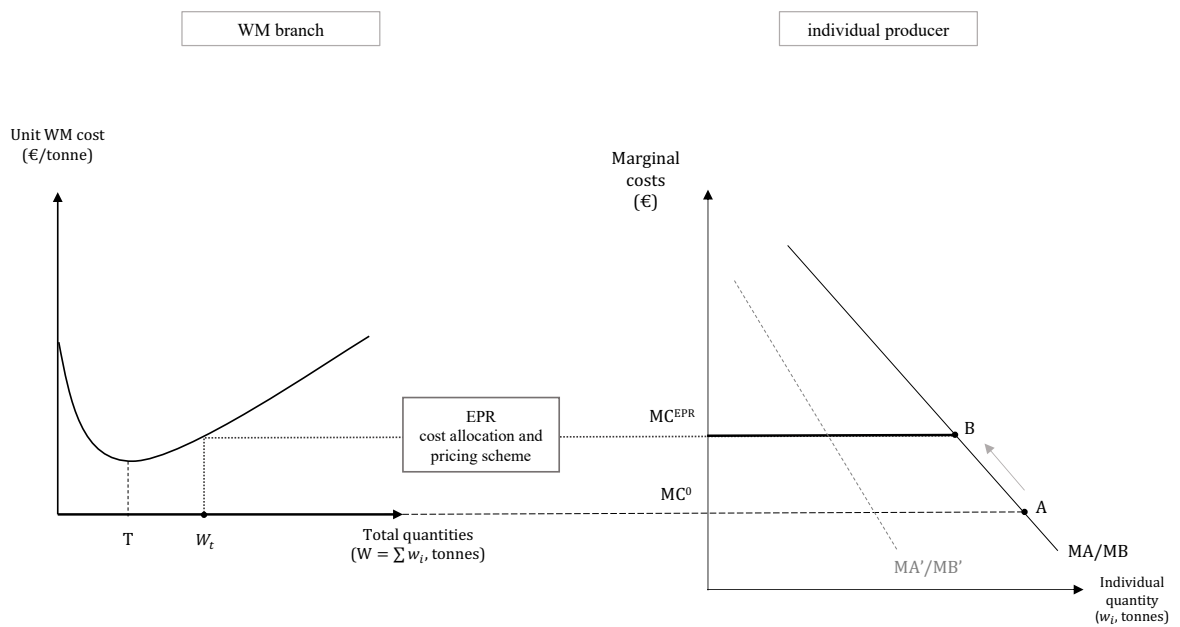
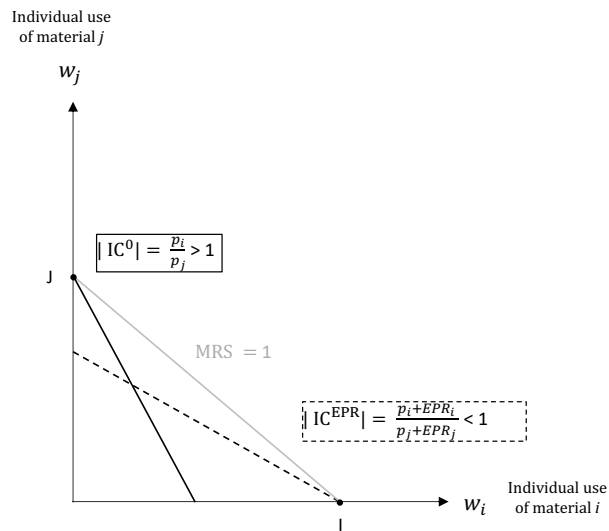


FIGURE II.3 – Conceptual framework (b). Incentives to packaging material substitution : the case of perfect substitutability

MRS : marginal rate of substitution, $|IC|$: slope of the isocost curve, p_i : price of material i , EPR_i : compliance fee of material i .



3 Data and context

3.1 The variable of interest : EPR

I gather data on EPR compliance costs from various sources. I mainly use reports of PRO-Europe, an umbrella organisation for European packaging and packaging waste recovery and recycling schemes. This organisation publishes yearly reports of PRO ADF policy. The second main source of data is fee policy personally transferred by European PROs. Appendix II.B lists all sources for each country.

From these data sources I construct the variable, $\mathbf{EPR}_{i,m,t}$ for country i , material m and year t . This variable should reflect waste prevention incentives provided by EPR, i.e., weight-based fees in € per ton of packaging placed on the national market. It is available for the 25 EU member States (EU-28 excluding Croatia, Denmark and Luxembourg), over the period 1998-2015¹⁷ and for the following packaging materials : paper and cardboard, glass, PET (polyethylene terephthalate), aluminium, steel (unbalanced panel). A few countries differentiated composite papers and plastic resins at the time. Therefore, two other material dimensions are added : paper and cardboard including composite papers and an average of the different plastic resin fees in the statistical analysis. For all details on the construction of variables, see Appendix II.B. Unit-based fees implemented in three countries are omitted there and partly addressed in Appendix II.E.

The analysis of our database reveals considerable variation between countries and materials and over time, that is exploitable in the empirical strategy. The different types of variation have implications for waste prevention incentives.

Figure II.1 shows that there are large differences in the magnitude of weight-based fees between countries. On average, one ton of packaging placed on the German market costs more than €530, whereas in Poland it is less than €20.¹⁸ Table II.2 reveals that between variations are much higher than within variations, revealing structural differences between countries, as explored in Section 2. There are various possible reasons for this discrepancy¹⁹, which does not necessarily reflect differences in waste management costs. It nonetheless implies significant differences between countries in terms of incentives to material efficiency. However, international trade may substantially smooth the differences between countries for complying

17. Note that many values are missing before 2004, when a few countries had already implemented such schemes.

18. This result averages the fee for five materials : paper, glass, PET, aluminium and steel.

19. Patterns of cost sharing between producers and public services (e.g., in Germany the PRO bears the full cost of recycling, while there exist a cost-sharing system in other countries; [Massarutto, 2014](#)), different pricing methodologies (in theory the producer's fees are meant to reflect waste management costs, but in general the pricing methodology is not transparent; also, for example, in the Netherlands the tax has been designed as a carbon tax ([Sevenster et al., 2007](#))), additional membership fees or unit-based fees, different waste treatment costs (competition between recyclers, costs of labour, available technologies and infrastructure), different national recycling targets and the remaining efforts needed to achieve them, the number of firms contributing to the PRO.... I leave this topic for further research.

producers.²⁰

The volatility of fees differs between countries.²¹ On the one hand, in the literature volatile rates are seen as unable to provide clear incentives to firms (e.g., carbon price in the EU ETS; Laing et al., 2013), especially when redesigning a product. On the other hand, progressive rates demonstrate a more dynamic and accurate tracking of waste management costs, linked to prices of recovered materials.

Table II.2 shows that plastics are usually the costliest. Watkins et al. (2017) argue that the high price should encourage producers to switch to non-plastic materials. However, because the density of plastic (approx. 1.3-1.4 g/cm^3) is much lower than that of glass (2.5), aluminium (2.7) and steel (7.8; see Weber et al., 1965), the incentive of avoiding plastics is likely to be less when the volume of the material is considered rather than its weight.²² Also, for a given packaging, thinning possibilities may differ according to the material used. Transportation costs would also favour the use of plastics rather than heavier materials, whereas the prices of materials would encourage the use of glass (see Appendix II.D).

TABLE II.1 – Correlation matrix between EPR compliance fees of different materials, net of country fixed effects.

	Paper, cardboard	PC, composites	Glass	PET	Plastics	Aluminium	Steel
Paper, cardboard	1						
PC, composites	0.996*	1					
Glass	0.378*	0.388*	1				
PET	0.643*	0.643*	0.318*	1			
Plastics	0.712*	0.713*	0.357*	0.982*	1		
Aluminium	0.470*	0.482*	0.237*	0.748*	0.726*	1	
Steel	0.457*	0.456*	0.356*	0.494*	0.519*	0.666*	1

* $p < 0.001$

Notes : "PC" stands for Paper and Cardboard. This table displays correlation of the different fees and when removing country fixed effects, over the period 1998-2015 and for EU25 countries.

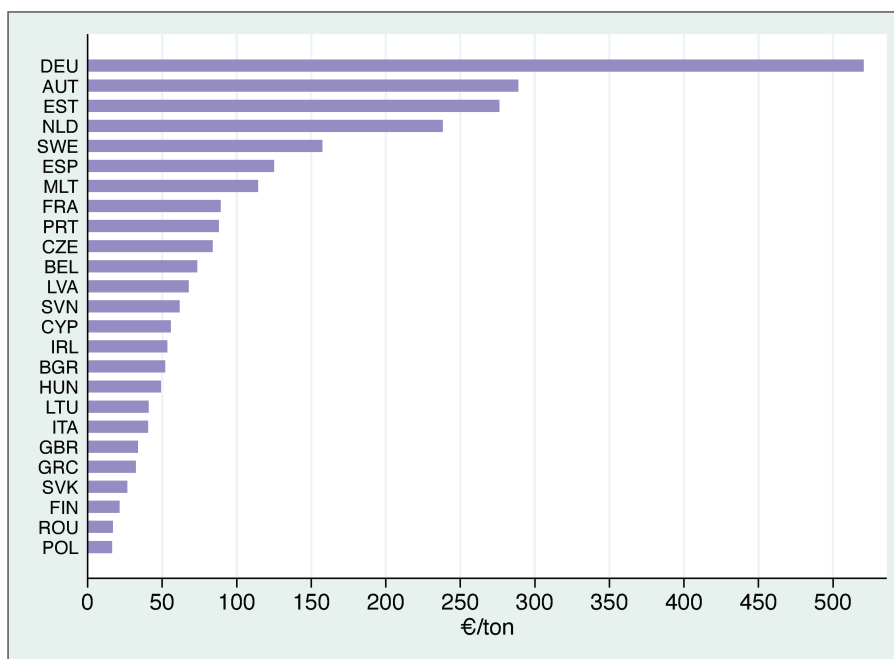
20. For example, a firm exporting products of one ton of equivalent packaging in Germany and one ton in Poland will bear an average compliance cost of €275. This figure is based on the assumption that the importer (who is legally responsible for complying with EPR) passes EPR costs on to the foreign producer.

21. Note that I use annual average for the UK but prices of recycling certificates are marked by strong intra-year variations. However, firms contracting to a PRO can benefit from fixed rates.

22. For example, in the case where 1 m^3 of glass or plastics are used to produce the same amount of packaging, 250 kg of glass and 130 kg of plastics would be needed.

3. DATA AND CONTEXT

FIGURE II.1 – Average of fees for "Paper, cardboard", "PET", "Aluminium", "Steel", "Glass", by country, over the period 2004-2015.



Notes : Means are not computed on the same number of observations (unbalanced panel). The period 2004-2015 is used to allow better comparison between countries, as only a few countries had implemented EPR before 2004.

Source : Database created by the author

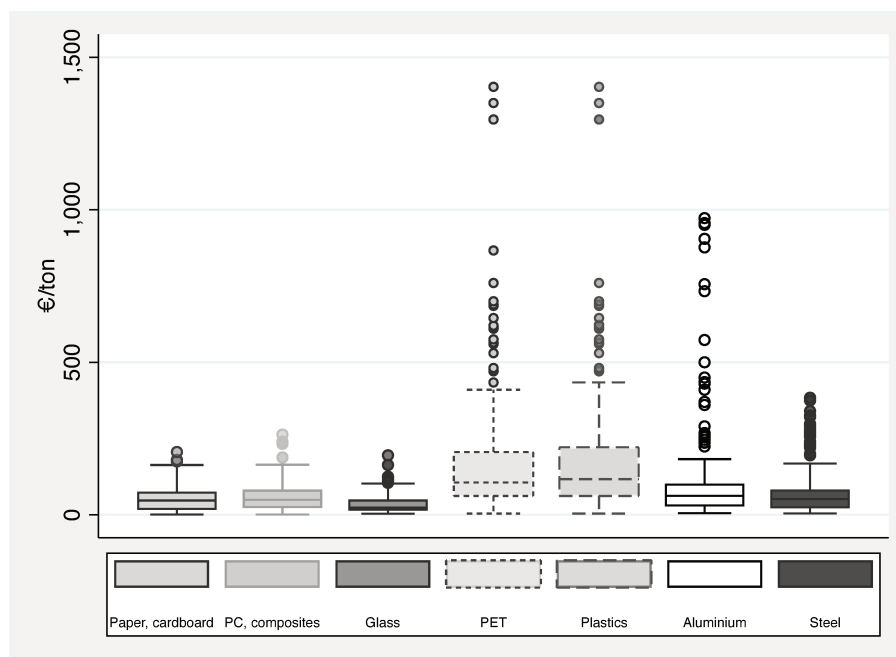
TABLE II.2 – Descriptive statistics of weight-based fees per material, averaged over EU25 countries and the period 1998-2015

Statistics	N	Mean	Standard Deviation			Min	Max
			<i>Overall</i>	<i>Between</i>	<i>Within</i>		
Paper, cardboard	296	49.9	43.6	44.1	17.5	0.8	227.0
Paper, cardboard, composites	295	54.1	46.3	50.8	18.9	0.8	262.9
Glass	270	32.8	30.5	33.4	12.4	1.1	195.0
PET	297	187.6	249.4	295.1	75.7	4.1	1676.0
Plastics	297	192.4	247.2	293.5	70.7	4.1	1676.0
Aluminium	296	114.0	176.3	186.7	90.8	5.5	972.6
Steel	295	70.7	79.6	81.8	31.7	4.3	383.8

Notes : Descriptive statistics for the above-listed variables.

Source : Database created by the author

FIGURE II.2 – Distribution of fees per material, averaged over EU25 countries and the period 2004-2015



Notes : Means are not computed on the same number of observations (unbalanced panel). The period 2004-2015 is used to allow better comparison between countries, as only a few countries had implemented EPR before 2004.

Source : Database created by the author

It is hard to know whether, for example, €100 for one ton of packaging is financially constraining for producers. How much money does that represent at the product level? In order to better understand the extent to which EPR fees are likely to incentivise producers towards eco-design, I calculate EPR costs for three common packagings : a jam jar, a soda can and a PET bottle. These simulations are presented in Appendix E. From these simulations I find that for a 370g glass jar of jam and sold for €1.5, compliance costs would range between 0.15% and 1.98% of total sales revenue, depending on the country. Similarly, I show that for a 33 cl aluminium can of soda sold €0.5, the average contribution is 0.2 euro cents, i.e. 0.4% of the product price on average. However, I calculate that for a 1.5 litre bottle of water made of PET and sold €0.30, compliance costs could range between 0.05% and 14.5% of the product price, with an average of 2.7%. Therefore, EPR might represent a financial constraint for some low-margin products, depending on the country where they are sold. Røine and Lee (2006) show that the magnitude of the financial incentive provided by EPR seems rather weak compared to the production costs (e.g., 1.8% of the total packaging cost and 0.05% of total costs for a major Norwegian dairy company). Didier and Sittler (2014) report that the financial contribution paid to the monopolistic French PRO may amount to as much as 4% of the turnover. The literature usually shows that environmental policies need to be stringent enough (i.e., relative high costs) to induce innovation rather than “end-of-pipe” solutions (Porter and van der Linde, 1995; Jaffe and Palmer, 1997;

Brunnermeier and Cohen, 2003). Overall I expect only a small effect from EPR compliance costs on packaging source reduction, since I will estimate an average effect over different countries, materials and products.

3.2 The dependent variable

I am interested in disentangling the contribution of the price incentive provided by EPR on the packaging source reduction trend. An ideal dataset would consist of packaging quantities per material at the product-level or firm-level. These data are not available. Hence, the dependent variable $\mathbf{waste}_{i,m,t}$ represents annual flows of non-re-used packaging waste per capita²³, observed for country i in year t , and packaging material m : plastics, paper and cardboard, glass and metals. These data are provided by Eurostat. I match the dimension m of $\mathbf{waste}_{i,m,t}$ and $\mathbf{EPR}_{i,m,t}$ as follows :

waste	EPR
Plastic	PET
Paper and cardboard	Paper and cardboard
Metals	Aluminium
Glass	Glass

PET and *paper and cardboard* (without composites) are used by all countries and ensure better comparability than composite fees.²⁴ In the PRO fee structure, *Aluminium* and *Steel* are sometimes compiled under the same material *Metal*, hence the need to have one dimension. I choose the *aluminium* fee, which allows exploiting a greater temporal variability. Other material dimensions, i.e., steel, paper and composites, and plastics are used in a robustness check in Section 7.

Member States are legally obliged to report and monitor packaging waste.²⁵ [Europen \(2013\)](#) recommends year-on-year analysis rather than between countries, as methodology can differ between countries. Figure II.3 shows that in our 25 country sample, paper, cardboard and plastic packaging waste have increased in quantity, whereas a slight decrease for glass and metal packaging waste is observed. Figure II.4 reveals important material heterogeneity in the generation of packaging waste per capita between countries. Hence in the empirical strategy it will be important to control for time-invariant country-specific material characteristics.

$\mathbf{waste}_{i,m,t}$ covers both industrial waste and household waste, while EPR compliance costs presented above applies only to household waste. Industrial packaging mostly consists of transport packaging (e.g., barrels and palettes) and further carton packaging for protecting the product during transportation and distribution logistics. Industrial waste may comprise particularly large amounts of carton packaging and, to a lesser extent, plastics (e.g., bubble films). Industrial packaging

23. Equivalent to packaging placed on the market each year, normalised per capita

24. The dimension *PET* is very similar to the dimension *Plastics* since many PROs do not distinguish between plastic resins during the period 1998-2015. The same argument holds for paper and cardboard and paper and cardboard including composites.

25. (Directive [Directive 1994/62/EC](#), Art. 12)

may also be affected by the explanatory variable $EPR_{i,m,t}$ in countries where industrial packaging is regulated under EPR and recycling obligations, as $EPR_{i,m,t}$ reflects waste management costs. However, note that according to [van Sluisveld and Worrell \(2013\)](#) packaging changes in the Netherlands have mostly been undertaken by product manufacturers for consumer packaging. If the variance of industrial packaging included in $waste_{i,m,t}$ is not explained by our regressors, this variation will appear in the residuals.

The variable $waste_{i,m,t}$ is normalised per capita in order to smooth large differences between countries.

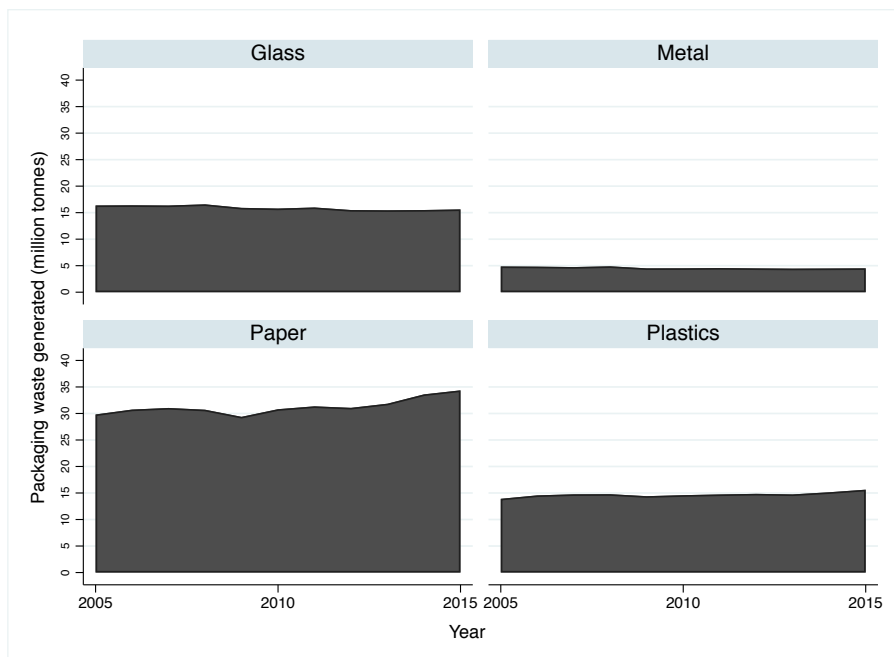
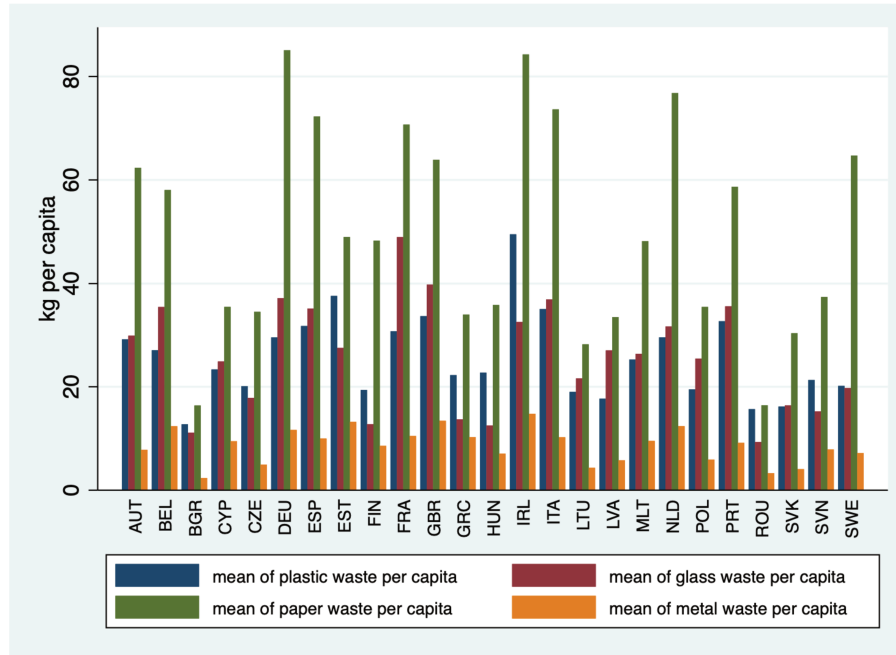


FIGURE II.3 – Packaging waste generated (mt) per material, 2005-2015, 25 countries

FIGURE II.4 – Packaging material waste per capita (kg), by country (1998-2015)



Notes : Means are not computed on the same number of observations (unbalanced panel).

3.3 Set of controls

The control variables are used to clear the macroeconomic variations of packaging waste (consumption, institutions), as well as to take into account other economic factors that could influence producers on their packaging design, as illustrated in the conceptual framework (material prices, technology, green demand).

The **dummy_PRO** $_{i,t}$, is a dummy variable indicating the existence of a PRO-led system. The existence of PROs may further decrease packaging waste, either through packaging source reduction for a given output, or through reduced output for a given packaging. Zoboli et al. (2019) and Røine and Lee (2006) view this organisation as an institutional/organisational innovation, i.e., a “potential driver for technological change and innovation” (Røine and Lee, 2006, p.219). A PRO may undertake research activities and directly advise producers on their product design (Didier and Sittler, 2014). In parallel, it may encourage communication between producers, and between producers and recyclers, thus accelerating the dissemination of good practices (Røine and Lee, 2006; Didier and Sittler, 2014; OECD, 2016).²⁶ Such communication may also simply be at the source of collusive practices (Fleckinger and Glachant, 2010), i.e. agreement on prices, which would reduce aggregate supply. Exploiting temporal variation, heterogeneous but time-invariant institutions should be captured by the country-material fixed effect. However, it is of crucial importance to control for changes in the institution (i.e., Hungary and

²⁶ E.g., Citeo, the French PRO for household packaging, provides a website where members can share their packaging reduction actions (<http://reduction.ecoemballages.fr/catalogue/produit/>)

the Netherlands).²⁷

Eco-design responds to numerous stimuli (van Rossem et al., 2006; OECD, 2016). Not only does the reduction of packaging decrease EPR costs of compliance, but it also allows transport optimisation and a decrease in production costs, through a reduction of material consumption (OECD, 2016, see Flash Eurobarometer 315, 2011 p.40). Material and packaging costs are likely to be substantial as compared to EPR costs. Taking firms as rational profit maximisers, I expect them to react to the three above-mentioned financial incentives. According to the survey by Røine and Lee (2006) conducted in the Norwegian plastic packaging sector, cost optimisation and thus increased competitiveness is by far the main driver of the dematerialisation trend. I therefore add a category *Costs*, a 2-dimensional row vector of time-varying cost variables : the average price of raw and/or recycled material $\mathbf{price}_{i,m,t}$ ²⁸ and transportation costs (proxied by fuel costs). I proxy material prices by unit value of imports (€/t) using the BACI database and product classification of Dussaux and Glachant (2014) (see Appendix II.D). For fuel costs, I use the Eurostat fuel price indicator (from Harmonised Indices of Consumer Prices (HICP)) in the variable $\mathbf{fuelprice}_{i,t}$. Also, while fuel prices are used to capture transportation costs, they may also reflect overall variation of primary material costs. This would be particularly true for plastics, which are largely derived from oil.

However, material prices may be already reflected in the fee, our variable $\mathbf{EPR}_{i,m,t}$, as PROs may deduct sales of recovered materials in their pricing strategy (European Commission, 2014; OECD, 2016). While material prices seem an essential control, as it should represent a key influence variable in the producer's decision on the packaging design, it may be redundant. Counter-intuitively, I find significant correlation between material prices and fees at the 5% level but with a positive close-to-zero coefficient of 0.06. When removing country-material fixed effects from the data, the coefficient increases to 0.1 (Table II.3). Hence redundancy concerns are limited.

Moreover, producers are constrained by the available technology. Packaging is designed primarily to protect the product and to attract consumers (Røine and Lee, 2006). It is logical to assume, that if producers have the available technology to reduce their packaging use, they would exploit it unless using more packaging is a better strategy to gain market share. In addition, changing the packaging may be too costly in terms of logistics. I assume that major technology shocks spread homogeneously every year through a year variable (e.g., new plastic resin) and that minor changes (e.g., removing a group packaging from a yoghurt pack) are within the reach of enterprises. Moreover, being part of a collective scheme should provide information on available technology and practices to member firms for reducing

27. This research is limited to the impact of financial incentives provided by EPR and does not analyse in detail other interactions provided by the institutional framework, although its heterogeneity is controlled through country-material fixed effects. I leave institutional economics of EPR as a topic for future research (e.g., see Micheaux, 2017 for Waste from Electrical and Electronic Equipment).

28. Use of importation prices : primary materials for glass and cardboard, secondary materials for plastics, aluminium and steel.

3. DATA AND CONTEXT

TABLE II.3 – *Within* correlation between material prices, fuel prices, and the variable EPR.

	EPR _{<i>i,m,t</i>}	price _{<i>i,m,t</i>}	fuelprice _{<i>i,t</i>}
EPR _{<i>i,m,t</i>}	1		
price _{<i>i,m,t</i>}	0.0996***	1	
fuelprice _{<i>i,t</i>}	0.0431	0.241***	1

* $p < 0.10$, ** $p < 0.05$, *** $p < 0.01$

Note : Correlation tested using annual data for country of the EU25 and all materials between 1998 and 2015, after removing fixed -effects.

packaging use, which is controlled for by the dummy PRO. Finally, compliance costs are expected to lead to some R&D that would directly be visible through packaging source reduction.

In addition, firms strategically adapt their products to consumer environmental preferences (e.g., recyclable packaging, product requiring less packaging; see Popp et al., 2011; Bezin, 2019; Flash Eurobarometer 315, 2011). Increasing environmental awareness among consumers regarding waste generation may reconcile EPR requirements and consumer preferences. Environmental consciousness emerges as the second reason given by the firms surveyed in Røine and Lee (2006). In the literature, there is evidence of interdependency between green consumer culture and eco-innovation (Popp et al., 2011; Bezin, 2019; Cainelli et al., 2020; also see Flash Eurobarometer 315, 2011). The literature draws on the fact that consumer preferences lead to some extent to industrial innovation, as producers aim at satisfying consumers' demand (Cainelli et al., 2020). Individual environmental awareness on the part of managers may also come into play (OECD, 2016). To capture the society's environmental preferences, I construct the variable **greenvote_{*i,t*}**. This variable is the percentage of votes going to green parties in parliamentary elections, which I determine using data of the Norsk Senter for Forskningsdata on parliamentary elections (see Appendix II.C). Schumacher (2014) shows that green voting is directly impacted by environmental concerns, linked to sustainable consumption behaviours (Tripathi and Singh, 2016). However, Patulny and Norris (2005) show that a large group of people with environmental concern trust the major parties to deliver results. If the gap between green values and green votes is time-constant, it will be absorbed by country-material fixed effects. If this gap varies over time, it should be captured by the random trend factor (linear gap widening/closing) or the lags of packaging waste.

Finally, I use a row vector of time-varying macroeconomic variables (sectoral consumption expenditure (alcoholic and non-alcoholic beverages, food products), GDP, demographic evolution : proportion of elderly people in total population (75 and over)). All these data are provided by Eurostat and are available for the country and year dimensions. These variables are key to clear the dependent variable from aggregate consumption trends.

Sectoral consumption expenditures are taken in volumes (chain linked volumes,

2005), and represent consumption of food (variable $\mathbf{food}_{i,t}$) and alcoholic ($\mathbf{alcoholic_bev}_{i,t}$) and non-alcoholic beverages ($\mathbf{nonalcoholic_bev}_{i,t}$), as defined by the COICOP classification (classification of individual consumption by purpose). These variables should capture some of the material heterogeneity, due to their specific packaging, e.g. alcohol is frequently packaged with glass or metal. I normalise consumer expenditures per capita for consistency with the dependent variable, also taken per capita.²⁹ The variable $\mathbf{gdp}_{i,t}$ should capture overall wealth, production and size of the economies considered.

A variable reflecting population ageing is constructed, $\mathbf{shareold}_{i,t}$, by using the proportion of individuals aged 75 and over in the total population. I do so in order to capture changes in consumption habits and trends entailed by population ageing and the demographic transition (e.g., products in smaller quantities suited to smaller households and consumption-on-the-move, lighter products for senior consumers, age-related expenditures, distance selling; [Tencati et al., 2016](#); [EEA, 2020](#)). $\mathbf{shareold}_{i,t}$ should also be linked to $\mathbf{gdp}_{i,t}$ since the demographic transition has impacts on economic growth ([EEA, 2020](#)).

Table II.4 presents descriptive statistics for all variables used in the econometric specification. Most observations come from PROs systems (89%). The share of green votes varies between 0% and 20%, denoting important country differences. The descriptive statistics shows that on average one ton of packaging material costs more than compliance for one ton of packaging under EPR. In the sample, the average EPR compliance cost is 92€/t and represents 17% of the average material price (proxied by import prices). Hence this can represent a significant price mark-up for firms, as conceptualised in Figure II.2. Nevertheless this could be insufficient to provide incentives to material substitutions (Figure II.2, b).

29. The variable $\mathbf{alcoholic_bev}_{i,t}$ is missing for Malta and the Netherlands.

4. IDENTIFICATION STRATEGY

TABLE II.4 – Descriptive statistics of all variables - sample of regression (3) (1998-2015)

Category	Variable	Obs.	Mean	Std. Dev.	Min	Max
Packaging Waste	waste _{<i>i,m,t</i>}	1109	28.80	20.17	1.54	99.02
EPR Regulation	EPR _{<i>i,m,t</i>}	1109	92.47	160.81	0.79	1676.00
	dummy_PRO _{<i>i,t</i>}	1109	0.89	0.32	0.00	1.00
Input Costs	price _{<i>i,m,t</i>}	1109	514.49	428.29	4.78	2765.65
	fuelprice _{<i>i,t</i>}	1109	92.87	17.91	51.77	125.67
Macroeconomic dev.	food _{<i>i,t</i>}	1109	1.34	0.44	0.42	2.13
	alcoholic_bev _{<i>i,t</i>}	1109	0.22	0.11	0.05	0.53
	nonalcoholic_bev _{<i>i,t</i>}	1109	0.13	0.05	0.03	0.24
	shareold _{<i>i,t</i>}	1109	0.12	0.02	0.07	0.16
Environmental Pref.	gdp _{<i>i,t</i>}	1109	0.54	0.70	0.01	2.49
	greenvote _{<i>i,t</i>}	1109	0.04	0.04	0.00	0.20

When the variable is only indexed for country i and year t , this means that there is no difference between materials. *waste* is expressed in kg/capita per packaging material, and *EPR* and material prices in euro/ton. The dummy PRO is equal to 1 if the EPR scheme is led by a PRO, 0 otherwise. *fuelprice* represents an average annual index of diesel and petrol prices, where index 2015=100. Sectoral consumption expenditures are in 2005 chain linked K€ per capita. GDP is in 2005 chain linked K billion €. *shareold* and *greenvote* are expressed as a %.

4 Identification strategy

For each material $m \in \{glass, plastics, metals, paper \text{ and } cardboard\}$, the quantity of packaging waste of country $i = 1, \dots, 25$; in year $t = 1998, \dots, 2015$; is regressed using a two-way model as follows :

$$\ln(\text{waste}_{i,m,t}) = \ln(\text{EPR}_{i,m,t})' \beta + X'_{i,m,t} \delta + \gamma_{i,m} + \eta_t + \varepsilon_{i,m,t} \quad (\text{II.1})$$

with $\gamma_{i,m}$ a composite fixed effect, η_t a year fixed effect variable, and $\varepsilon_{i,m,t}$ an idiosyncratic error term.

The variable $\gamma_{i,m}$ indicates the use of country-material fixed effects, necessary in this estimation. As illustrated by Figure II.4, European countries have likely individual characteristics regarding material packaging consumption (e.g., institutional and cultural background, food habits : e.g, canned food, bottled wine), likely correlated with the predictors (e.g., EPR regulation, food consumption). In addition, lightweighting possibilities are material-specific, since materials have different properties. The fixed effect $\gamma_{i,m}$ will be cleared using a within transformation. The year fixed effect η_t controls for annual shocks and changes (e.g., technology breakthroughs, supply and demand shocks), that homogeneously affect EU countries. Hence the model is equivalent to a two-way model, where the individuals are the country-material pairs (i, m) (Egger and Pfaffermayr, 2003).

An important set of control variables is represented by the variable $X_{i,m,t}$ in equation II.1, containing the variables presented in the data section. I later add

lagged values of $\ln(\text{EPR}_{i,m,t})$ as additional regressors (distributed lag model). The reason is the likely delay in the eco-design application or companies waiting to see if the cost increase is permanent.

The panel's unbalanced structure causes $(\varepsilon_{i,m,t} - \bar{\varepsilon}_{i,m})$ to be heteroskedastic, as individual means are not computed on the same number of observations. Heteroskedasticity may also arise from skewness in the distribution of EPR (positive skew as shown in Figure II.1), although a logarithmic form is used to smooth this skew.³⁰ To correct for heteroskedasticity I use a clustered sandwich estimator, that also corrects for autocorrelation of observations within groups (here, country-material). This estimator assumes that observations are independent across the clusters. In our panel, it is likely that countries influence each other, thus causing some cross-correlation among the regression errors. The year variable corrects for cross-section dependence, as it accounts for constant contemporaneous correlation among countries (Baltagi, 2015).

Nevertheless, the two-way fixed effect imposes common time components homogeneously affecting all countries (Charlot et al., 2015). Countries could differ with respect to some time-varying shocks that are not captured by the control variables, e.g. new consumption habits, imperfect capture of green preferences, as discussed in the Section 3. In this case the parallel trend assumption that underlies the panel estimates would be violated. Two approaches are adopted to tackle this challenge.

The first approach uses a random trend model, following Charlot et al. (2015), Heckman and Hotz (1989), Wooldridge (2005) and Mazzanti and Musolesi (2020). This method allows countries to be on different linear trends regarding packaging waste generation :

$$\ln(\text{waste}_{i,m,t}) = \ln(\text{EPR}_{i,m,t})'\beta + X'_{i,m,t}\delta + \gamma_{i,m} + t \cdot \lambda_i + \eta_t + \varepsilon_{i,m,t} \quad (\text{II.2})$$

with $t \cdot \lambda_i$ a time-varying (multiplicative) component

The second approach adopts a dynamic panel model. There is no economic reason for packaging waste to be pre-determined or a self-sustaining process. Packaging waste is the direct result of the consumption of a packaged good. In addition, the within estimates of the dynamic panel model introduces the well-known Nickell bias. However, autoregressive dynamics can control for the fact that countries are on different waste generation trends (Acemoglu et al., 2019). The lags may also summarise the impact of several economic factors, such as consumption habits, technology and commodity prices.

$$\ln(\text{waste}_{i,m,t}) = \sum_{j=1}^3 \ln(\text{waste}_{i,m,t-j}) + \ln(\text{EPR}_{i,m,t})'\beta + X'_{i,m,t}\delta + \gamma_{i,m} + \eta_t + \varepsilon_{i,m,t} \quad (\text{II.3})$$

Therefore the dynamic panel model seems an important robustness check to perform, in addition to the random trend. This model assumes stationarity of the

30. Taking the log of EPR excludes the few zero values of the variable EPR : in Greece (1998-2000) and Finland in 1998, when no EPR was implemented.

outcome, which is verified by the Levin et al. (2002) unit-root test.³¹

Note also that the reporting of packaging waste usually starts with the implementation of EPR.³² Therefore observations of the dependent variable are missing non-randomly. Hence results are meaningful for the period considered. In Germany, Slovakia and Malta some PROs stopped reporting their fee policy as of respectively 2010, 2011 and 2013 (variable EPR). To ensure that results are not driven by these missing values, regressions will also be run without these countries.

Finally, equation II.1 and II.2 measure the effect of the waste management fee for a given material on packaging waste quantities of that material. Hence substitution effects, e.g., where the plastic packaging fee can influence glass use, are omitted. I start with a simple regression because of the high correlation between the material fee and the high number of regressors compared to the number of observations (close to 1000). Substitution effects are analysed later in Section 6.

4.1 Endogeneity

There is an endogeneity issue as a variation in the flow of annual packaging waste generated should influence waste management costs. In turn, waste management costs should affect EPR costs of compliance. In this case, the strict exogeneity condition required in fixed effect models is violated.

The sequential exogeneity assumption imposes that EPR fees (and past waste generation) are orthogonal to contemporaneous and future shocks to waste. Under the *sequential exogeneity* assumption, the only contemporaneous relation goes from EPR to *waste* (Chamberlain, 1992). The simultaneity effect from *waste* to EPR may indeed be limited if EPR fees adjust to waste management costs with a delay. PROs usually reassess their fees every year. Under sequential exogeneity, the dynamic model can already remove the influence of waste on EPR if sufficiently many lags are included (Acemoglu et al., 2019). In addition, it can eliminate the serial correlation in the error term.

However in some cases, changes in fees have occurred mid-year³³ and in the U-K market-based system certificate prices should adjust rapidly. PROs may also anticipate packaging variation of year t when defining their fee of year t (e.g., Zaliasis Taskas, 2016). Indeed, PROs should ensure to be able to cover waste management costs. Hence the *weak exogeneity* assumption is safer to presume, i.e., no correlation between the present error term and past values of the regressors.

Under the weak exogeneity assumption, waste management cost variations are passed through to EPR compliance costs within the same year. Therefore, present values of $\ln(waste)$ affect present values of $\ln(EPR)_{i,m,t}$, i.e., $E(\ln(EPR_{i,m,t})\epsilon_{i,m,t}) \neq 0$. At the same time, $E(\ln(EPR_{i,m,t})\gamma_{i,m}) \neq 0$, hence the need to remove individual

31. The hypothesis "panels contain unit roots" is rejected with a p-value=0. We consider year>2004, because the test requires a balanced panel.

32. Except in Greece (1998-2000) and Finland in 1998, when no fees were charged.

33. Note that if different fees are available for a given year, I have used an annual average.

effects of countries and materials, using a within or a first-difference transformation.

From the theoretical framework, the bias of β can be positive or negative. On the one hand, a rise in packaging waste increases *variable* costs of managing waste, and thus the variable $\ln(EPR)_{i,m,t}$. On the other hand, below a certain threshold of congestion in the recycling infrastructure, a rise in packaging waste creates economies of scale, thus having a negative impact on waste management costs and therefore on $\ln(EPR)_{i,m,t}$. Above a certain congestion threshold, however, fees may increase if enterprises are responsible for the infrastructure investments (sometimes at the expense of local communities or downstream actors).

Waste management costs are also linked to prices of materials, included in the controls X and potentially in $\ln(EPR)_{i,m,t}$, as high prices makes recycling more profitable. In this case too it is not possible to assert the direction of the bias *ex ante*. In fact, when the economy is growing, the demand for packaging materials reacts positively to the demand shock (more packaging waste), causing prices of primary and secondary materials to increase. If revenues from the sale of recycled materials are taken into account in the PRO commercial policy, there is also likely to be a negative effect on fees, linked to higher material prices and lower material use.³⁴ Moreover, when the economy is growing and resulting in more recycled packaging waste, supply of secondary materials increases. The supply effect has a negative impact on material prices and therefore increases waste management costs and thus ADF.

Under the weak exogeneity assumption, a first-differentiated transformation of equation II.1 must be used in a Two-Stage-Least-Squares (2SLS) specification. Because both variables EPR and $price$ may be endogenous, the identification requires at least two instruments. There is no obvious instrument external to the model to correct for endogeneity. Hence lagged values of the endogenous regressors are used as instruments. Assuming weak exogeneity, $E(X_{i,m,s}\Delta\epsilon_{i,m,t}) = 0 \quad \forall s \leq t-2$, $\ln(EPR)_{i,m,t-2}$ and $\ln(price)_{i,m,t-2}$ can be valid instruments, provided that they are uncorrelated with $\Delta\epsilon_{i,m,t}$ and sufficiently correlated with the endogenous variables $\Delta\ln(EPR)_{i,m,t}$ and $\Delta\ln(price)_{i,m,t}$ (Anderson and Hsiao, 1982; Arellano, 1989). There is several reasons to believe that past ADF influence present values of ADF. Firstly fees are reassessed periodically based on previous calculations and tariffs. Secondly producers at the board of the PRO may ask for reduced or constant fees if they have already borne a large increase in the recent years. Following their interest, the PRO can be prone to reassess fees more frequently and look for cost efficiency after a fee increase. As for material prices, past values should influence present values through a demand effect. Material prices can also be instrumented using fuel prices.³⁵ 2SLS estimates are reported in Table II.2.

In addition to the 2SLS estimation, we use the Arellano-Bond (AB) Generalised Method of Moments (GMM) (Arellano and Bond, 1991). The AB difference GMM estimator uses lagged levels of the endogenous regressors and exogeneous regressors

34. However, counter-intuitively in the data, Table II.3 shows a positive close-to-zero correlation between material prices and the variable EPR .

35. Fuel prices are linked to material prices. In particular, if fuel costs increase, it is more costly to extract and transport materials.

as instruments for first-differentiated endogenous regressors. The GMM estimator allows us to estimate a dynamic panel data model while dealing with the Nickell bias. Hence it allows us to control for heterogeneous waste dynamics that would not be perfectly captured by the control variables. In addition, GMM models the error structure more realistically than 2SLS. Indeed, 2SLS makes the hypothesis that $\Delta\epsilon_{i,m,t}$ is not correlated with $\Delta\epsilon_{i,m,t-1}$. GMM estimates are reported in Table II.3.

5 Findings

5.1 Baseline results

Table II.1 presents baseline results. These results rely on the assumption that substitutions between materials are negligible. Column (1) presents the estimation of equation II.1, excluding consumptions of food and beverages because of their missing values. All variables are used in logarithmic form, except dummies and the share of green votes and of elderly people, already expressed as a %. The coefficient of interest β is of low magnitude but highly statistically significant at the 1% level. The coefficient can be interpreted as follows : a 1% increase in EPR material fees is associated with a decrease in packaging waste material per capita of around 0.06%. Considering that an average EU citizen generates 166kg of packaging waste annually (Eurostat, 2018), this corresponds to a 100g decrease per inhabitant, or in other words, slightly more than three milk bricks.³⁶

All other coefficients have the expected sign. In particular, the demographic structure of the population and GDP seem to explain a large part of the temporal variation of packaging waste per capita. Rather surprisingly, coefficients of material *price* are not significant.³⁷ However the coefficient of *fuelprice* is statistically significant at the 5% level and larger than EPR. Fuel costs may capture an overall cost effect : transportation and material price. As Røine and Lee (2006) show, increased competitiveness is the main driver of packaging source reduction in the Norwegian plastic packaging industry. A PRO-based system is associated with lower packaging waste quantities. As only two countries (the Netherlands and Hungary) have temporal variations in the “presence of a PRO”, interpreting this coefficient could be misleading, all the more so in that changing systems may also entail changing data reporting.

Column (2) adds sectoral consumption expenditures. These variables should cap-

36. A 100cL milk brick, as in Eco-Emballages (2015).

37. Potentially, enterprises aim to reduce input costs and increase competitiveness no matter how expensive materials are. Moreover, country-specific material prices are not relevant if packaging is produced abroad. Prices of substitutes may matter more than prices of material themselves. Even if fees are small as compared to the packaging cost, they call for strict monitoring. In turn, monitoring lead to internal indicators and indicators to internal strategy, etc. Monitoring and paying for packaging that will become waste may raise awareness among firms of their negative externality on the environment and packaging reduction possibilities (e.g., feeling of guilt about damaging the environment, opportunistically decreasing production costs by reducing packaging use).

ture some of the material variation. The coefficients are positive but non-significant. Possibly, these variables are redundant with GDP and the country-material FE.

Column (3) presents the restricted sample excluding countries with high and/or very volatile fees that may largely drive the coefficients. Therefore, I remove Germany, Austria, Estonia, the Netherlands and Sweden whose EPR fees are much higher and/or experience large variations as shown in Appendix II.B. In addition, Malta and Slovakia are removed because they stopped reporting their fees. The coefficient of interest decreases by 0.02 percentage points.

In column (4) lagged values of $\ln(EPR)$ are added to address the concern that firms react to EPR compliance costs with a delay (e.g., time to redesign their products, “wait-and-see” strategy). The lagged values of fees are shown to have no statistically significant effect on packaging waste in t . Potentially, it is linked to a lack of variability of ADF from one year to another.³⁸ The sum of all EPR coefficient gives -0.065 which is close to the baseline specification. Hence the coefficient of interest of year t can be seen as a cumulative effect.

Column (5) shows that the first difference estimation (FD) is close to the within estimation, thus ensuring that the model is quite well-identified. The share of green votes in parliamentary elections becomes significant at the 10% level.

Column (6) adds the random trend to the baseline model (estimates of equation II.2), to control for all time-varying country-specific unobservable factors that could affect packaging waste generation. The trend seems to interact with fuel prices and demographic variations. The coefficient of interest stays close to the baseline specification. Overall the results suggest that the controls already address a sizeable amount of country-specific variations.

Finally, in column (7) the specification includes 3 lags of the (log) of packaging waste per capita to control for heterogeneous waste dynamics (estimates of equation II.3). We observe an important persistence in packaging waste in $t - 1$. This persistence likely summarises the impact of different economic factors (new consumption habits, technology, prices), that would be imperfectly captured by the controls. Consistent with the stationarity assumption, this coefficient is significantly less than 1. Earlier lags of packaging waste per capita are close to zero and non-significant. The coefficient of interest stays statistically significant at the 1%-level, with a coefficient close to -0.03.

In addition, some countries (Greece, France and Spain for glass) use unit-based pricing along with weight-based fees or alone (see Appendix II.E). After removing these countries from the sample, results remain similar.

38. The fee of year $t-2$ is statistically significant when adding the sectoral consumption variables. However, this coefficient may also be the effect of the fee of year $t - 2$ on the fee in t , which in turn affects packaging waste per capita.

TABLE II.1 – Baseline regression results with country-material and year fixed effects, and country-material clustered standard errors

	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)
	Within	Within	Within (restricted sample)	Within	First Difference	Within Random Trend	Within Dynamic
Dependent variable	$\ln(waste_{i,m,t})$	$\ln(waste_{i,m,t})$	$\ln(waste_{i,m,t})$	$\ln(waste_{i,m,t})$	$\Delta \ln(waste_{i,m,t})$	$\ln(waste_{i,m,t})$	$\ln(waste_{i,m,t})$
$\ln(EPR_{i,m,t})$	-0.0588*** (0.0163)	-0.0644*** (0.0185)	-0.0403** (0.0152)	-0.0343*** (0.0127)	-0.0248*** (0.00839)	-0.0440*** (0.0130)	-0.0278*** (0.00910)
$\ln(EPR_{i,m,t-1})$				-0.00198 (0.0129)	-0.00346 (0.00854)		
$\ln(EPR_{i,m,t-2})$				-0.0200 (0.0124)	-0.0124 (0.0117)		
$\ln(EPR_{i,m,t-3})$				0.00863 (0.0189)	-0.0134 (0.0197)		
$\ln(waste_{i,m,t-1})$							0.498*** (0.0581)
$\ln(waste_{i,m,t-2})$							0.0682 (0.0561)
$\ln(waste_{i,m,t-3})$							-0.00717 (0.0445)
<i>dummy_PRO</i> _{<i>i,t</i>}	-0.130* (0.0660)	-0.184* (0.102)	-0.158 (0.101)	-0.123** (0.0574)	-0.121** (0.0536)	-0.141*** (0.0525)	-0.0907*** (0.0338)
$\ln(price_{i,m,t})$	-0.0154 (0.0210)	-0.00583 (0.0216)	0.0122 (0.0229)	0.0129 (0.0210)	0.00610 (0.0179)	-0.00260 (0.0201)	-0.0200 (0.0168)
$\ln(fuelprice_{i,t})$	-0.347** (0.157)	-0.304** (0.151)	-0.372** (0.150)	-0.371* (0.199)	-0.351** (0.144)	-0.0943 (0.162)	-0.228* (0.118)
$\ln(food_{i,t})$		0.110 (0.128)					
$\ln(alcoholic_bev_{i,t})$		0.147 (0.0893)					
$\ln(nonalcoholic_bev_{i,t})$		0.109 (0.0676)					
<i>greenvote</i> _{<i>i,t</i>}	-0.113 (0.444)	-0.0183 (0.471)	0.156 (0.416)	-0.715 (0.488)	-0.894* (0.481)	-0.476 (0.414)	-0.553** (0.270)
<i>share_old</i> _{<i>i,t</i>}	6.175*** (1.936)	5.805*** (1.837)	4.775** (1.921)	3.824* (1.991)	0.325 (1.588)	-1.300 (1.957)	2.629** (1.011)
$\ln(GDP_{i,t})$	0.815*** (0.129)	0.595*** (0.135)	0.795*** (0.131)	0.770*** (0.171)	0.580*** (0.164)	0.746*** (0.171)	0.467*** (0.101)
Constant	5.761*** (0.640)	7.453*** (0.989)	5.669*** (0.555)	5.729*** (0.749)		5.182*** (0.614)	3.189*** (0.487)
Observations	1156	1109	934	792	686	1156	1012
R-squared	0.210	0.235	0.254	0.255	0.110	0.323	0.483
adjusted R-squared	0.194	0.216	0.234	0.232	0.079	0.294	0.470
year FE	yes	yes	yes	yes	yes	yes	yes
country-material FE	yes (within)	yes (within)	yes (within)	yes (within)	yes (FD)	yes (within)	yes (within)
random trend	No	No	No	No	No	Yes	No

Notes : Regressions using annual data for 25 European countries between 1998 and 2015 (unbalanced panel). The restricted sample takes out Germany, Slovakia, Malta due to their ceasing to report fees, and Austria, Estonia, Sweden and the Netherlands, because of the high variance of their fees. $waste_{i,m,t}$ is the quantity of packaging waste generated per capita in kg. $EPR_{i,m,t}$ are EPR material-specific weight-based compliance costs expressed in euro/ton. *dummy_PRO* is a dummy variable equal to 1 if waste management is managed through a PRO and 0 otherwise. Variance inflation factor (VIF) is below 4 for all variables, ensuring no high multicollinearity risk. Standard errors are in parentheses and adjusted for country-material clustering. * p<0.1, ** p<0.05, *** p<0.01

5.2 IV results

Table II.2 shows results of 2SLS regressions. The Kleibergen-Paap Wald LM Statistic tests the null hypothesis of underidentification. A Kleibergen-Paap Wald rank F Statistic is used to detect weak identification, because it allows the detection of weak instruments when errors are not assumed to be i.i.d (Kleibergen and Paap, 2006). Weak instruments lead to low values of the F Statistic. Cutoff values provided by Stock and Yogo (2005) are not used because they assume i.i.d errors. Hence, we assume that instruments are weak if $F < 10$ (Staiger and Stock, 1997). The R^2 is not reported because it is not statistically meaningful in 2SLS estimations. The Hansen J statistic is null when the model is exactly identified (Parente and Silva, 2012).³⁹ According to Parente and Silva (2012), the test of overidentifying restriction should be used to check the coherency of the instruments rather than their validity. In other words, the Hansen J tests whether the restrictions implied by the existence of more instruments than endogenous regressors are valid.

In column (1), EPR compliance costs and material prices are instrumented by their level-value in $t - 2$. The F statistic detects weak instruments. Trying other specifications, it is found that neither lagged values of material prices nor fuel prices are robust instruments for material prices. In addition, $\ln(EPR_{t-3})$ alone is found to be a weak instrument for $\Delta \ln(EPR_t)$.

In column (2), material prices are removed from the econometric equation. The F Statistic is sufficiently high to reject the null hypothesis of weak identification. The coefficient is -0.100 and statistically significant at the 5% level. This suggests that increasing EPR weight-based fees by 1% decreases packaging waste per capita by 0.1%, all else equal. Adding material prices to the main equation does not change the results. As expected, the first-stage regression shows that $\ln(EPR_{t-2})$ has a negative (-0.05) and significant effect at the 1% level on $\Delta \ln(EPR_t)$.

In column (3), both lags, $\ln(EPR_{t-3})$ and $\ln(EPR_{t-2})$ are used as instruments. The null hypothesis of the J statistic is rejected at the 10% level, indicating limited coherency of using both lags as instruments.⁴⁰ Hence, the limit of this approach is that the instrumentation relies on using a $t - 2$ lag for the EPR variable and that material prices cannot be instrumented.

Table II.3 reports estimates from the GMM procedure, following Arellano and Bond (1991). Column (1) presents the preferred specification, where lagged waste, EPR fees and material prices are instrumented. In column (2), material prices are assumed to be exogenous. In both columns, we fail to reject the null hypothesis of no second-order serial correlation in the idiosyncratic errors of the first-differenced equation. Serial correlation is tested using the Arellano–Bond test, and overidentification is tested by Sargan’s test of over-identifying restrictions. Hence the estimates are consistent on the basis of these tests. The coefficient of EPR increases compared to the dynamic estimates of column (7) in Table II.1, suggesting a positive bias.

39. The joint null hypothesis of the J test is that instruments are valid, i.e., uncorrelated with the error term.

40. $\ln(EPR_{t-3})$ may have an effect on $\ln(EPR_{t-2})$.

5. FINDINGS

TABLE II.2 – Results of the IV regression (two-stage least squares) with country-material clustered standard errors

	(1)	(2)	(3)
	2SLS	2SLS	2SLS
Dependent variable	$\Delta \ln(waste_{i,m,t})$	$\Delta \ln(waste_{i,m,t})$	$\Delta \ln(waste_{i,m,t})$
$\Delta \ln(EPR_{i,m,t})$	-0.0945* (0.0487)	-0.100** (0.0456)	0.00974 (0.0425)
$\Delta \ln(price_{i,m,t})$	-0.0319 (0.126)		
$\Delta PRO_{i,t}$	-0.200** (0.0846)	-0.209*** (0.0790)	-0.0811 (0.0761)
$\Delta \ln(fuelprice_{i,t})$	-0.348** (0.171)	-0.352** (0.172)	-0.301* (0.155)
$\Delta greenvote_{i,t}$	-0.907* (0.522)	-0.883* (0.496)	-0.783 (0.486)
$\Delta shareold_{i,t}$	0.890 (1.202)	0.794 (1.168)	-0.220 (1.240)
$\Delta \ln(GDP_{i,m,t})$	0.601*** (0.135)	0.599*** (0.131)	0.731*** (0.154)
Constant	0.0580 (0.0474)	0.0502 (0.0391)	-0.0328*** (0.0122)
Instrumented	$\Delta \ln(EPR_{i,m,t})$ $\Delta \ln(price_{i,m,t})$	$\Delta \ln(EPR_{i,m,t})$	$\Delta \ln(EPR_{i,m,t})$
Instrument	$\ln(EPR_{i,m,t-2})$ $\ln(price_{i,m,t-2})$	$\ln(EPR_{i,m,t-2})$	$\ln(EPR_{i,m,t-2})$ $\ln(EPR_{i,m,t-3})$
Observations	899	899	792
Additional FE	<i>t</i>	<i>t</i>	<i>t</i>
Underidentification test (Kleibergen-Paap Wald rk LM statistic)	7.186 (P-val= 0.0073)	16.397 (P-val=0.0001)	9.714 (P-val=0.0078)
Weak identification test (Kleibergen-Paap Wald rk F statistic)	3.360	19.404	10.825
Hansen J statistic	0.000	0.000	2.724 (P-val= 0.0989)

Notes : Regressions using annual data for 25 European countries between 1998 and 2015 (unbalanced panel). $waste_{i,m,t}$ is the quantity of packaging waste generated per capita in kg. $EPR_{i,m,t}$ are EPR weight-based compliance fees in euro/ton. Standard errors are in parentheses and adjusted for country-material clustering.

* p<0.10, ** p<0.05, *** p<0.01

When instrumented, the lagged value of packaging waste per capita is shown to have no statistically significant effect and a coefficient close to zero. Hence, this means that our controls already capture most of the packaging waste variations. These results are reassuring concerning the relevance of the baseline model.

5. FINDINGS

TABLE II.3 – Results of the IV difference GMM regression with robust (two-step) standard errors

	(1)	(2)
	difference GMM	difference GMM
Dependent variable	$\Delta \ln(waste_{i,m,t})$	$\Delta \ln(waste_{i,m,t})$
$\Delta \ln(waste_{i,m,t-1})$	0.0534 (0.121)	0.0985 (0.171)
$\Delta \ln(EPR_{i,m,t})$	-0.0671* (0.0359)	-0.0934** (0.0413)
$\Delta \ln(price_{i,m,t})$	0.0415 (0.0389)	0.0578 (0.0550)
$\Delta PRO_{i,t}$	-0.214 (0.193)	-0.203* (0.115)
$\Delta \ln(fuelprice_{i,t})$	-0.334 (0.223)	-0.412** (0.173)
$\Delta greenvote_{i,t}$	-0.833 (0.507)	-0.483 (0.450)
$\Delta shareold_{i,t}$	1.035 (2.609)	0.165 (1.170)
$\Delta \ln(GDP_{i,m,t})$	0.651*** (0.194)	0.593*** (0.206)
Instrumented	$\Delta \ln(waste_{i,m,t-1})$ $\Delta \ln(EPR_{i,m,t})$ $\Delta \ln(price_{i,m,t})$	$\Delta \ln(waste_{i,m,t-1})$ $\Delta \ln(EPR_{i,m,t})$
Lags	2-3	2-3
Additional instruments	$greenvote_{i,t}, shareold_{i,t}$ $\ln(fuelprice_{i,t})$ $\ln(GDP_{i,m,t}), \text{ year FE}$	$greenvote_{i,t}, shareold_{i,t}$ $\ln(fuelprice_{i,t})$ $\ln(GDP_{i,m,t}), \text{ year FE}$
Observations	984	984
Additional FE	t	t
AB test for AR(1) in first differences (p-val)	0.072	0.112
AB test for AR(2) in first differences (p-val)	0.818	0.750
Hansen test of overid. restrictions		
H_0 : the instruments as a group are exogeneous	0.534	0.243
Difference (null H = exogenous) :	0.851	0.127

Notes : Regressions using annual data for 25 European countries between 1998 and 2015 (unbalanced panel). $waste_{i,m,t}$ is the quantity of packaging waste generated per capita in kg. $EPR_{i,m,t}$ are EPR weight-based compliance fees in euro/ton. Standard errors are robust to heteroscedasticity. The Arellano-Bond (AB) test for first-order (AR(1)) and for second-order (AR(2)) serial correlation in the disturbance term is performed. $\Delta \varepsilon_{i,m,t}$ is expected to follow an AR(1) by construction. The absence of second-order serial correlation in the disturbance term is not rejected, which confirms the consistency of our estimates.

* p<0.10, ** p<0.05, *** p<0.01

5.3 Robustness

In Table II.4, additional regressions are run to detect a potential scale effect.

In the first column, I distinguish between countries that have a large amount of *total* packaging waste per capita (defined as more than 150kg/inhabitant of *total* packaging waste in 2015⁴¹) (dummy variable “big”) and those that have less (dummy variable “small”). Economies of scale may be more likely to be achieved in countries with large quantities of waste per household to collect and treat. The sample is split according to total packaging waste because collection infrastructures may become profitable regardless of the packaging material. The EPR variable is interacted with the dummies “big” and “small”. Counter-intuitively, the coefficient of interest is larger for countries with a “small” amount of waste per capita. An alternative hypothesis could be that countries with large waste quantities have already congested infrastructures. In addition, waste is related to wealth. Hence, producers in countries with lower waste amount may have stronger financial constraints. Nevertheless, we fail to reject the null hypothesis of equality of these two coefficients (p-val=23%). From this first result, economies of scale seem to not significantly affect the coefficient of interest.

Recycling infrastructures are material-specific. Hence, splitting the sample by material-specific quantities to disentangle a potential scale effect is relevant as well. Kato et al. (2012) show that, when the fixed effects are included as dummies, the estimator in quantile regressions is particularly inconsistent when N (here ≈ 1000) is much larger than T (here, 18). Hence we estimate regression quantiles by estimating conditional means following Machado and Santos Silva (2019) (Quantile Via Moments), whose approach is suited to estimate panel data models with individual fixed effects. Columns (3) to (5) provide estimates for respectively, the 1st, 2nd and 3rd quantiles. The coefficient of interest is slightly larger when waste quantities are smaller, suggesting no significant bias. Interestingly, macroeconomic variables and preferences seem to better explain waste variations of the first quantile. This could suggest that the model is better suited to countries having lower waste quantities.

41. Belgium, Germany, Estonia, Ireland, Spain, France, Italy, the Netherlands, Austria, Portugal, United Kingdom.

5. FINDINGS

TABLE II.4 – Additional regression results with country-material and year fixed effects, and country-material clustered standard errors

	(1)	(2)	(3)	(4)
	Within	QVM	QVM	QVM
Dependent variable	$\ln(waste_{i,m,t})$	$\ln(waste_{i,m,t})$ Q1	$\ln(waste_{i,m,t})$ Q2	$\ln(waste_{i,m,t})$ Q3
$\ln(EPR_{i,m,t})$		-0.0606*** (0.0144)	-0.0588*** (0.0115)	-0.0568*** (0.0165)
$\ln(EPR_small_{i,m,t})$	-0.0835*** (0.0262)			
$\ln(EPR_big_{i,m,t})$	-0.0482*** (0.0177)			
$dummy_PRO_{i,t}$	-0.136** (0.0644)	-0.134*** (0.0485)	-0.130*** (0.0387)	-0.125** (0.0559)
$\ln(price_{i,m,t})$	-0.0174 (0.0208)	-0.00685 (0.0268)	-0.0155 (0.0214)	-0.0245 (0.0308)
$\ln(fuelprice_{i,t})$	-0.336** (0.159)	-0.323** (0.146)	-0.347*** (0.117)	-0.372** (0.168)
$greenvote_{i,t}$	-0.152 (0.442)	-0.343 (0.486)	-0.111 (0.388)	0.132 (0.559)
$share_old_{i,t}$	6.171*** (1.927)	8.372*** (1.651)	6.153*** (1.332)	3.830** (1.900)
$\ln(GDP_{i,t})$	0.817*** (0.130)	0.905*** (0.125)	0.814*** (0.100)	0.718*** (0.144)
Constant	5.762*** (0.640)			
Observations	1156	1156	1156	1156
R-squared	0.213			
adjusted R-squared	0.196			
year FE	yes	yes	yes	yes
country-material FE	yes	yes	yes	yes

Notes : Regressions using annual data for 25 European countries between 1998 and 2015 (unbalanced panel). $waste_{i,m,t}$ is the quantity of packaging waste generated per capita in kg. $EPR_{i,m,t}$ are EPR material-specific weight-based compliance costs expressed in euro/ton. $dummy_PRO$ is a dummy variable equal to 1 if waste management is managed through a PRO and 0 otherwise. Variance inflation factor (VIF) is below 4 for all variables, ensuring no high multicollinearity risk. Standard errors are in parentheses and adjusted for country-material clustering.

* p<0.1, ** p<0.05, *** p<0.01

5.4 Concluding remarks

The evidence from the two-way model, the random-trend factor model, the dynamic linear model, the IV methods and the other robustness checks- all leading to fairly similar estimates- gives us confidence that there is a negative causal effect of EPR compliance costs on packaging waste generation per capita. On average, 1% increases in EPR compliance costs decrease packaging waste per capita by 0.06%, neglecting substitution effects. The next sections check that the results hold when adding substitution effects (Section 6) and whether it is driven by a particular material (Section 7).

6 Substitution between materials and eco-design

This next step addresses the concern that the previous coefficient β from equation II.1 includes substitution effects provided by EPR compliance costs. Indeed, an increase or a decrease of another packaging material's fee may provide incentives to switch materials. As ADF should reflect waste management costs, the fee of a given material should give its recyclability. Hence ADF should give incentives to substitute towards more recyclable materials. However, ensuring that compliance costs gathered in this database reflect the full recyclability of a material (i.e., economic and environmental) is not the aim of this paper and should lead to further research.

Substitution incentives provided by ADF are added by estimating the following equation :

$$\ln(\text{waste}_{i,m,t}) = \ln(\text{EPR}_{i,m,t})' \beta + \sum_{k=1}^4 \ln(\text{EPR}_{i,k,t})' \beta_k + X'_{i,m,t} \delta + \gamma_{i,m} + \eta_{m,t} + \varepsilon_{i,m,t} \quad (\text{II.4})$$

with $\gamma_{i,m}$ a country-material fixed effect, $\eta_{m,t}$ a material-year fixed effect, and $\varepsilon_{i,m,t}$ an idiosyncratic error term.

Equation II.4 is equivalent to :

$$\begin{aligned}
 \begin{pmatrix} \ln(\text{waste}_{i,\text{glass},t}) \\ \ln(\text{waste}_{i,\text{plastics},t}) \\ \ln(\text{waste}_{i,\text{metal},t}) \\ \ln(\text{waste}_{i,\text{paper},t}) \end{pmatrix} &= \beta \begin{pmatrix} \ln(\text{EPR}_{i,\text{glass},t}) \\ \ln(\text{EPR}_{i,\text{plastics},t}) \\ \ln(\text{EPR}_{i,\text{metal},t}) \\ \ln(\text{EPR}_{i,\text{paper},t}) \end{pmatrix} + \beta_{\text{glass}} \begin{pmatrix} 0 \\ \ln(\text{EPR}_{i,\text{glass},t}) \\ \ln(\text{EPR}_{i,\text{glass},t}) \\ \ln(\text{EPR}_{i,\text{glass},t}) \end{pmatrix} + \\
 \beta_{\text{plastics}} \begin{pmatrix} \ln(\text{EPR}_{i,\text{plastics},t}) \\ 0 \\ \ln(\text{EPR}_{i,\text{plastics},t}) \\ \ln(\text{EPR}_{i,\text{plastics},t}) \end{pmatrix} &+ \beta_{\text{metal}} \begin{pmatrix} \ln(\text{EPR}_{i,\text{metal},t}) \\ \ln(\text{EPR}_{i,\text{metal},t}) \\ 0 \\ \ln(\text{EPR}_{i,\text{metal},t}) \end{pmatrix} + \beta_{\text{paper}} \begin{pmatrix} \ln(\text{EPR}_{i,\text{paper},t}) \\ \ln(\text{EPR}_{i,\text{paper},t}) \\ \ln(\text{EPR}_{i,\text{paper},t}) \\ 0 \end{pmatrix} \\
 &+ X'_{i,m,t}\delta + \gamma_{i,m} + \eta_{m,t} + \varepsilon_{i,m,t} \quad (\text{II.5})
 \end{aligned}$$

I interpret positive and significant coefficients β_k , as evidence of substitution between materials due to variations of EPR fees of other materials. I later add substitution incentives provided by material prices. In this estimation, a material-year variable $\eta_{m,t}$ is necessary to control for changes in substitution possibilities. All results are presented in Table II.1. Before running regressions, multicollinearity is tested. Indeed, Section 4 shows a significant temporal correlation between fees for the different materials (Table II.1). A variance inflation factor (VIF) with a mean of 2.29 is found, when material prices are excluded.⁴² Therefore, there is no high multicollinearity on the basis of this test.

I present estimates of specification (II.4) in column (1) of Table II.1. The coefficient β remains statistically significant at the 5% level but decreases by 2 percentage points. The coefficient of other packaging materials are negative but not statistically significant. This could suggest that fee increases tend to exacerbate source reduction of another material by making substitution more expensive. This may also reflect confounded variations, since fees for the different materials have close temporal variations.

In column (2) substitution incentives provided by material prices are added. This does not change the coefficients of the variables $\ln(\text{EPR})$. The plastic price has a positive but not statistically significant coefficient. When material prices are added, the VIF rises to 6.67, hence denoting the presence of a high multicollinearity risk.

In column (3) the sample is restricted to plastics and paper packaging materials. Because they are the most frequently used materials, substitution effects may be easier to detect between them. However, the analysis shows no significant substitution effects.

This analysis suggests that the EPR financial incentive does not produce systemic and large-scale substitution effects, detectable at the macro level. However, I do not rule out the existence such substitutions at the product-level. A substitution

42. A rule of thumb is that a VIF under 4 indicates moderate multicollinearity. If $\text{VIF}(\beta)=4$, this means that the standard error of β is twice as large as it would be if the predictor was uncorrelated with other predictors.

effect is hard to disentangle at this aggregation level because substitution possibilities are based on the packaged product. For example, while it may be assumed that glass and metals are good substitutes for food cans, this is less so for wine. Moreover, switching materials may be a more costly change than reducing the amount of material used.

TABLE II.1 – Regressions results including substitution incentives with country-material FE and material-year FE, and country-material clustered standard errors

	(1)	(2)	(3)
	Within	Within	Within
Dependent variable	$\ln(waste_{i,m,t})$	$\ln(waste_{i,m,t})$	$\ln(waste_{i,m,t})$
$\ln(EPR_{i,m,t})$	-0.0301** (0.0129)	-0.0290** (0.0127)	-0.0631*** (0.0215)
$\ln(EPR_{i,plastics,t})$	-0.0270 (0.0172)	-0.0204 (0.0176)	0.0240 (0.0216)
$\ln(EPR_{i,paper,t})$	-0.0195 (0.0167)	-0.0135 (0.0164)	-0.0144 (0.0176)
$\ln(EPR_{i,glass,t})$	-0.00734 (0.0164)	-0.00904 (0.0165)	
$\ln(EPR_{i,metal,t})$	-0.0202 (0.0131)	-0.0207 (0.0130)	
$\ln(price_{i,m,t})$		-0.00399 (0.0206)	-0.0146 (0.0208)
$\ln(price_{i,plastics,t})$		0.0269 (0.0253)	0.0220 (0.0201)
$\ln(price_{i,paper,t})$		-0.115 (0.0734)	-0.0799 (0.0637)
$\ln(price_{i,glass,t})$		-0.00661 (0.0193)	
$\ln(price_{i,metal,t})$		-0.0135 (0.0184)	
$dummy_PRO_{i,t}$	-0.165*** (0.0605)	-0.153** (0.0597)	-0.216*** (0.0633)
$greenvote_{i,t}$	-0.132 (0.414)	-0.0266 (0.392)	-0.378 (0.463)
$share_old_{i,t}$	6.144*** (1.965)	5.908*** (1.861)	5.481** (2.147)
$\ln(fuelprice_{i,t})$	-0.436*** (0.157)	-0.407** (0.156)	-0.241 (0.146)
$\ln(GDP_{i,t})$	0.786*** (0.116)	0.839*** (0.127)	0.787*** (0.136)
Constant	-0.667 (0.708)	-0.202 (0.822)	-0.857 (0.769)
Observations	1070	1070	590
R-squared	0.302	0.317	0.383
adjusted R-squared	0.247	0.259	0.332
Additional FE	$m \times t$	$m \times t$	$m \times t$
Include material prices	No	Yes	Yes

Notes : Regressions using annual data for 25 European countries between 1998 and 2015 (unbalanced panel). $waste_{i,m,t}$ is the quantity of packaging waste generated per capita in kg. $EPR_{i,m,t}$ are EPR costs of compliance per packaging material in euro/tonnes. Standard errors are in parentheses and adjusted for country-material clustering.

* $p < 0.10$, ** $p < 0.05$, *** $p < 0.01$

7 Regressions by packaging material

In this section, regressions are conducted at the material level. These regressions can help us detect whether the estimates in Section 5 are driven by a particular material. They also give us an intuition of the technology constraint. For instance, it can be more difficult to lighten a glass bottle than a plastic bottle.

Table II.1 displays the within estimates, with year fixed effects and robust standard errors. Composite fees are used as robustness checks to ensure that the results in Section 5 are not affected by the choice of a material category (e.g. aluminium fee instead of steel fee).

Table II.2 presents estimates of the Seemingly Unrelated Regression (SUR) model (Zellner, 1962). The SUR model allows to account for the correlation of the random error components of the different material equations. Error terms in the different material equations may indeed be correlated because of substitution effects as well as other shocks pertaining to consumption. From the Breusch and Pagan (1980) test of independence of the errors, we fail to reject the null hypothesis that this correlation is zero. However, efficiency gains should be limited as the regressors between the different are the same or highly correlated. Macroeconomic variables are common to all material equations. In addition, from Table II.3, we can observe a high within correlation between the different material fees.

In Table II.1 and II.2, it is shown that plastics react more systematically to EPR compliance costs, which is consistent with the results of van Sluisveld and Worrell (2013). These show that lightweighting and elimination of excessive packaging is mainly applied to plastic packaging, followed by paper and cardboard (in terms of frequency of implementation). The authors explain that because these are the materials the most used on the market, it makes therefore sense that they are the most subject to change. These materials may also concern inferior goods and hence goods with low margins. In addition, plastics are on average subject to higher fees, hence generate potential greater incentives for source reduction. Some packaging materials may entail greater possibilities for source reduction, linked to the available technology. Also for paper and cardboard, a frequently applied method is to reduce void space, so as to “pack less air” and therefore reduce packaging use (van Sluisveld and Worrell, 2013, p.135). In the SUR model however, the paper coefficient is not statistically significant. Results presented in Table II.1 and II.2 show that metal packaging seems also more systematically affected by EPR fees. In terms of frequency of implementation van Sluisveld and Worrell (2013) show that changes pertaining to metal packaging are minor and mostly consists in reducing void space. Nevertheless these changes may be more important in terms of weight.

TABLE II.1 – Regressions per material with country and year fixed effects, and robust standard errors

	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)
	Within	Within	Within	Within	Within	Within	Within
Dependent variable	$\ln(\text{Glasswaste}_{i,t})$	$\ln(\text{Plasticwaste}_{i,t})$	$\ln(\text{Plasticwaste}_{i,t})$	$\ln(\text{Metalwaste}_{i,t})$	$\ln(\text{Metalwaste}_{i,m,t})$	$\ln(\text{Paperwaste}_{i,m,t})$	$\ln(\text{Paperwaste}_{i,m,t})$
EPR category	Glass	PET	Plastics	Aluminium	Steel	Paper	Paper and composites
$\ln(\text{EPR}_{i,m,t})$	-0.0291 (0.0346)	-0.0901*** (0.0236)	-0.0953*** (0.0212)	-0.0664** (0.0293)	-0.0868** (0.0362)	-0.0438* (0.0247)	-0.0411 (0.0254)
$\text{dummy_PRO}_{i,t}$	0.0729 (0.0507)	-0.224* (0.112)	-0.228* (0.112)	-0.175* (0.0870)	-0.184** (0.0846)	-0.196** (0.0790)	-0.191** (0.0783)
$\ln(\text{GDP}_{i,t})$	0.617* (0.318)	0.856*** (0.175)	0.832*** (0.174)	1.167*** (0.269)	1.079*** (0.268)	0.598*** (0.189)	0.602*** (0.192)
$\text{greenvote}_{i,t}$	0.363 (0.668)	0.0384 (0.572)	-0.0254 (0.588)	-0.251 (1.187)	-0.317 (1.175)	-0.851 (0.663)	-0.872 (0.688)
$\text{share_old}_{i,t}$	1.372 (2.505)	5.953** (2.784)	5.850** (2.608)	12.41** (4.779)	11.05** (4.680)	4.807 (3.393)	4.609 (3.470)
$\ln(\text{fuelprice}_{i,t})$	-0.383 (0.240)	-0.340 (0.218)	-0.373* (0.211)	-0.475 (0.433)	-0.614 (0.463)	-0.108 (0.198)	-0.0914 (0.200)
$\ln(\text{price}_{i,t})$	0.000560 (0.0301)	-0.0275 (0.0239)	-0.0253 (0.0234)	-0.0855 (0.0585)	0.0553 (0.0348)	0.0408 (0.0642)	0.0401 (0.0647)
Constant	-1.078 (1.136)	-0.782 (0.975)	-0.664 (0.965)	-0.903 (1.873)	-1.148 (1.890)	-1.970** (0.929)	-2.009** (0.932)
Observations	268	297	297	295	295	296	295
R-squared	0.229	0.486	0.488	0.311	0.305	0.269	0.265
adjusted R-squared	0.153	0.441	0.442	0.249	0.243	0.204	0.199
country-material FE	yes (within)	yes (within)	yes (within)	yes (within)	yes (within)	yes (within)	yes (within)
year FE	yes	yes	yes	yes	yes	yes	yes

Regressions of the log of packaging waste material per capita in kg on the log of EPR compliance costs in €/t with additional year fixed effects using data from 1998 to 2015 for 25 European countries, including control variables. The sample is disaggregated at the material level, i.e., two-dimension panel with country-time dimensions. For example the first coefficient -0.0291 of column (1) is the within coefficient of the regression of the logarithm of glass packaging waste per capita on the logarithm of glass fees in €/t. A separate regression is used for the aluminium and steel fees to avoid interaction between these two coefficients (two equations but with the same dependent variable “metal packaging waste per capita”). The standard errors are in parentheses and are robust against heteroscedasticity.

TABLE II.2 – SUR model per material with country and year fixed effects

	(1)	(2)	(3)	(4)
	Within	Within	Within	Within
Dependent variable	$\ln(\text{Glasswaste}_{i,t})$	$\ln(\text{Plasticwaste}_{i,t})$	$\ln(\text{Metalwaste}_{i,t})$	$\ln(\text{Paperwaste}_{i,m,t})$
$\ln(\text{EPR}_{i,m,t})$	-0.0124 (0.0206)	-0.0627** (0.0164)	-0.0407* (0.0205)	-0.0210 (0.0137)
$\text{dummy_PRO}_{i,t}$	0.0847 (0.0608)	-0.207** (0.0506)	-0.121 (0.0912)	-0.173** (0.0520)
$\ln(\text{GDP}_{i,t})$	0.635** (0.146)	0.873** (0.125)	1.115** (0.193)	0.554** (0.126)
$\text{greenvote}_{i,t}$	0.440 (0.577)	0.121 (0.499)	-0.349 (0.781)	-0.426 (0.507)
$\text{share_old}_{i,t}$	1.368 (1.937)	5.129** (1.702)	11.09** (2.640)	3.207* (1.722)
$\ln(\text{fuelprice}_{i,t})$	-0.371* (0.173)	-0.295* (0.148)	-0.585* (0.232)	-0.00324* (0.00172)
$\ln(\text{price}_{i,t})$	0.00350 (0.0228)	-0.0463* (0.0216)	-0.0707 (0.0466)	0.0599 (0.0388)
Constant	-1.203* (0.714)	-0.884 (0.609)	-0.944 (0.980)	-2.201** (0.361)
Observations	266	266	266	266
Parms	47	47	47	47
R-squared	0.9555	0.9351	0.9178	0.9614
F-Stat	99.81	67.42	52.06	116.27
year FE	yes (within)	yes (within)	yes (within)	yes (within)
country-material FE	yes	yes	yes	yes

SUR model using small-sample adjustments (Breusch-Pagan test of independence : $\text{chi2}(6) = 106.978$, $\text{Pr} = 0.0000$). The log of packaging waste material per capita in kg is regressed on the log of EPR compliance costs in €/t with additional year fixed effects using data from 1998 to 2015 for 25 European countries, including control variables (unbalanced panel). The sample is disaggregated at the material level, i.e., two-dimension panel with country-time dimensions. For example the first coefficient -0.0124 of column (1) is the within coefficient of the regression of the logarithm of glass packaging waste per capita on the logarithm glass fees in €/t.

8 Policy implications

This research provides the first empirical evaluation of EPR and of a policy instrument fostering the eco-design of packaging. I use data on packaging waste generation and EPR costs of compliance from 25 European countries for four materials with observations from 1998 to 2015 (unbalanced panel). The econometric analysis shows that countries consume less packaging per capita when they impose higher fees on packaging for firms obligated under EPR. I interpret this finding as evidence of EPR compliance costs being a very small but significant driver of packaging source reduction. This interpretation is based on the assumption that va-

riation in the consumption of packaged products was fully captured by the control variables, the fixed effects, the random trend or the waste lags. Hence, the coefficient estimated may represent an upper bound of the eco-design contribution. On average, over the period (1998-2015) and for the countries and materials considered, an increase of 1 percentage in the material fee decreases packaging material waste per capita by around 0.06 percent. In turn, this implies that decreasing fees increase packaging waste per capita by the same amount. This effect seems stronger and/or more frequently applied to packaging made of plastic. In general, coefficients may hide very large heterogeneities among countries, firms, and products within firms, because of the aggregate characteristics of the data. I find no systematic substitution effects toward other materials due to EPR compliance costs.

A 0.06% reduction accounts for about 100g per capita, for an average EU-citizen generating 166kg of packaging waste annually (Eurostat, 2018). If policy-makers wish to use the EPR channel to accelerate waste prevention they may increase compliance costs. These costs should still be in accordance with waste management costs, to be considered as advance disposal fees. To this end, compliance costs may be increased through stricter producer responsibility (e.g., full allocation of costs) or stronger re-use and recycling requirements and standards (for a medium-term increase of costs). Alternatively, the public authority could decide to implement an environmental taxation and charge the material social cost. For instance, for a constant elasticity, a 100 percent increase in the price of each material would result in a 6 percent decrease in waste per material and per capita (or as much as 10 kg of waste per capita). Policy-makers may also further encourage PROs in their efforts towards research on eco-design and awareness actions for consumers.

Even if compliance costs increase, the effectiveness of EPR in fostering eco-design of products may be limited. These shortcomings of EPR may be attributable to input prices, consumer preferences, safety parameters and international trade. Some consumers may be willing to buy goods with more packaging if this suggest higher product quality. In parallel, financial incentives provided by national EPR policies will be unlikely to incentivise multinationals selling their products internationally. Microeconomic analyses should complement this research to disentangle the underlying mechanisms at stake concerning the low impact of EPR.

Finally, EPR financial resources are by definition used to finance recycling activities, which comes third in the Waste Hierarchy, after *reduction* and *re-use*. Financing recycling activities is essential. Packaging recycling rates have improved in Europe and the role played by EPR funding is likely to be significant (EEA, 2019b; Tencati et al., 2016). However, European recycling and recovery systems have not reversed the trend of growing packaging waste generation (Tencati et al., 2016).⁴³ The growing use of resources, even if recycled, is incompatible with a sustainable development, energy savings and escape from dependence on fossil-based materials (plastics).

43. Subsidised recycling is not the most environmentally-sound option and can lead to perverse effects on the environment (D'Haultfœuille et al. (2014) for an example in the vehicle sector). The study by Antoni and Marzetti (2019) qualifies this reasoning and shows that curbside collection programmes tend to reduce waste generation in Italy.

Hence, given its low effect on waste reduction, EPR could be complemented by more ambitious waste prevention policies, e.g. charges or bans (EEA, 2019a), and the promotion of package-free products that are sold loose or in bulk (EEA, 2019b). For instance, the introduction of charges for single-use plastic carrier bags in many European countries has led to a substantial reduction in the number of bags consumed. Apart from this initiative, most prevention measures are local and/or difficult to evaluate (*ibid.*). For the case of plastics, the EU Commission in its Directive on single-use plastics consider several items to be banned.⁴⁴ Along with recycling objectives, it is needed to strengthen reduction objectives for coherence with the Waste Hierarchy, as started through national Waste Prevention Programmes⁴⁵ and other local initiatives (EEA, 2019a). Further discussion and research are needed on how to balance waste management systems so as to make waste prevention central for all materials.

44. In its Directive on single-use plastics, the EU considers 10 items to be banned from 3 July 2021 if sustainable alternatives are available/affordable. This ban will apply to cotton bud sticks, cutlery, plates, straws, stirrers, and sticks for balloons. It will also apply to cups, food and beverage containers made of expanded polystyrene. However, this is a waste prevention measure for plastics/expanded polystyrene, but regardless of the materials, waste generation may not be affected (e.g. material substitution).

45. Directive 2008/98/EC, 2008, Art. 29; including different waste streams, depending on the country.

Appendix

II.A Implementation of EPR in the Europe of 28

This annex tries to provide an overview of EPR compliance schemes for packaging and packaging waste legislation in the EU-28.

Column (1) lists the ISO code of the 28 countries members of the European Union. In the empirical analysis, 25 countries are considered : Austria (AUT), Belgium (BEL), Bulgaria (BGR), Cyprus (CYP), Czech Republic (CZE), Estonia (EST), Finland (FIN), France (FRA), Germany (DEU), Greece (GRC), Hungary (HUN), Ireland (IRL), Italy (ITA), Latvia (LVA), Lithuania (LTU), Malta (MLT), The Netherlands (NLD), Poland (POL), Portugal (PRT), Romania (ROU), Slovakia (SVK), Slovenia (SVN), Spain (ESP), Sweden (SWE) and the United-Kingdom (GBR).

Column (2) provides the name of the legislation in force concerning packaging waste management.

Column (3) describes the form of EPR implementation.

Column (4) gives the start date of EPR.

Column (5) gives the number of collective schemes, implying the presence of competition if this number is greater than one (col. (7)). Note that this number may evolve quickly.

Column (6) reports the name of the PRO that I have considered when constructing the dataset. The methodology is thereafter explained in Appendix II.B.

TABLE II.A.1 – Overview of EPR implementation for packaging waste in Europe
Source: Wikiwasteschemes, [European Commission \(2014\)](#), own interviews, Institute for European Environmental Policy (IEEP), Valpak’s Quick Guide to Packaging Legislation.

(1) Country (ISO 3)	(2) Legislation in force	(3) Implementation of EPR	(4) Start date of EPR scheme	(5) Number of collective schemes	(6) PRO considered in this research	(7) Competition on the PRO market
AUT	New Packaging Ordinance 2014 and the 2015 amendment to the Austrian Waste Management Act	EPR, Take-back requirement (TBR) with some deposit-refund systems (DRS)	1993	7	ARA Recycling	Yes
BEL	Ordonnance relative aux dechets, du 14 juin 2012.	EPR, TBR and some DRS	1994	2	Fost Plus	No
BGR	Waste Management Act, adopted in July 2012	EPR, TBR	2004	5	EcoPack Bulgaria	Yes
CYP	Packaging and Packaging Waste Law (L32(I)/2002	EPR, TBR	2006	1	Green Dot Cyprus	No
CZE	Packaging Act 477/2001 as amended by Act 94/2004 , Act 66/2006	EPR, TBR	2002	1	EkO-kOM	No
EST	Packaging Act of 2004, Waste Act of 2004	EPR, DRS for beverage packaging since 2005 (except strong alcohol); TBR for other packaging	2004	4	Estonia Recovery Organisation	Yes
FIN	Packaging decree of the 4th of July 2014	EPR, TBR / DRS	1997	N/A	PYR / Rinki	No
FRA	Decree no 92-377 of 1st April 1992	EPR, TBR	1992	1	Citeo (former Ecoemballages)	To come
DEU	German Packaging Ordinance of 1991	EPR, TBR (dual system) and DRS (for drink packaging since 2003)	1990	9	Der Gruene Punkt - DSD	Yes
GRC	Law no 2939	EPR, TBR	2001	1	Hellenic Recovery Recycling Corporation	No
HUN	Government Decree 94/2002 on Packaging and Packaging Waste management / Since 2012 Act LXXXV of 2011 on the Environmental Product Charge	EPR, TBR abolished, Packaging Tax since 2012		Government led scheme	OkO-Pannon	No
IRL	Waste Management (Packaging) Regulations 1997	EPR, TBR	1997	1	Repak Limited	No
ITA	Decree no 22/1997	EPR, TBR	1997	1	CONAI (Consorzio Nazionale Imballaggi)	No
LVA	Packaging and Packaging Waste Law of 2005	EPR, TBR	2000	5	Latvijas Zalais punkts	Yes
LTU	Packaging and Packaging Waste Law of 2001	EPR, TBR	2002	3	Zaliasis taskas	Yes
MLT	Waste Management (Packaging & Packaging Waste) Regulations, L.N. 277 of 2006	EPR, TBR	2005	2?	GreenPak	Yes
NLD	Packaging Decree 2014 (New)	EPR, Packaging Tax until end 2012; TBR since 2013. Obligated companies pay a financial contribution to a public waste fund (Afvfonds Verpakkingen) / some DRS	2006	1	Nedvang	No (public fund)
POL	new Packaging and Waste Packaging Management Act of 2014	EPR, fees for producers and PROs purchase certificates (DPR and DPO documents certifying recovery)	2000		Rekopol Organizacja Odzysku	Yes
PRT	Decree-Law no 366-A/97 of 1997, Ordinance no 29-B/98 of 1998	EPR, TBR and DRS (reusable packaging only through DRS)	1996	1	Sociedade Ponto Verde	No
ROU	Law no. 249/2015 on the management of packaging and waste	EPR, TBR	2004	11	Eco-Rom Ambalaje	Yes
SVK	Act on Packaging 119/2010 and the Act on Waste 223/2001	EPR, TBR	2003	12	ENVI-Pak	Yes
SVN	Decree on Management of Packaging and Packaging Waste 2006	EPR, TBR	2003	4	Slopak	Yes
ESP	Spanish Law by Royal Decree 782/1998 and Royal Decree (256/2006)	EPR, TBR and DRS. Obligated firms must choose between these two options and join a PRO or a collective DRS.	1996	2	Ecoembes Ecoembalajes Espana & previously Eco Vidrio	No
SWE	Decree (1997-185) on producer responsibility for packaging	EPR, TBR and DRS system in parallel	1995	1 + several deposit systems	REPA /FTI	No
GBR	Producer Responsibility Obligations (Packaging Waste) Regulations of 1997	EPR, market-based system of tradeable certificates	1997	49	/	Yes

II.B Construction of the *EPR* variable

Table II.A.1 lists the PRO considered for each country. In some countries several PROs compete in the same waste stream. I assume that fees charged by the different PROs are similar. In fact, I have mostly considered PROs belonging to PRO-Europe, the umbrella organisation for European packaging recycling schemes using the trademark "The Green Dot". PRO Europe diffuses reports on their members' commercial policy, which have been used for constructing the dataset.

Commercial policies of PROs go to very simple (one fee per material : cardboard, glass, plastics, metals) to very detailed : e.g. differentiation between plastic resins, differentiation between aluminium and steel, additional fees for composite packaging and non-recyclable materials, industrial vs. household packaging, function of the packaging (primary, secondary, tertiary), etc.

For plastics, I decide to create a dimension *PET* either equal to the PET fee when existing, or to the plastic fee. Often, PROs distinguish between "PET" and "other plastics". Some PROs only have a category "plastics". In addition, I create a dimension *Plastics*, which is a weighted average of the different plastic resin fees when existing, or equal to the plastic fee. The weighting given to each criterion relies on numbers found in [Fost Plus \(2004\)](#) : 40% PET, 5% HDPE, 55% other plastics.

For metals I create two dimensions *Aluminium* and *Steel*. Following the same reasoning, the *Aluminium* fee is either equal to the aluminium fee when existing, or the metal fee. Therefore it happens that both dimensions, *Aluminium* and *Steel*, are redundant.

For paper and cardboard, it happens that PROs distinguish between paper and cardboard and composite paper and cardboard (e.g. juice carton with an aluminium component). I therefore create a dimension *Paper and Cardboard* equals to the paper and cardboard fee, and a *Paper and Cardboard* including *Composites* which is a weighted average, calculated as follows : 90% Paper and cardboard, 10% drink beverages. The weighting given to each criterion relies on numbers found in [Fost Plus \(2004\)](#). When no distinction exists between paper and cardboard, and composite paper and cardboard, both dimensions are redundant.

For glass packaging, I simply use the glass fee.

To further ensure comparison between countries, the construction of the variable *EPR* only encompasses :

- Household packaging
- Packaging being the closest to the product to be packaged (e.g. sales packaging, primary packaging) if fees are differentiated according to the packaging type.
- Weight-based component of the contribution (i.e., I exclude unit-based fees and participation/membership fees)

Annual membership fees do not provide incentives to eco-design of packaging. Hence excluding them from the database is not a problem. Nevertheless, unit fees

provide incentives to remove group packaging. It is very complicated to control for unit-based pricing since the pricing methodology is not constant overtime. For example in France, the unit-based pricing was first differentiated according to the packaging volume, then to the weight-based contribution (lighter packaging have lower unit-based fee). As unit fees are solely used in three countries (Greece, France, Spain), removing these countries from the econometric sample as robustness check is sufficient.

The EPR variable does not include national VAT.

The main data source is PRO-Europe reports, where PROs usually report their commercial policy⁴⁶ and personal communication with PROs.

Data stem from the following sources : **Austria** : ARA Recycling ; **Belgium** : Fost Plus, PRO-Europe ; **Bulgaria** : PRO-Europe ; **Cyprus** : PRO-Europe ; **Czech Republic** : PRO-Europe ; **Estonia** : PRO-Europe ; **Finland** : Finnish Packaging Recycling RINKI ; **France** : Citeo (former Eco-Emballages) ; **Germany** : PRO-Europe ; **Great Britain** : The Environment Exchange ; **Greece** : PRO-Europe ; **Hungary** : PRO-Europe and RSM Hungary Tax and Financial Advisory Services ; **Ireland** : Repak Limited ; **Italy** : CONAI Consorzio Nazionale Imballaggi ; **Latvia** : PRO-Europe ; **Lithuania** : PRO-Europe and Žaliasis taškas ; **Malta** : PRO-Europe ; **Netherlands** : Afvalfonds Verpakkingen and PRO-Europe ; **Poland** : Rekopol and PRO-Europe ; **Portugal** : PRO-Europe ; **Romania** : PRO-Europe ; **Slovakia** : PRO-Europe ; **Slovenia** : PRO-Europe ; **Spain** : PRO-Europe ; **Sweden** : PRO-Europe.

All data are converted in euro when needed using yearly averages of exchange rate from the European Central Bank.

II.C Construction of the *greenvote* variable

Green votes are a valuable indicator for citizens' environmental concerns (Schumacher, 2014). I collect data from the Norsk Senter for Forskningsdata (NSD), which provides data on results for several elections (presidential, parliamentary, European) for 34 countries (mostly EU members) between 1990 and 2013.

I choose to consider parliamentary elections, because not every country held presidential elections. In parallel, in presidential regimes, these elections may be concentrated around charismatic figures rather than parties or ideas. I exclude European elections because of the low turnout.

Table II.C.1 lists parties that I identified as “green” in parliamentary elections. Share of votes allocated to green parties are then compiled under a same share “green votes”.

46. At the exception of Germany, Duales System Deutschland since 2010 ; Malta, GreenPak since 2013 ; Slovakia, ENVI-PAK since 2011.

II.C. CONSTRUCTION OF THE GREENVOTE VARIABLE

Green parties sometimes form coalition with other parties. For example, in Portugal, the Green party is associated with the Communists so that it is impossible in the data to distinguish green voters from communists. While some green voters may have been dissuaded from voting for this coalition if they do not share communist ideas, I decide to still include coalitions' election results as green votes.

In addition, there exists farmer and peasant movements, which have some ecological claims. However the movements seem to specifically call for more consideration for farmers and peasants. I therefore decide to exclude peasant movements when they are not in coalition with more general green parties, because they seem specific to one category of the population. If there are several rounds, I use results from the first round (except for Germany where the second round corresponds to the round where citizens choose a party, while in the first round people vote for a personality).

The imputation strategy for missing values between two election dates that is used, is to replace missing values with the latest available value (most recent election). This strategy corresponds to the assumption that people do not change their mind between two election dates, and only think about whether they want a greener society during the election time. While this can be considered a strong assumption, I believe that it is less that assuming that citizens linearly increase or decrease their green preferences between two elections. Also, this would introduce more within variations, which could affect the coefficients.

TABLE II.C.1 – Green parties identified in Parliamentary elections

Country	Green parties identified
Austria	Grüne (Die Grünen); VGÖ (Vereignite Grüne Österreichs); GAL (Grüne Alternative)
Belgium	ECOLO - "Confederated ecologists for the organisation of original struggles" (Écologistes Confédérés pour l'organisation de lutttes originales) ; Green! (Groen!)
Bulgaria	Green Party of Bulgaria (Zelena Partija); The Greens (Zelenite)
Cyprus	The Ecological and Environmental Movement (Kinima Oikologoi Perivallontistoi)
Czech Republic	Green Party (Strana zelenych)
Estonia	ERo - Estonian Greens (Eesti Rohelised)
Finland	Green League (Vihreä Liitto/Gröna Förbundet)
France	The Greens (Les Verts); Ecology Generation (Génération Écologie); Miscellaneous Ecologist (Divers écologiste); Ecologiste
Germany	Alliance '90 (Bündnis 90); The Greens (Grüne) (both merged in 1993); Ecological Democratic Party (Ökologisch-Demokratische Partei); Human Environment Animal Welfare (Mensch Umwelt Tierschutz)

Greece	OIK.PRAS. - Ecologist Greens (Oikologoi Prasinoi)
Hungary	None
Ireland	Green Party (Comhaontas Glas)
Italy	Left Ecology Freedom (Sinistra Ecologia Libertà); Federation of the Greens (Federazione dei Verdi)
Latvia	Latvia's Green Party (Zalais saraksts); Union of the Green and Farmers ("Zalo un Zemnieku savienība")
Lithuania	Lithuanian Peasant and Greens Union (Lietuvos valstieciū ir žaliųjų sąjunga)
Malta	None
Netherlands	Green Left (Groenlinks); Party for Animals (Partij voor de Dieren)
Poland	None
Portugal	Ecologist Party "The Greens" (Partido Ecologista "Os Verdes"), in coalition with the Portuguese Communist Party
Romania	Ecological Movement of Romania (Miscarea Ecologista din Romania); Romania Ecologist Party (Partidul Ecologist Roman)
Slovakia	Green Party (Strana zelených); Green Party in Slovakia (Strana zelených na Slovensku)
Slovenia	The Green Party of Slovenia (Zeleni Slovenije)
Spain	None
Sweden	Green Party (Miljöpartiet de Gröna)
United Kingdom	Green Party

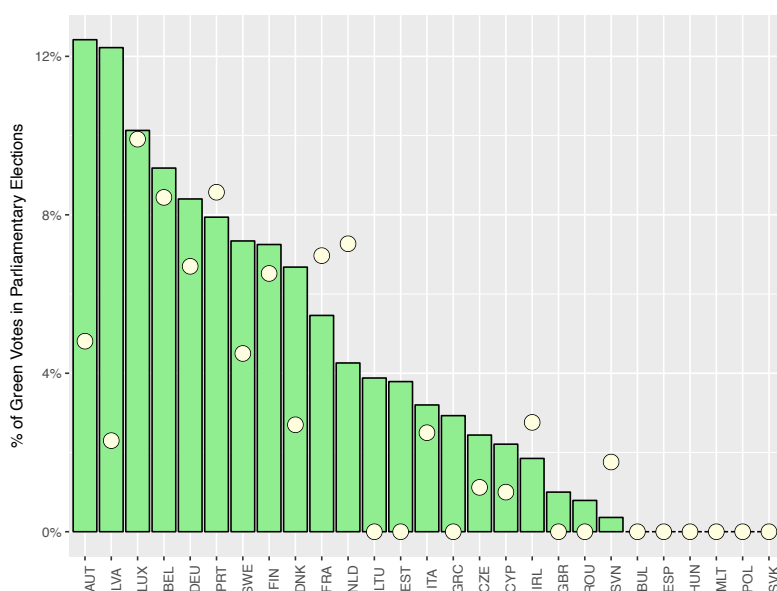


FIGURE II.C.1 – Green Votes (%) in Parliamentary Elections in 2013 and 1998

Source: own graph; data : NSD, European Election Database

LEGEND [bar : 2013; circle :1998]

Figure II.C.1 displays election performances of green parties in European countries in 2013 and 1998. Top countries, whose green parties collect more than 8%

of the votes are Austria, Latvia, Belgium and Germany. For Austria and Latvia, this score represents quite a substantial evolution as compared to 1998. Some other countries, (i.e., Spain, Slovakia, Poland, Malta, Hungary and Bulgaria) experience 0% of votes for green parties. Note that I did not include the peasant party for Poland (that accounts for around 8% of the votes).

II.D Construction of the material *price* variable

Material prices are proxied by import unit value (€/t) from the BACI database, provided by the CEPII. To get unit values, import flows in US dollars (USD) are divided over the same flows in tonnes. USD are then converted to euros, using exchange rates annual data from Eurostat (year average). I use the product classification established by [Dussaux and Glachant \(2014\)](#) to target flows of materials.

I use imports because I believe that it represents a better proxy of material prices than export prices, which rely on domestic production capacity. I assume that if countries want to produce packaging, they will either use materials produced nationally (for which price information is not available) or import materials, whose prices are competitive with national prices.

For aluminium and steel, I use prices of secondary materials because primary materials exhibit too extreme variations. This should not be a major issue since recycling of metals do not alter the metals' properties ([Wernick and Themelis, 1998](#)). Accordingly, recycled and primary metals should be close substitutes and present similar price evolution.

For plastics, I also use prices of secondary materials because primary materials are not available in the database. This may be more of a problem, since unlike metals, the properties of plastic resins cannot be fully restored through recycling ([Wernick and Themelis, 1998](#)). Prices of secondary plastics may sometimes decorrelate from primary materials. However, price of primary plastics should be linked to fuel prices, that are included in the econometric regression.

As shown in [Figure II.D.1](#), there exist important differences between material prices that are likely to affect decisions on product design. Malta is excluded from the graphic, because it has extreme values.

Intra-country variations are very large, in particular for plastics and glass, which may question the accuracy of import unit value.

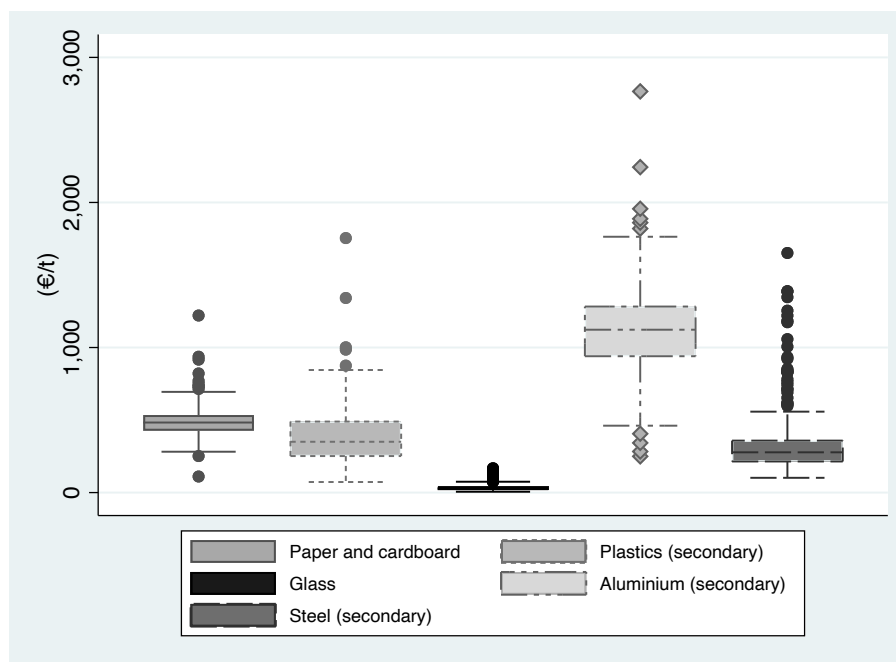


FIGURE II.D.1 – Material prices (€/t), year 2005-2015, excluding Malta.

II.E Simulations

Simulations of EPR compliance costs are run for several commonly consumed products, in order to grasp how expensive are EPR compliance costs to firms. I rely on items given as examples in [Eco-Emballages \(2015\)](#) and 2015 EPR compliance costs, when available.

- 370g jam in glass jar with steel lid (Table II.E.1)
- 1.5 l mineral water in PET bottle with HDPE stopper (Table II.E.2)
- 33 cl aluminium can (Table II.E.3)

These simulations rely on the assumptions that sale prices are identical across European countries. Unit fees are used in the simulations. Unit fees are charged per item of packaging and are used in Greece (HE.R.R.C.o; 0.04 € cent), France (Citeo, from 0.01-0.07 € cent) and Spain (Ecoembes, 0.28 € cent for glass only). along with a weight-based fee.⁴⁷ [Eco-Emballages \(2015\)](#) reported in 2015 that unit fees would reach 25% of firms' total financial contribution at most.

47. Prior to 2012, glass packaging in Ecoembes, Spain was only subject to unit-based fees.

II.E. SIMULATIONS

TABLE II.E.1 – 370g jam in glass jar with steel lid

country	2015 glass tariff (€/t)	174g glass (€)	2015 steel tariff (€/t)	8,5g steel (lid; €)	unit-based fees (€)	total contribution (€)	supposed price (€)	share of the contribution in price
AUT	82,0	0,014	240,0	0,002		0,016	1,5	1,1%
BEL	23,3	0,004	47,1	0,000		0,004	1,5	0,3%
BGR	30,7	0,005	21,0	0,000		0,006	1,5	0,4%
CYP	29,1	0,005	95,4	0,001		0,006	1,5	0,4%
CZE	66,7	0,012	58,0	0,000		0,012	1,5	0,8%
EST	102,3	0,018	255,0	0,002		0,020	1,5	1,3%
FIN	105,0	0,018	54,0	0,000		0,019	1,5	1,2%
FRA	12,1	0,002	31,5	0,000	0,00136	0,004	1,5	0,2%
DEU (2009)	74,0	0,013	272,0	0,002		0,015	1,5	1,0%
GRC	10,9	0,002	21,0	0,000	0,0008	0,003	1,5	0,2%
HUN	61,3	0,011	61,3	0,001		0,011	1,5	0,7%
IRL	9,2	0,002	78,5	0,001		0,002	1,5	0,2%
ITA	20,8	0,004	20,3	0,000		0,004	1,5	0,3%
LVA	62,0	0,011	68,0	0,001		0,011	1,5	0,8%
LTU	62,0	0,011	39,0	0,000		0,011	1,5	0,7%
MLT (2012)	118,8	0,021	126,0	0,001		0,022	1,5	1,4%
NLD	59,5	0,010	21,2	0,000		0,011	1,5	0,7%
POL	17,9	0,003	9,6	0,000		0,003	1,5	0,2%
PRT	16,1	0,003	84,5	0,001		0,004	1,5	0,2%
ROU	16,8	0,003	11,5	0,000		0,003	1,5	0,2%
SVK (2010)	23,2	0,004	26,6	0,000		0,004	1,5	0,3%
SVN	33,0	0,006	66,0	0,001		0,006	1,5	0,4%
ESP	19,7	0,003	85,0	0,001	0,0028	0,007	1,5	0,5%
SWE	nd		383,8	0,003		nd	1,5	nd
GBR	23,6	0,004	20,7	0,000		0,004	1,5	0,3%

TABLE II.E.2 – 1.5 l mineral water in PET bottle with HDPE stopper

country	2015 PET tarif (€/t)	31.5 g PET (€)	2015 HDPE tarif (€/t)	2g (HDPE; €)	unit- based fees (€)	total contri- bution (€)	supposed price (€)	share of the contribution in price
AUT	565,0	0,018	565,0	0,001		0,019	0,3	6,3%
BEL	109,0	0,003	109,0	0,000		0,004	0,3	1,2%
BGR	80,3	0,003	80,3	0,000		0,003	0,3	0,9%
CYP	105,9	0,003	105,9	0,000		0,004	0,3	1,2%
CZE	190,5	0,006	190,5	0,000		0,006	0,3	2,1%
EST	409,0	0,013	409,0	0,001		0,014	0,3	4,6%
FIN	80,0	0,003	80,0	0,000		0,003	0,3	0,9%
FRA	242,2	0,008	280,6	0,001	0,001	0,010	0,3	3,2%
DEU (2009)	1296,0	0,041	1296,0	0,003		0,043	0,3	14,5%
GRC	66,0	0,002	66,0	0,000	0,001	0,003	0,3	1,0%
HUN	183,9	0,006	183,9	0,000		0,006	0,3	2,1%
IRL	89,2	0,003	89,2	0,000		0,003	0,3	1,0%
ITA	188,0	0,006	188,0	0,000		0,006	0,3	2,1%
LVA	149,0	0,005	149,0	0,000		0,005	0,3	1,7%
LTU	62,0	0,002	55,0	0,000		0,002	0,3	0,7%
MLT (2012)	104,5	0,003	104,5	0,000		0,004	0,3	1,2%
NLD	387,6	0,012	387,6	0,001		0,013	0,3	4,3%
POL	4,5	0,000	4,5	0,000		0,000	0,3	0,1%
PRT	200,8	0,006	200,8	0,000		0,007	0,3	2,2%
ROU	27,0	0,001	11,9	0,000		0,001	0,3	0,3%
SVK (2010)	21,6	0,001	21,6	0,000		0,001	0,3	0,2%
SVN	58,0	0,002	90,0	0,000		0,002	0,3	0,7%
ESP	377,0	0,012	472,0	0,001		0,013	0,3	4,3%
SWE	200,4	0,006	200,4	0,000		0,007	0,3	2,2%
GBR	62,0	0,002	62,0	0,000		0,002	0,3	0,7%

TABLE II.E.3 – 33 cl aluminium can

country	2015 aluminium tariff (€/t)	16g aluminium (€)	unit-based fees (€)	total contribution (€)	supposed price (€)	share of the contribution in price
AUT	290,0	0,005		0,005	0,5	0,9%
BEL	39,7	0,001		0,001	0,5	0,1%
BGR	73,6	0,001		0,001	0,5	0,2%
CYP	21,4	0,000		0,000	0,5	0,1%
CZE	77,2	0,001		0,001	0,5	0,2%
EST	255,0	0,004		0,004	0,5	0,8%
FIN	90,0	0,001		0,001	0,5	0,3%
FRA	92,8	0,001	0,00068	0,002	0,5	0,4%
DEU (2009)	733,0	0,012		0,012	0,5	2,3%
GRC	8,8	0,000	0,0004	0,001	0,5	0,1%
HUN	61,3	0,001		0,001	0,5	0,2%
IRL	83,6	0,001		0,001	0,5	0,3%
ITA	45,0	0,001		0,001	0,5	0,1%
LVA	68,0	0,001		0,001	0,5	0,2%
LTU	39,0	0,001		0,001	0,5	0,1%
MLT (2012)	61,8	0,001		0,001	0,5	0,2%
NLD	21,2	0,000		0,000	0,5	0,1%
POL	28,7	0,000		0,000	0,5	0,1%
PRT	144,7	0,002		0,002	0,5	0,5%
ROU	27,8	0,000		0,000	0,5	0,1%
SVK (2010)	39,8	0,001		0,001	0,5	0,1%
SVN	61,0	0,001		0,001	0,5	0,2%
ESP	102,0	0,002		0,002	0,5	0,3%
SWE	236,2	0,004		0,004	0,5	0,8%
GBR	71,0	0,001		0,001	0,5	0,2%

Chapitre III

Recycling in a Globalised Economy

Recycling in a Globalised Economy

Developing a circular economy (CE) through waste recycling has become the new paradigm to sustain non-renewable resources. But, what does implementing a CE in a globalised economy mean, after all? Waste generated by consumption, i.e. including imports, will not necessarily coincide with material needs of the national production, i.e., including exports. Furthermore, countries may have access to cheap virgin materials. This material mismatch, as well as country heterogeneity in waste disutility and costs, will give rise to international trade strategies or interactions with the environment. In this paper, I offer a new perspective on recycling policies, taking into account international trade and national material imbalances.

JEL classification : Q53 ; H23 ; L33 ; L51.

Keywords : Circular Economy, International Trade of Waste, Environmental Policy

Plan du chapitre

1	Introduction	210
2	Literature review	214
3	Context and empirical analysis	217
3.1	Context	217
3.2	Empirical analysis	219
4	The model	228
4.1	Autarky in resources	228
4.2	International trade of secondary materials	231
4.3	Partial equilibrium	236
4.4	Recycling policies	239
5	Conclusion	245
	Appendix	247
	III.A Notations	247
	III.B Waste trade data	248
	III.C Waste market	250
	III.D Unicity of markets	251
	III.D.1 Existence of a (unique) waste market	251
	III.D.2 Existence of the waste market with a negative price	253
	III.D.3 Existence of a (unique) recycles market	254
	III.E Recycling policies in a partial equilibrium	256
	III.E.1 Local recycling as residual material demand	256
	III.E.2 Local recycling as a response to local waste pollution	258

1 Introduction

Developing a *Circular Economy* (CE), limiting waste generation, and using waste as a resource, has become the new paradigm to sustain resources and preserve ecosystems. The transition to a CE, while virgin materials are still affordable and recycling techniques costly, must be accompanied by public policies. In European countries, for packaging waste, a key strategy has been to develop curbside collection programs and to introduce recycling objectives. For instance, the European Commission requires packaging waste to be recycled at 65% by 2025.¹

Korhonen et al. (2018) define the CE as a local concept. However, the world economy is globalised and so are material flows. So far, recycling policies have been implemented without the aim to deglobalise material flows. Globalised markets imply differences in trade physical volumes (even for an equilibrated trade balance in value; Dittrich and Bringezu, 2010; Dittrich et al., 2012), due to different product specialisation, consumption patterns and local resource availability. On average, developed countries are net importers of materials embodied in trade, as statistically shown by Dittrich and Bringezu (2010) and Dittrich et al. (2012).

Indeed, with international trade in final products, countries may develop diverse product specialisation of different material intensities (e.g., financial services versus manufacturing). In turn, this could cause a mismatch between the waste that is generated from consumption and the materials that are needed for production. Throughout the paper, I will refer to this phenomenon as *material imbalance*. These imbalances may also be due to growth dynamics.

In principle, a stationary and closed CE would lead to a periodic balance between post-consumption waste and the use of materials in production², with extraction only compensating for the dissipated losses of material during the product life span and in the recycling process.³ Should international markets stay as integrated as they are, a globalised CE will close the loop with trade in materials.⁴ Figure III.1, illustrates a closed CE with material imbalances due to international trade. This graphic neglects the phenomenon of materials' irreversible losses, only key in dynamic analyses. At present, virgin resources are still largely available (*unbinding material constraint*). However, these imbalances may still represent driving forces in recycling decisions and impact the profitability of such operations.

1. Directive 2018/852, (amending Directive 1994/62/EC). These targets are also defined at the packaging material level : for instance, 50% for plastic and aluminium, 75% for paper and cardboard, 70% for ferrous metals (Directive 2018/852). These percentages are defined as the share of recycled waste over nationally generated waste.

2. This reasoning is only applicable to technical long-lasting materials (i.e., metals, plastics) and excludes organic biodegradable material and natural cycles.

3. It is widely acknowledged that a 100% recycling scenario is impossible because of material dispersion and irreversible losses in the recycling process (also referred to as thermodynamic limits; Korhonen et al., 2018; Missemmer, 2013).

4. The economy might not remain globalised in the long run if the material constraint becomes binding. This question is left for future research.

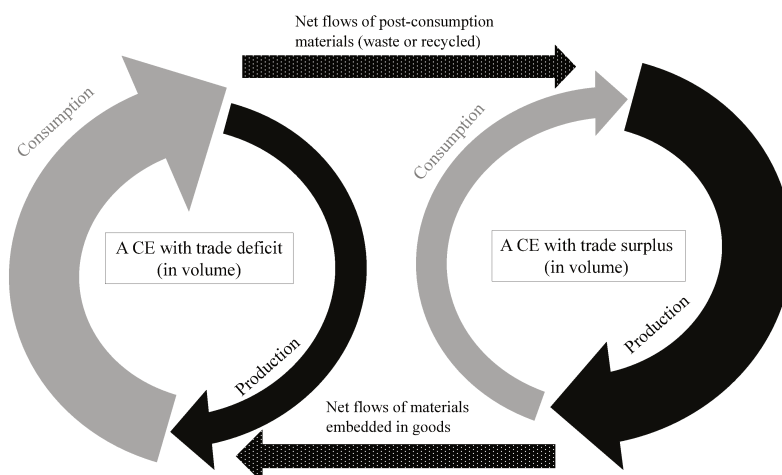


FIGURE III.1 – *Illustration of a binding material constraint in a globalised circular economy*, Author’s figure

Currently, the globalisation of trade is already present at the level of downstream material flows. In 2016, international trade of waste accounted for 0.6% of global trade value and 94 billion USD (OECD, 2018a). This represented 218 million tonnes of waste (of which, 94% : metals, papers and plastics), mostly flowing from Western economies to developing Asian economies. The European law forbids waste exports *for disposal* outside of the EU and EFTA countries.⁵ But *exports for recycling* are allowed and count for the achievement of the recycling objectives defined by the European Commission (compliance exports). In 2016, 11.5% of the 27 million tonnes (Mt) collected post-consumer plastic waste in the European Union (EU) has been recycled outside the EU (Plastics Europe, 2017). These last decades, China has become the main importer of waste in the world, to feed its production (Velis, 2014; Bernard et al., 2012). While its own collection system remained underdeveloped, many Western economies were relying on China as an end-market for recyclable waste management (Velis, 2014). We provide more context on European waste exports and a statistical analysis in Section 3.

This paper aims at characterising the existence of an international market of (post-consumption) waste. The model solely considers recyclable waste. Here, we refer to “waste” as a material resulting from consumption that contains a harmful aspect and that can be used as an input in a production process, if recyclable. By “recyclable”, we mean that the waste can be recycled because the recycling operation is compatible with current economic and technological conditions.⁶ However, this will not necessarily mean that the waste will be recycled (e.g., not the most profitable option) or that it can be sold at a positive price. In particular, we are interested in the interactions of the waste market with national recycling policies.

5. Regulation n° 1013/2006 (Art 31).

6. In particular, in the model, it will mean that the recycling operation does not increase production costs to a level that would question the production volume.

The EU represents our reference framework in terms of recycling policies.

The first interaction studied is the contribution of exports from the EU to its main destinations (China, Hong-Kong, Turkey) on European declared recycling rates over the period 1998-2016 for 3 materials (plastics, paper and cardboard, metals). We find that a 1% increase in waste exports is associated with a 1 pp increase in packaging recycling rates. However, the coefficient loses its significance when adding year fixed-effects, suggesting that exports respond to annual economic and material conditions (e.g. annual increase of waste). From the results of the theoretical model, this coefficient could represent a lower bound of the EU dependence to developing countries for waste management, as low recycling compliance may incentivise to increase exports.

We then theoretically analyse countries' trade, disposal and recycling decisions according to their material imbalances, national economic conditions and global market prices (waste and recyclates). We adopt a static analysis. The model makes several assumptions, of which, the existence of unbinding material constraints, a competitive extraction industry and a shortage in primary materials. We exclude trade in virgin resources to simplify the analysis in order to focus on the downstream sector. We characterise a waste-exporter profile, presenting low collection costs, but high disposal and recycling costs, and a waste-dominated material imbalance, as opposed to the waste-importer profile.

Under the model's assumptions, we show that a waste market emerges between two countries if there is sufficient asymmetry in their material balance, collection, recycling and disposal costs, as well as low transportation costs between the exporting and the importing countries. Western economies, generating large amounts of waste, have developed mature and subsidised curbside collection systems, and landfill pricing (ADEME, 2017). China, considered as the world's factory, has important material needs. Transportation costs between the EU and China are very low, due to reverse haulage (Kellenberg, 2010).⁷ From the model, a waste market logically emerges between these two places.

In the model, the impact of waste trade on global recycling is zero. Waste exports displace disposal to the importing country, although being recycled, because it substitutes to national waste collection and recycling. This finding is consistent with Chinese declarations, stating that the ban on waste imports was a measure to stimulate domestic recycling (ISWA, 2018). This is an important result for the literature and public debates, that have so far focused on the waste haven hypothesis/trade in waste for disposal (Copeland, 1991; Kellenberg, 2012) and/or considered trade in waste as a way to increase global recycling while minimising economic costs (OECD, 2018a).

We find that the waste price may be positive under sufficient material demand, or negative if the harmful aspect dominates, or equal to zero. This result is in line with the waste literature (Baumgärtner and Winkler, 2003; Baumgärtner, 2004; Lupton, 2017; Badgett et al., 2019). As we focus on trade in waste for recycling

7. According to the countries' recycling cost advantage, residual materials are exported in the form of waste or recyclates.

(considered as the legal option), we must restrict the possibility of the price of becoming too negative. Otherwise waste streams may be redirected to the illegal stream (exports for landfill). This condition on the waste price is called "absence of illegal trade". It is satisfied when countries' residual material needs are sufficiently high compared to the differential of countries' disposal costs.

In a second part of the model, we analyse the impacts of a strengthening in the recycling policies in the waste-exporting country on local recycling and waste exports. By strengthening, we mean more disposal taxes and subventions on collection and recycling; or the implementation of recycling obligations (recycling rate, incorporation rate). Under a certain threshold of disposal taxes and subventions on collection and recycling, the policy has no effect on local recycling but tends to favour waste exports. Above this threshold, local recycling increases. The effect on waste exports remains ambiguous. And, where we find an export decrease, the condition of "absence of illegal trade" becomes more restrictive. This means that favourable economic conditions for illegal trade become more likely. Secondly, the efficiency of recycling and incorporation⁸ objectives is analysed. For a given waste price and an unconstrained waste demand, recycling targets for waste-exporting countries tend to incentivise to waste exports rather than local recycling. Conversely, incorporation rates are more efficient than recycling targets in increasing local recycling for a waste-exporter profile.

The contribution of this paper to the economic literature is threefold. This research is the first that aims at characterising the existence of waste trade for recycling. Hence, it contributes to the literature on waste trade, that until now mainly focused on disposal strategies and the waste haven hypothesis (Copeland, 1991; Baggs, 2009; Kellenberg, 2010, 2012), and illegal trade flows (Copeland, 1991; Bernard, 2015; Sun, 2019). Finally, it analyses recycling policies in light of globalised material flows, as Glachant and Touboul (2019) and García-Barragán and Zelity (2019). To the best of my knowledge, this is also the first paper in the international trade and the circular economy literature that uses the concept of material imbalance to characterise international markets of waste and recycled materials.

Section 2 reviews the related literature and the contribution of this paper in more details. Section 3 presents some context on international waste trade and the empirical analysis of waste trade and waste recycling data. We present the model in Section 4 : 4.1 considers the theoretical analysis in resource autarky, and 4.2 with several countries trading post-consumption materials. Section 4.3 builds a partial equilibrium with two countries. Section 4.4 discusses the efficiency of recycling policies when downstream material flows are globalised. Section 5 concludes.

8. Share of recycled materials used in new products.

2 Literature review

This research is linked to the CE literature, where the principle of material balance or mass balance constraint is central, as this field aims to study the circulation of matter in and out the economy (Anderson, 1987; Pittel et al., 2010; Yokoo and Kinnaman, 2013; Sugeta and Shinkuma, 2012; García-Barragán and Zelity, 2019; Zhou and Smulders, 2021). Anderson (1987)'s mass balance constraint equals material inputs to output plus the incomplete use of material inputs. The author also uses a material balance for energy, equal to its energy conversion components. Pittel et al. (2010) use a material balance for describing accumulation of waste over time; Sugeta and Shinkuma (2012) to express the supply of recycled materials, and Yokoo and Kinnaman (2013), for distinguishing the material flows of disposal and reuse after consumption. García-Barragán and Zelity (2019) uses a material balance constraint to ensure that raw materials and recycled materials do not exceed physical inputs involved in each industrial process. Zhou and Smulders (2021)'s material balance expresses the transformation of virgin resources to waste over time. In this research we use a static material balance constraint, where output weight equals the weight of inputs (virgin and recycled). The innovation lies in that waste inputs can be local or foreign, and pertain to trade decisions.

This research is also linked to the literature on international trade, and in particular, international waste trade. The theory of comparative advantage predicts that a country will specialise in the activity where it has the highest relative productivity (Ricardo, 1817). Hence, this may generate geographical imbalances of material flows between countries if, in a two-country setting, one country specialises in a material-intensive production and the other one in services. Notably, material flows accounting is an expanding discipline (Fischer-Kowalski et al., 2011). Dittrich and Bringezu (2010) and Dittrich et al. (2012) use this methodology to analyse the physical dimension of international trade, and compute physical trade balances.⁹ Dittrich and Bringezu (2010) show that, on average, developed countries are net importers of materials (embedded in raw materials and goods), while developing countries are net exporters. However, there are important differences within these groups, and Australia and Canada stand as important exceptions (large exporters). The dominant traded commodity is fossil fuel, in the form of oil.

In addition, following Ricardo's theory, recycling activities may develop where it is comparatively more cost-effective. As environmental norms and recycling standards increase costs, this could shift recycling activities, and thus waste, to countries with laxer environmental standards and lower labour protection and costs. Kellenberg (2012) uses bilateral waste trade data and an index of environmental stringency for 92 countries and finds that waste imports increase for a country whose environmental regulations deteriorate vis-à-vis its trading partner. Hence, the author provides evidence for a "waste heaven effect". Baggs (2009) analyses the case of toxic waste to be disposed of. She finds a waste heaven effect of lower magnitude than capital abundance. Her results suggest, in line with Antweiler et al. (2001), that a comparative advantage for dirty industries is capital abundance.

9. They use UN Comtrade Data for categories 0 to 9.

Although trade in waste is under legal control of international treaties, such as the Basel Convention¹⁰; illegal waste (e.g. non-recyclable, contaminated, non-reusable) can be mixed with legal waste flows (Bernard, 2015). Copeland (1991) considers non-recyclable waste to be disposed of. In his model, he shows that the optimal tax should be lower in the presence of illegal disposal, and that trade restrictions can improve welfare. In 2013, Chinese authorities launched a series of border controls on waste imports, to decrease the entry of waste not respecting purity standards¹¹. Sun (2019) uses a diff-in-diff model and shows that this operation had a significant deterrent effect on the waste imported into China. Since then, China has taken significant trade restrictions. Bernard (2015) theoretically analyses the drivers of illegal waste movements. She shows that more stringent regulations in the North can reduce products' reusability of Northern firms. In turn, the flow of non-reusable (illegal) waste to the South increases.

Yokoo and Kinnaman (2013) and Bernard (2015) analyse waste trade for reuse, where a used durable good in the developed country can be sent for reuse in the developing country. In Yokoo and Kinnaman (2013), the disassembly process is labour-intensive and takes place in the country where the good has been last consumed. The authors show that taxes on waste or import taxes in the developing country can lead to the social optimum. In the absence of such policies, the disposal tax in the developed country should be lowered to external marginal costs in the developing country. Strategies of trade for reuse are different than that of recycling, because they pertain to consumption patterns and are decorrelated from productive material needs. In both papers, Yokoo and Kinnaman (2013) and Bernard (2015) assume disposal after reuse.

The New Trade Theory (NTT), pioneered by Krugman in the 80s, stresses the importance of increasing return to scale, network effects in industries and transportation costs (Krugman, 1980; Helpman and Krugman, 1985). In the case of recycling, the consumers (of recycled materials) are producers of final products. Hence, if a country specialises in metal products ("home market"), it may gain economies of scale and other network benefits, as well as save transportation costs, by also specialising in metal recycling. Higashida and Managi (2014) consider imports from developed countries to developing countries and use a gravity model with five scrap commodities. They find that the higher wage/capita and GDP/population of an importing country the more recyclable waste it imports. They conclude that the demand for materials have strong effects on the import volume of recyclable waste. What was very much highlighted in the Chinese case is the 'backhauling' effect (Kellenberg, 2010) or 'reverse haulage' effect (Sun, 2019) : containers delivering goods in the EU or the US could come back to China full of waste, instead of empty. Hence this led to very low transportation costs for return trips. In his model, Kellenberg (2010) shows that low backhaul rates make it cheaper for the North to export its

10. The Basel Convention, controlling transboundary movements of hazardous wastes and their disposal is an international treaty. It classifies waste according to their hazardousness and establishes a protocol for the movement of hazardous waste across borders (of which, a ban).

11. Purity standards are for instance, accepting only a given percentage of residuals/impurities in sorted waste, requiring only the highest-grade secondary metals, etc.

waste to the South rather than dispose of it at home. This shows that waste trade patterns can also be affected by product trade flows, through transportation prices.

Sugeta and Shinkuma (2012) assume that waste trade is prohibited, and analyse environmental impacts of trade in recycled materials while considering vertically related markets and market power. Depending on the heterogeneity of recovery rates, trade is detrimental or beneficial to the environment. Like in our paper, they explore the conditions under which bilateral trade in recycled materials occurs. Their conditions differ, as they focus on monopoly pricing and do not include transportation and collection costs, nor material imbalances.

Waste trade can be seen as trade in resources, except that waste can have a negative impact on the environment. In the literature on trade in virgin resources, trade is seen as a risk of resource depletion. Hence countries may implement export barriers. Flaaten and Schulz (2010) theoretically demonstrate positive economic and environmental effects of an export tax on renewable resources. Vézina (2015) empirically shows that such barriers can give rise to illicit trade. Waste recycling can substitute to virgin resources to some extent. Hence economies could have incentives to retain valuable waste in their economy, if virgin resources are scarce. The story may be quite different for un-needed or hardly-recyclable waste as its disposal constitutes a social cost. Under environmental regulation or disutility, waste is a *bad*, and countries may adopt polluting export strategies (Copeland, 1991; Kellenberg, 2012). For waste trade, country may more likely implement import barriers (e.g., Sun, 2019) than export barriers.

Trade in resources can be affected by recycling programs. García-Barragán and Zelity (2019) model how domestic large-scale recycling programs can impact the sectoral composition of economies trading raw materials with each other. They show that domestic recycling programs in rich resource-poor countries reduce demand of raw materials. In turn, this incentivises poor resource-rich countries to transition from mining to manufacturing. Their results match the empirical contribution of Dussaux and Glachant (2019), who show that increasing metal recovery by 10% reduces import of metallic raw material by 2%. In our research, we take the opposite approach, and look at waste trade assuming no trade in virgin resources.

Finally, our paper contributes to the waste literature on the question of the waste price ambivalence (Baumgärtner and Winkler, 2003; Baumgärtner, 2004; Lupton, 2017; Badgett et al., 2019). The term ambivalence was coined by Baumgärtner and Winkler (2003). Baumgärtner and Winkler (2003) explain that in Germany the price of paper waste¹² is sometimes positive, sometimes negative, or equal to zero, and argue that this ambivalence is due to environmental policies, market forces and technology. Baumgärtner (2004) theoretically models the shadow and competitive waste price and demonstrates its ambivalence under classical modelling assumptions (e.g., convexity, monotonicity). The drivers of ambivalence are rigidities in the supply of waste, limits to substitution between waste and virgin resources, and costly disposal. Using a model with calibration, Badgett et al. (2019) find that negative organic waste prices in the United States are due to disposal costs

12. Of categories 1.02 and 1.03.

and landfill bans, in line with [Lupton \(2017\)](#)'s results on manure. We confirm the theoretical existence of waste price ambivalence in an international setting and its link with trade for disposal.

3 Context and empirical analysis

3.1 Context

In the last decades, China became the main player in the world's recycling industry. In 2012, 28% of total waste exports was directed to China ([Bernard et al., 2012](#)). Imported waste materials were notably, cardboard, for its production of packaging, plastics and scrap metals ([Bernard et al., 2012](#); [Velis, 2014](#)). In 2009, the majority of China's paper and cardboard production (86.4 Mt) was relying on recycling activities (72%). 44% of the recycled paper consumption was of foreign origin ([WRAP, 2011](#)).

The same year, virgin plastic consumption was estimated at 52 Mt whereas recovered plastics consumption stood at 18 Mt, of which 8 imported Mt (net of exports). Between 1992 and 2016, China and Hong-Kong have accounted for 72.4% of cumulated global plastic waste imports (170.5 MMt) ([Brooks et al., 2018](#)), to fuel local industrial demand ([Velis, 2014](#)). Most of the demand (2009) came from the packaging (43%, bottles and bags), construction (14%) and appliance (14%) sectors ([WRAP, 2011](#)). In contrast, in Europe, the main demand for recycled plastics stems from the construction sector as purity standards for food and beverage packaging are very high ([Plastics Europe, 2019](#); [Gontard, 2020](#)). With the data from [Plastics Europe \(2019, 2020\)](#), we estimate the incorporation rate of recycled plastics in plastic products to be at 7% in 2018 in European countries. Therefore, the exports of plastic waste to China cannot be explained by an insufficient production of plastic products in Europe.

Meanwhile, the recycling of Chinese domestic plastic waste remained incomplete and collection systems were still under development ([WRAP, 2011](#); [Velis, 2014](#)). Exact plastic waste generation in China (and hence recycling rates) is unknown, as a large part of recyclable plastic is managed by informal waste workers ([Xu et al., 2020](#); [Linzner and Salhofer, 2014](#)). According to [Velis \(2014\)](#) domestic waste generated in China was already twice the imports. [Brooks et al. \(2018\)](#) estimate that the considerable exports of plastic waste to China only added 10-13% of mass to the plastic waste already generated within the country, that is difficult to manage and lead to leakage in oceans ([Jambeck et al., 2015](#)). Therefore, imports of waste to China cannot be explained by insufficient waste quantities on the Chinese territory. These observations are consistent with our hypothesis of unbinding material constraints.

For the case of metals, Turkey stands as the world's leading scrap importer (18Mt, 2016) and the major buyer of European countries ([BIR, 2016](#)). Notably, Turkish steelmakers rely on scrap-fed electric arc furnace (EAF) technology to pro-

duce steel.¹³ The country has become the 8th biggest producer of steel in the world (33Mt, 2016) (BIR, 2016). Another important component of the steel supply in Turkey is the shipbreaking yards, accounting for 11% of the country's scrap iron demand (Neser et al., 2008). This latter activity is a source of environmental and occupational health threats. Neser et al. (2008) report that heavy metals and fluid wastes are present at the breaking site, located in a coastal area.

Trade of recyclable waste is common within and outside the EU (Bernard et al., 2012)¹⁴ and is under control of several international agreements (e.g. Basel Convention, Bamako Convention, European Community Law). In the EU, exports of packaging waste count for the achievement of the exporting country's recycling objectives (Directive 1994/62/EC, amended by Directive 2004/12/EC).¹⁵ In particular, the EU used to export about a half of its plastics destined to recycling, mainly to China (European Parliament, 2018). This means that exports of plastic waste could explain as much as 50% of recycling rates of European countries. Firstly, this questions the European dependency on foreign end-markets for waste management. Secondly, and in particular, exporting to developing countries may pose environmental and health problems due to lower environmental and security standards. Poorer standards and low labour costs may result in lower recycling costs, which should affect the decision on recycling activities' location, complementary to the waste heaven hypothesis of Kellenberg (2012).

In 2017, the Chinese government announced drastic reduction of waste imports, to protect its environment and citizens' health (Chinese Ministry of Environmental Protection, 2017).¹⁶ This "Chinese ban" consisted in the ban of the importation of certain types of waste, the setting of strict contamination limits as well as a reduction in the number of import licences to local businesses. This event resulted in a turmoil for the world recycling industry, and will likely make compliance with recycling objectives complicated for EU countries.¹⁷ After Chinese import restrictions, imports of plastic waste to South-East-Asian countries have sharply increased. After environmental scandals, these countries too, have restricted imports. China is now struggling to be self-sufficient from its own collection program and has started to slightly soften importation rules.¹⁸ Still, China holds an objective of banning

13. *Recycling Today*, October 3 2018 "As Turkey goes..." available at : <https://www.recyclingtoday.com/article/turkish-ferrous-scrap-market-report/>

14. Although less since the Chinese ban (2018).

15. The Directive specifies that this counts if there is sound evidence that the recovery and/or recycling operation took place under conditions that are broadly equivalent to those prescribed by the European legislation. The Directive 2018/852 later asks for more inspection and verification of recycling of waste out of the European Union. EU countries are also free to import packaging waste, although this does not count for their recycling obligations.

16. Imports of waste posed several environmental issues, e.g., legal waste flows were sometimes contaminated, mixed, un-recyclable.

17. A 2018 report of the European Commission already alarmed about 14 Member States being at risk of missing the 2020 target for municipal waste (European Commission, 2018b).

18. China reauthorized the importation of waste of higher quality by modifying importation standards (Bureau of International Recycling, own interview, 28/04/2020).

solid waste imports from 2021¹⁹ and increasing domestic recycling rates.²⁰

3.2 Empirical analysis

This section focuses on the 1998-2016 period, before the Chinese ban. The amount of recycled packaging waste reported by a Member State includes the packaging waste exported for recycling outside that Member State. We are interested in estimating the magnitude of the contribution of waste exports to developing countries to recycling performances, a legal obligation under the Community Law. Trade data have been retrieved from the BACI database (CEPII, via UN Comtrade). We focus on exports of the following waste materials : paper and cardboard, plastics, metals (steel and aluminium) ; because these are the main packaging materials (with glass). We decide to exclude glass packaging from the analysis, because glass waste is not much traded. The HS codes used are listed in Appendix III.B. Other variables have been constructed using Eurostat data.

Table III.1 presents descriptive statistics of the variables used in the analysis for 26 European countries²¹, 3 materials (plastics, paper and metals) and years 1998-2016, to main export destinations : China, Hong-Kong and Turkey. The statistical unit is one EU country in a given year. Information on waste generation and recycling is only available for *packaging* materials, whereas waste export data should encompass all types of (waste) goods for a given material. Nevertheless, European collection systems are mostly designed for packaging. In addition, packaging represents important material streams and have a short life span. 60% of collected household plastic waste is packaging in the EU (Plastics Europe, 2019). However, metals may include more types of goods (e.g. cars, appliances). As illustrated on Figure III.4 and shown in Table III.1, exports of metal scrap to Turkey is on average 1.6 time higher than the average metal packaging waste generation. Hence the comparison between packaging recycling rates and exports may be less relevant for metals. However, this does not prevent us to analyse if their variability are linked.

Regulation n° 1013/2006 bans the exportations of (all) waste for disposal outside the UE and the European Free Trade Association (Art. 34). Hence, from 2006, exports to China, Hong-Kong and Turkey are allowed for recycling and energy recovery only.²² In addition, exporting countries should respect the procedure chosen by the importer (interdiction, prior consent, controls). Figures III.1, III.2 and III.3 present the exports of the 26 European countries for respectively, paper, plastics and metals, to China, Hong-Kong and Turkey. Figures III.1 and III.2 do not include Turkey (and/or Hong-Kong) because export volumes were too small compared to

19. But may reclassify some "pure" waste materials as products (Bureau of International Recycling, own interview, 28/04/2020).

20. Reuters, 2019 *China plans to cut waste imports to zero by next year : official*, <https://www.reuters.com/article/us-china-waste-imports/china-plans-to-cut-waste-imports-to-zero-by-next-year-official-idUSKCN1R90AQ>

21. The members of the EU-27 minus Denmark and Luxembourg, and adding the United Kingdom, which withdrew from the European Union on January 31, 2020.

22. Directive 2006/12/EC (2006) lists more precisely all the operations that are considered as recovery.

3. CONTEXT AND EMPIRICAL ANALYSIS

those exported to China. The Figures show no important break in exports in 2006. Nevertheless, this does not allow us to conclude on the presence of disposal strategies and of illegal trade in the data. For instance, the waste could be exported allegedly for recycling and instead be dumped in the destination country, without any possibility of making sure that the recycling operation really took place.

We focus on exports to developing countries, although the European intra-trade represents important volumes (1/3 of total waste exchanges ; [Bernard et al., 2012](#)). The European trade includes disposal operation, while we want to focus on trade in waste for recycling. In addition, recycling in another Member State may pose less challenges in terms of environmental norms and resource supply security. Nevertheless, some examples illustrate that EU members are not exempt from waste mismanagement. The press reports waste imports from European countries to Bulgaria, where it is burned without the appropriate filters and rekindles health concerns in the country.²³

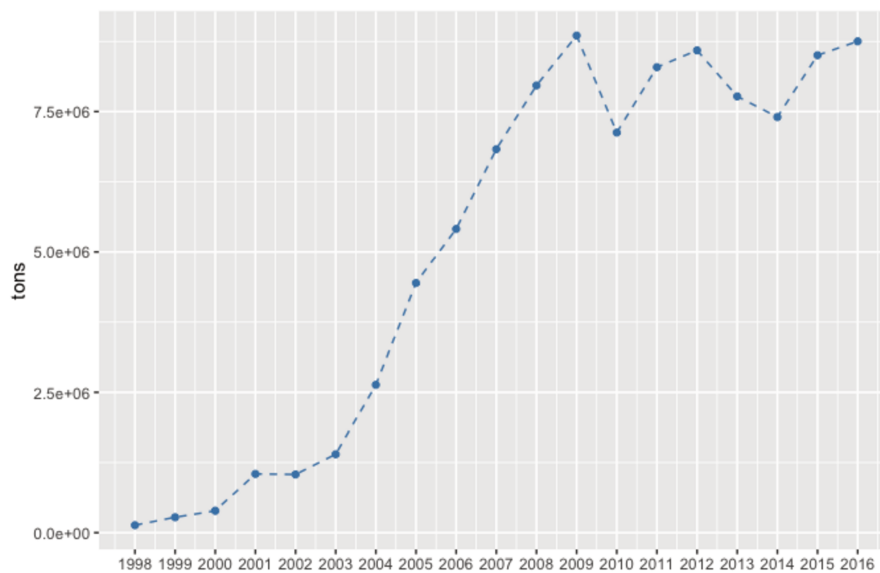
23. Reuters, 06/03/2020, press article available at : <http://www.reuters.com/article/us-bulgaria-environment-idUSKBN20T1FK> ; Le Courrier des Balkans, press article available at : <http://www.courrierdesbalkans.fr/La-Bulgarie-n-en-peut-plus-d-etre-la-poubelle-de-l-Europe>

TABLE III.1 – Descriptive Statistics (1998-2016, 26 EU countries)

Variable	Obs.	Mean	Standard Deviation	Min	Max
<i>Plastics</i>					
Packaging waste generated (tonnes)	408	555,040	830,563	50	3,097,700
recycling (%)	408	31	15	3	82
energy recovery (%)	349	18	21	0	76
recycling (tonnes)	408	191,002	294,284	190	1,540,320
energy recovery (tonnes)	349	158,069	301,855	0	1,556,507
Exports to China (tonnes)	438	42,610	110,164	1	835,820
Exports to Hong-Kong (tonnes)	442	37,786	76,890	0	522,753
Exports to Turkey (tonnes)	234	935	2048	0	12,807
<i>Paper</i>					
Packaging waste generated (tonnes)	408	1,384,112	1,916,507	14,816	8,331,200
recycling (%)	408	74	17	8	115
energy recovery (%)	360	5	5	0	28
recycling (tonnes)	408	1,058,943	1,563,456	1,254	7,195,221
energy recovery (tonnes)	360	97,745	208,511	0	1,298,480
Exports to China (tonnes)	327	296,178	619,341	0	3,759,995
Exports to Hong-Kong (tonnes)	207	4,011	6,967	0	42,734
Exports to Turkey (tonnes)	237	6,148	13,690	0	84,289
<i>Metals</i>					
Packaging waste generated (tonnes)	407	214,211	284,037	3,497	1,129,100
recycling (%)	407	59	23	0	117
recycling (tonnes)	408	137,257	202,578	20	915,400
Exports to China (tonnes)	443	34,240	71,424	15	692,459
Exports to Hong-Kong (tonnes)	362	2,610	4,244	0	27,629
Exports to Turkey (tonnes)	373	351,048	556,597	2	2,639,462
<i>Macroeconomic variables</i>					
GDP (current value, €)	494	453,391	694,198	3,582	3,134,740
external balance of goods (current value, €)	494	1,648	44,497	-162,093	252,254

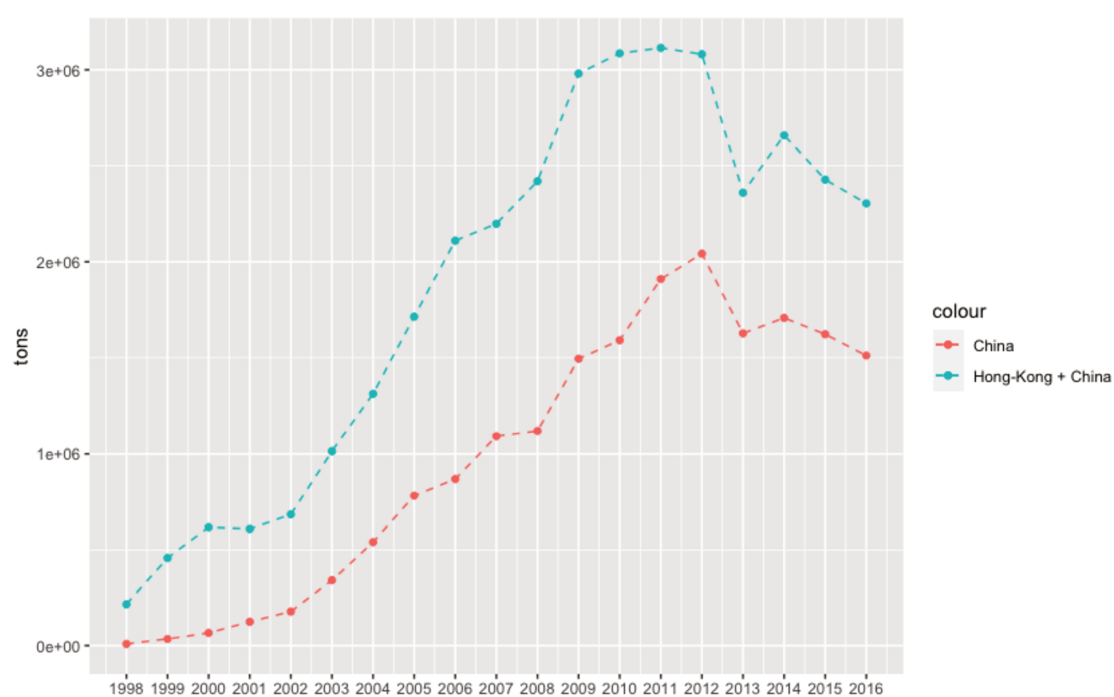
Notes : The statistical unit is one country in one year. The countries considered are (ISO codes) : AUT, BEL, BGR, HRV, CYP, CZE, EST, FIN, FRA, DEU, GRC, HUN, IRL, ITA, LVA, LTU, LUX, MLT, NLD, POL, PRT, ROU, SVK, SVN, ESP, SWE, GBR.

FIGURE III.1 – Paper waste exports from the 26 European countries to China (1998-2016)



Source : BACI database, from UN comtrade. Reporter : exporting country. HS codes : 470710, 470720, 470730, 470790. European Countries (ISO) : AUT, BEL, BGR, HRV, CYP, CZE, EST, FIN, FRA, DEU, GRC, HUN, IRL, ITA, LVA, LTU, LUX, MLT, NLD, POL, PRT, ROU, SVK, SVN, ESP, SWE, GBR.
 Notes : Exports to Hong-Kong and Turkey are not plotted because the volumes were too small compared to those exported to China.

FIGURE III.2 – Plastic waste exports from the 26 European countries to China and Hong-Kong (1998-2016)

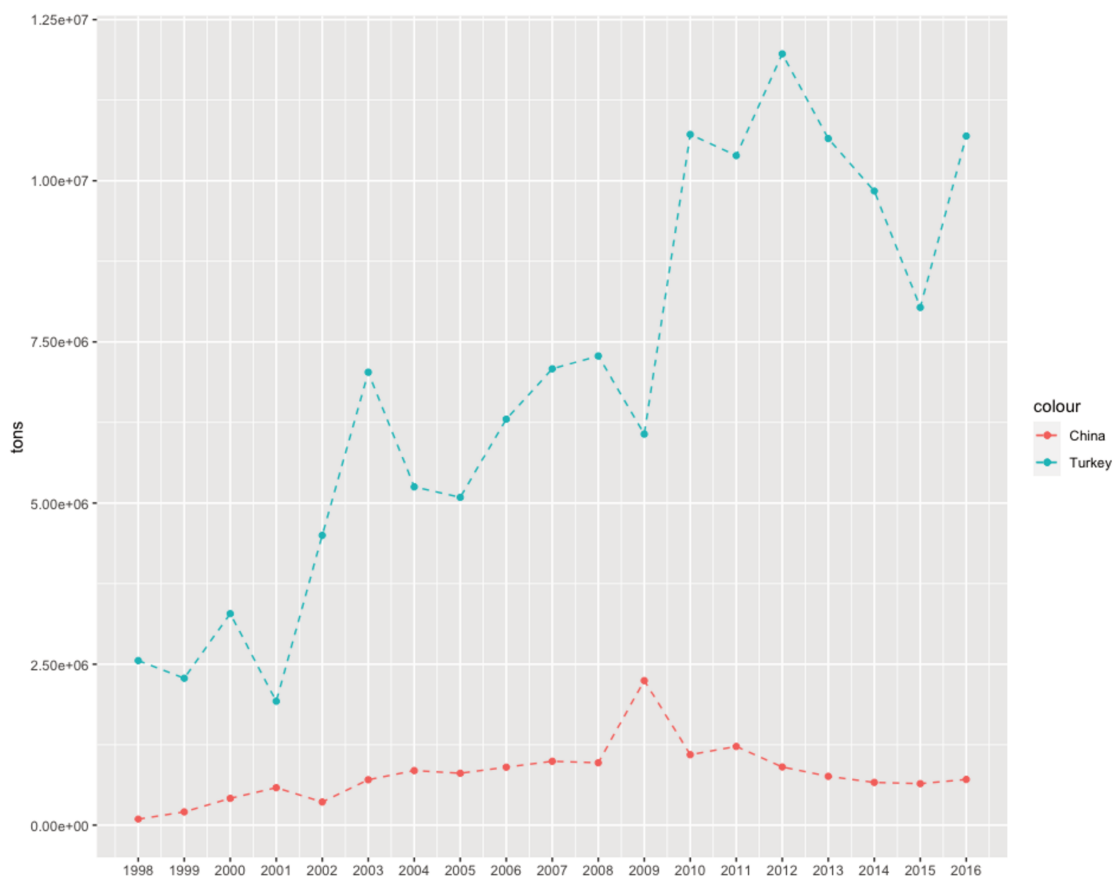


Source : BACI database, from UN comtrade. Reporter : exporting country. HS codes : 391510, 391520, 391530, 391590. European Countries (ISO) : AUT, BEL, BGR, HRV, CYP, CZE, EST, FIN, FRA, DEU, GRC, HUN, IRL, ITA, LVA, LTU, LUX, MLT, NLD, POL, PRT, ROU, SVK, SVN, ESP, SWE, GBR.

Notes : Exports to Turkey are not plotted because the volumes were too small compared to those exported to China.

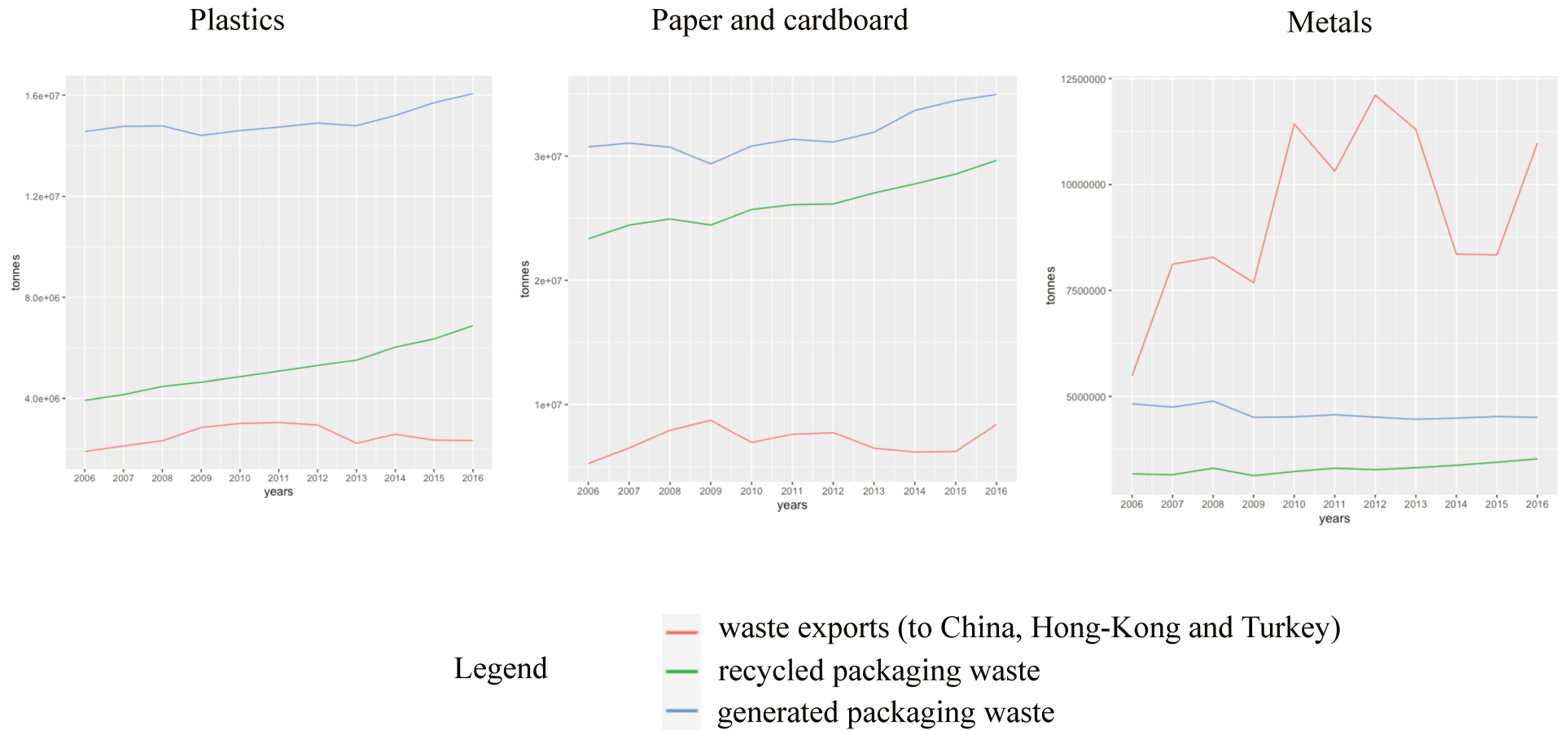
3. CONTEXT AND EMPIRICAL ANALYSIS

FIGURE III.3 – Metal waste exports from the 26 European countries to China and Turkey (1998-2016)



Source : BACI database, from UN comtrade. Reporter : exporting country.
 HS codes : 720410, 720421, 720429, 720430, 720441, 720449, 720450, 760200, 262040.
 European Countries (ISO) : AUT, BEL, BGR, HRV, CYP, CZE, EST, FIN, FRA, DEU, GRC, HUN, IRL, ITA,
 LVA, LTU, LUX, MLT, NLD, POL, PRT, ROU, SVK, SVN, ESP, SWE, GBR
 NB : missing values (2002, China ; 2005,2009, Turkey) have been replaced by zero.
 NB : the 2009-peak (China) is driven by Germany, the Netherlands and the United-Kingdom.

FIGURE III.4 – Waste exports from EU countries and recycling performances of packaging materials (unit : tonnes, period : 2006-2016. 26 EU countries)



Source : BACI (trade data), Eurostat (packaging recycling and packaging waste generation data).

The variable "exports" encompasses the three main export destination : China, Hong-Kong and Turkey.

The period 2006-2016 has been chosen to avoid missing reporting of European countries before 2006 and the enforcement of the European regulation on waste exports.

3. CONTEXT AND EMPIRICAL ANALYSIS

We regress the recycling rates reported by European countries on exports to China, Hong Kong and Turkey. On the one hand, this allows us to estimate the magnitude of the dependence of European countries on isolated big players; on the other hand, on players with lower recycling and environmental standards. We estimate the following equation :

$$\text{recy. performance}_{i,m,t} = \beta \text{ exports}_{i,m,t} + \text{controls}_{i,m,t} + \text{error}_{i,m,t} \quad (\text{III.1})$$

Where i , m and t respectively denote the subscripts for country, material and year. The recycling performance (in %) is the quantity (tonnes) of recycled packaging materials (in country i and abroad) over the quantity (tonnes) of packaging waste materials generated in country i . The variable *exports* is the sum of waste exports (tonnes) of material m from country i to China, Hong-Kong and Turkey. It is important to note that countries used to have different methodologies to estimate the quantity of recycled waste. For instance, some countries counted as recycled the total weight of waste entering the recycling channel, including, food and drink remaining in items of packaging, dirt and other contaminants (Lahme et al., 2019). Decision 2019/1004 of the EU Commission now demands to retrieve material losses of the sorting and recycling operations. With this new methodology, recycling rates of some countries are expected to drop significantly (e.g. Germany, Spain, Sweden and the UK for beverage cartons; Lahme et al., 2019).

The control variables include, the GDP in current value, the adjusted trade balance of goods (current value, adjusted by GDP), the rate of energy recovery and the generation of packaging waste (tonnes). The data source is Eurostat. The GDP variable is expected to capture effects related to general economic conditions. A dynamic economy may create a demand for recycled materials. In particular, an important trade surplus should be linked with important material needs, and may therefore be correlated with higher recycling performances. Large quantities of waste may create economies of scale and favourable economic conditions to recycling. At the same time, a positive shock of waste for the same recycling capacities should lower recycling performances. Finally, the development of energy recovery could be done at the expense of recycling (for papers and plastics).

Table III.2 presents the regression results. The estimated coefficient β may represent a lower bound of the true effect, as low recycling rates may incentivise countries to export waste to increase recycling performances (negative bias). The estimations show that an increase in 1% of exports is associated with an increase in the packaging recycling rate by between 0 and 0.04 unit of percentage. In the two-way model (column 8), where both country-material fixed effects and year fixed effects are taken into account, the coefficient of interest is not statistically different from 0. This suggests that export variations are captured by the fixed effects (year fixed effect and country-material fixed effects). Waste exports may more likely explain differences in recycling performances between countries (column 3). These statistics give further motivation to explore the theoretical conditions for the existence of an international waste market, and its link with domestic recycling policies.

TABLE III.2 – Regressions with robust standard errors (26 EU countries, 3 materials, 1998-2016)

	OLS (1)	OLS (2)	OLS (3)	OLS (4)	OLS (5)	Within (6)	Within (7)	Two-way (8)
Dependent var.	recycling(%)	recycling(%)	recycling(%)	recycling(%)	recycling(%)	recycling(%)	recycling(%)	recycling(%)
log(exports)	2.661*** (0.311)	2.130*** (0.302)	1.692*** (0.319)	1.003*** (0.214)	3.246*** (0.430)	4.469*** (0.715)	1.357** (0.542)	0.259 (0.496)
log(GDP)			-1.035 (0.869)	8.815*** (1.207)			47.94*** (5.367)	18.36*** (6.621)
trade balance (adjusted)			58.09*** (8.018)	32.50*** (6.118)			35.36 (22.55)	29.21 (19.77)
log(packwaste)			3.649*** (0.734)	-7.603*** (1.230)			-13.20** (5.206)	-7.817 (5.184)
energy recovery (%)			-0.734*** (0.0357)	-0.159*** (0.0313)			-0.110** (0.0446)	-0.213*** (0.0602)
_cons	27.35*** (3.379)	20.58*** (5.637)	-11.78 (7.607)	10.88* (6.259)	34.41*** (5.027)	9.033 (7.243)	-382.4*** (65.88)	-90.49 (71.04)
<i>N</i>	1157	1157	1157	1157	1157	1157	1157	1157
<i>R</i> ²	0.073	0.172	0.340	0.687	0.179	0.211	0.492	0.568
adj. <i>R</i> ²	0.072	0.159	0.327	0.680	0.160	0.210	0.490	0.560
Year FE	No	Yes	Yes	Yes	No	Yes	No	Yes
Material FE	No	No	No	Yes	No	No	No	No
Country FE	No	No	No	No	Yes	No	No	No
Country-Material FE	No	No	No	No	No	Yes (within)	Yes (within)	Yes (within)

* $p < 0.1$, ** $p < 0.05$, *** $p < 0.01$

Standard errors are in parentheses and are robust to heteroscedasticity. The dependent variable is the recycling performance of packaging material m in country i in year t . The outcome variable is exports from country i in year t of waste material m to China, Hong-Kong and Turkey.

4 The model

4.1 Autarky in resources

We consider an economy in resource autarky (an economy where trade in virgin resources and secondary materials is banned), or alternatively, a uniform global economy.

The country is composed of a unique agent, producing a good composed of a unique material, of weight \bar{Q} , exogenously determined by the demand of consumers (the agent and, eventually, foreign agents).²⁴ During the previous period $n - 1$, the agent has consumed a quantity of goods C that is directly available as recyclable waste C^w in the period n . What is not recycled is landfilled with a disposal disutility/cost ω , which is costly to the unique agent of the country. Waste in dumpsites from the previous period ($n - 1$) is not considered for recycling of the present period. To produce \bar{Q} , the agent chooses to use the national virgin resource R from the country's resource reservoir (\bar{R}), or to recycle a share τ of newly-available national waste C^w .

As [Fleckinger and Joltreau \(2020\)](#), I assume that material waste is uniformly distributed over $[0,1]$, where 0 is the location of the recycling industry and the firm. The agent collects in priority the most accessible, 'worth-it' type of waste. Waste is collected at unit cost γ . Hence collection costs are convex and write as :

$$\gamma \int_0^\tau x dx = \frac{\gamma}{2} \tau^2 \quad (\text{III.2})$$

Cost convexity can be justified by the fact that the last waste to pick-up are located in most remote areas, or that the last households to convince to sort their waste are the most reluctant.²⁵ Another possible interpretation is to consider that it is the waste quality that is dispersed between 0 (pure) and 1 (impure). In this case, γ can be seen as the sorting premium associated to the waste impurity.

I assume that virgin resources (R) are concentrated at point 0, and extracted at constant unit cost $r(n)$. Extraction is characterised by increasing costs over time (n) ([Hotelling, 1931](#)), while collection costs are periodic. Taking a static vision, in a given year n , I normalise $r = 0$, i.e, I assume that extraction is still more competitive than recycling. The collected waste is then recycled at unit cost α . In the model, standards and norms of recycling are considered to be included in α .

24. Local and foreign, or local only, depending on the interpretation of a country in resource autarky (local and foreign) or a uniform global economy (local only).

25. Collection is a costly step in the recycling value chain, and refers to as the well-known constraint of material dispersion in the circular economy literature ([Ayres, 1999](#)). For instance, [Glachant and Touboul \(2019\)](#) reports 550€/t of separate collection costs for packaging in 2014, France ; where the recycling process was only 231€/t.

The total costs function TC of the agent is :

$$TC(\tau, R) = \underbrace{\frac{\tau^2 \gamma}{2} C^w}_{\text{collection costs}} + \underbrace{\alpha \tau C^w}_{\text{recycling costs}} + \underbrace{\omega(1 - \tau) C^w}_{\text{disposal costs}} + \underbrace{rR}_{\text{extraction costs} = 0} \quad (\text{III.3})$$

I assume the existence of a public authority that can set up a number of rules and financial mechanisms in the society. In this regard, the maximal available resource quantity (\bar{R}) may be exogeneously given by Nature (available resources, e.g. forest coverage, actual depth of the mine) or determined by public authorities (allowed exploitation). The agent is willing to sacrifice the entire resource up to \bar{R} .

$$0 \leq R \leq \bar{R} \quad (\text{III.4})$$

I assume sufficient waste (C^w) and resource abundance (\bar{R}) to meet the production target (\bar{Q}) at reasonable cost, and satisfy the consumer demand (unbinding material constraint). Hence in the model, the producer can minimise its production costs without questioning its production volume (exogeneous \bar{Q}).

$$\text{(unbinding) material constraint : } \bar{Q} \leq R + C^w \quad (\text{III.5})$$

$$\text{material balance : } \bar{Q} = R + \tau C^w \quad (\text{III.6})$$

The material balance does not include material losses pertaining to the recycling process, which is not essential in a static analysis. For a given α (including recycling norms), the recycling process is 100% efficient. In this regard, for a given α ²⁶, the material balance can be seen as a production function with perfectly substitutable inputs to the producer.

The agent minimises its production costs under the material balance constraint :

$$\begin{cases} \min_{R, \tau} TC(\tau, R) = \tau C^w (\alpha + \frac{\tau \gamma}{2}) + \omega(1 - \tau) C^w + rR \\ \text{s.t. } \tau = \frac{\bar{Q} - R}{C^w} \end{cases} \quad (\text{III.7})$$

We obtain the optimal recycling rate and resource use to the agent :

$$R^* = \bar{Q} - \tau^* C^w \quad (\text{III.8})$$

$$\tau^* = \min \left(\max \left(\underbrace{\frac{r + \omega - \alpha}{\gamma}}_{\text{interior solution}} ; \underbrace{\frac{\bar{Q} - \bar{R}}{C^w}}_{\text{corner solution}} \right) ; \frac{\bar{Q}}{C^w} \right) \quad (\text{III.9})$$

In resource autarky, countries recycle if net marginal recycling costs ($\alpha - \omega$) compensates the marginal extraction cost (r). This means that countries recycle if recycling is more competitive than extraction and/or to alleviate pollution, if

26. Note that we could decompose the cost of recycling in our model into a "real" cost of recycling, and a disutility cost related to the generation of waste due to the recycling activity.

disposal is harmful (or taxed). Alternatively, in the corner solution, countries recycle if there is a residual material need for it ($\bar{Q} - \bar{R}$).

We study the implementation of recycling policies on the recycling rate, i.e., we focus on the end-of-life stage, although it appears from equation III.9 that restricting \bar{R} and taxing r can foster recycling as well.

4.1.1 Economic incentives

The public authority may increase recycling by taxing disposal ω or subsidising collection (γ) and recycling (α). In this context, the achievement of the desired recycling target τ is straightforward, until an upper limit. No matter the incentives provided, the country does not recycle more than what it needs to produce.

$$\max \tau = \frac{\bar{Q}}{C^w} \quad \text{if } \bar{Q} < C^w \quad (\text{III.10})$$

4.1.2 Command-and-control instruments

Two instruments are considered :

- Recycling obligation : $\bar{\tau}$
- Incorporation rate : $\bar{x} = \frac{\tau C^w}{\bar{Q}}$

The country may set a mandatory recycling rate $\bar{\tau}$ or an incorporation rate \bar{x} . Recently, through its Directive on single-use plastics²⁷, the EU implemented incorporation rates : PET beverage bottles should integrate 25% of recycled plastic from 2025. This rate is defined at 30% in all plastic beverage bottles from 2030.

The incorporation rate \bar{x} has a direct influence on local recycling τ :

$$\tau = \bar{x} \frac{\bar{Q}}{C^w} \quad \text{if } \bar{x} \text{ binding} \quad (\text{III.11})$$

Hence in resource autarky, the country can choose between the recycling and the incorporation target (almost) equivalently.²⁸ Nevertheless, the recycling target has an upper bound given by productive needs, whereas the incorporation target has an upper bound given by local waste availability.

Lemma 6 (Recycling policies in a unified world or autarky).

In resource autarky, or in a unified world, the recycling rate and the incorporation

27. Directive 2019/904

28. In this research, we do not analyse quality issues of waste recycling. However, it could be integrated by setting an upper limit to \bar{x} :

$$\max \tau = (\max \bar{x}) \frac{\bar{Q}}{C^w} \quad (\text{III.12})$$

rate instrument are proportional. The public authority can achieve the desired recycling rate by indifferently, taxing disposal, subsidising recycling or collection ; or implement one of the two objectives (the recycling rate or the incorporation rate).

In the model with international markets of secondary materials, we will first solely consider the corner solution. We see this corner solution as the “natural” solution when recycling policies are not very stringent or ambitious, and virgin materials cheap. In a second part, we will allow the corner solution for an exporting country willing to implement an ambitious recycling policy.

4.2 International trade of secondary materials

4.2.1 Demand and supply functions, and country profiles

We now consider a world with N ‘small’²⁹ economies, indexed i . In this section we will compute the countries’ demand and supply function of secondary materials to the international markets. From these functions we will define, the waste exporter profile (willing to supply waste for a given price), and the waste importer profile (willing to demand waste for a given price).

In the model, recycling standards are considered to be reflected in the cost of recycling. Since the product market is exogenous, we assume that consumers are unaware of the potential hazardousness of the products used, due for example to low-cost recycling abroad.

In particular, the model will be solved in two stages. In the first stage, the agent takes its production decisions, as we assume that the product market is considered as primary compared to the waste market (assumption A5). In the second stage, the agent takes its export decisions, i.e., decides whether or not it should export the remaining waste, as waste or recycled material.

For the corner solution, the assumptions of the model are :

- A0 : "No trade in virgin resources"
- A1 : "Free virgin resource : $r_i = 0$ for each country i "
- A2 : "Unbinding material constraints $\bar{Q}_i < C_i^w + \bar{R}_i$ for each country i "
- A3 : "Shortage in virgin resources : $\bar{Q}_i \geq \bar{R}_i$ for each country i "
- A4 : "The disposal option is naturally cheaper than recycling : $\omega_i < \alpha_i$ for each country i "
- A5 : "The product market is considered as primary compared to the waste market"

Note that A1 combined with A3 and A4 implies A0 in the first part of the model, but we will need A0 in Section 4.4 when relaxing A4. Each country responds to an exogenous international and national demand \bar{Q}_i . Under our assumptions, international trade of secondary materials will be driven by countries’ residual demands

²⁹. Countries cannot set the global price market.

4. THE MODEL

for materials (corner solution). We will consider the interior solution of the resource autarky in Section 4.4 (relaxing A4), as the possible result of the public authority's intervention.

We consider the possible existence of a legal international market for waste destined to recycling, with a global price p^w . We consider exports for disposal as the illegal market. We will study later the condition of its absence. Countries can import waste materials I_i^w . Waste, no matter its origin, is recycled at cost α_i . Importing waste costs a multiplicative transportation price t ($t > 1$), while the recycling of national waste adds collection costs $\frac{\gamma_i \tau_i^2}{2} C_i^{rw}$. The producer-recycler can also decide to sell a share e_i of its waste C_i^{rw} by exporting at price p^w . In this case, he bears the additional collection costs of collecting $e_i C_i^{rw}$ after he has already collected $\tau_i C_i^{rw}$.

We also consider the potential existence of an international market for recycled waste, with a global price p^m , at which each economy i can import (I_i^m) or export a share m_i of its waste C_i^{rw} as recycled materials. Hence for its production, the country can collect national waste C_i^{rw} , import waste I_i^w or recycled materials I_i^m or use the national virgin resource R_i at no cost.

The material balance writes as :

$$\underbrace{\bar{Q}_i}_{\text{materials in production}} = \underbrace{R_i}_{\text{national virgin resources}} + \underbrace{\tau_i C_i^{rw}}_{\text{local recycling}} + \underbrace{I_i^w}_{\text{imports of waste}} + \underbrace{I_i^m}_{\text{imports of recycled materials}} \quad (\text{III.13})$$

In the first stage, the producer-recycler deals with its production decisions, as the constraint of producing \bar{Q} is binding. Also, we assume that producing and trading products stand as a priority in terms of revenues as compared to trading waste (Assumption A5). Therefore, the production decisions are taken in the first place. For each country, the timing of the game is :

- (t=1) : Each country i makes its production decisions : $R_i, \tau_i, I_i^w, I_i^m$
- (t=2) : Each country i makes its export decisions : e_i, m_i

We solve the game using forward induction, as agents take their decisions in a decentralised fashion. In the first stage, the Lagrangian is written as :

$$\begin{aligned} \mathcal{L}_{\tau_i, R_i, I_i^w, I_i^m}^i(\tau_i, I_i^w, I_i^m) = & -\alpha_i(\tau_i C_i^{rw} + I_i^w) - \frac{(\tau_i)^2}{2} \gamma_i C_i^{rw} - t \cdot (p^w \cdot I_i^w + p^m \cdot I_i^m) \\ & - \lambda(\bar{Q}_i - R_i - \tau_i C_i^{rw} - I_i^w - I_i^m) + (1 - \tau_i - e_i - m_i) \omega_i C_i^{rw} \quad (\text{III.14}) \end{aligned}$$

Lemma 7. *Results of the first stage.*

Recycling and import decisions are given by :

$$\tau_i^* = \min\left\{\frac{\bar{Q}_i - \bar{R}_i}{C_i^w}, \frac{tp^w + \omega_i}{\gamma_i}, \frac{tp^m + \omega_i - \alpha_i}{\gamma_i}\right\} \quad \text{if } \bar{Q}_i - \bar{R}_i > 0, \quad \text{else } \tau_i^* = 0 \quad (\text{III.15})$$

$$I_i^{w*} = \max\{0, \bar{Q}_i - \bar{R}_i - \tau_i^* \cdot C_i^w\} \quad \text{if } t \cdot p^w < tp^m - \alpha_i \quad (\text{III.16})$$

$$I_i^{m*} = \max\{0, \bar{Q}_i - \bar{R}_i - \tau_i^* \cdot C_i^w\} \quad \text{if } t \cdot p^w > tp^m - \alpha_i \quad (\text{III.17})$$

The agent collects τ^* , until equalising net marginal collection costs ($\tau_i \gamma_i - \omega_i$) to importing costs (tp^w), when it is lower than material needs, to decrease its production costs. It chooses the nature of materials (waste or recycled) according to market prices and its cost (dis-)advantage. For example, if its recycling cost (α_i) is lower than the price differential ($t(p^m - p^w)$), the country chooses to import waste and recycle it on its territory.

Proposition 6. *The agent collects waste for recycling for its production until equalising marginal collection costs to importing costs, when importing costs are lower than material residual needs.*

Figure III.1 depicts the waste importer profile, which chooses to import waste and sets $\tau_i^* = \frac{tp^w + \omega_i}{\gamma_i}$. The waste importer finds it preferable to import waste rather than collect its own waste, after already a first collect τ_i^* . Material dispersion is a real challenge for recycling. It requires a mature national curbside program and separate collection systems on the whole territory, pro-sorting behaviours, etc. For instance, Brooks et al. (2018) estimate that the considerable exports of plastic waste to China only added 10-13% of mass to the plastic waste already generated within the country, that is difficult to manage and lead to leakage in oceans (Jambeck et al., 2015). If transportation costs are low, this further increases incentives to import foreign waste rather than collect domestic waste. Kellenberg (2010) showed that asymmetric trade volumes between China and Western countries, led to very low transportation costs for return trips, which favoured waste imports to China.

In the second stage, the country decides whether to collect the remaining national waste for exports, as waste (e_i) or recycled materials (m_i). The export shares and the recycling rate cannot exceed 100% : $e_i + m_i + \tau_i < 1$. Exports of secondary materials reduce total disposal costs. The agent maximises the profit of this branch Π_i^w :

$$\begin{aligned} \max_{0 \leq e_i + m_i \leq 1 - \tau_i} \Pi_i^w(e_i, m_i) = & \underbrace{e_i C_i^W p^w}_{\text{revenues from waste exports}} + \underbrace{m_i C_i^w p^w}_{\text{revenues from recyclates exports}} \\ & - \underbrace{\frac{(\tau_i + e_i + m_i)^2 C_i^w \gamma}{2}}_{\text{total collection costs}} + \underbrace{\frac{\tau_i^2 \gamma_i C_i^w}{2}}_{\text{withdrawal of the 1st stage collection costs}} \\ & - \underbrace{\alpha m_i C_i^w}_{\text{recycling costs}} + \underbrace{(1 - \tau_i - e_i - m_i) \omega_i C_i^w}_{\text{disposal costs}} \quad (\text{III.18}) \end{aligned}$$

Lemma 8. *Export decisions are given by :*

$$m_i^* + e_i^* = \min\{1 - \tau_i^*, \max\{0, \max\{\frac{p^m + \omega_i - \alpha_i}{\gamma_i}, \frac{p^w + \omega_i}{\gamma_i}\} - \tau_i^*\}\} \quad (\text{III.19})$$

$$e_i = m_i^* + e_i^* \quad \text{if} \quad \alpha_i > p^m - p^w, \quad \text{else} \quad e_i = 0 \quad (\text{III.20})$$

$$m_i = m_i^* + e_i^* \quad \text{if} \quad \alpha_i < p^m - p^w, \quad \text{else} \quad m_i = 0 \quad (\text{III.21})$$

The country collects what it needs to recycle for its own production τ_i^* , and then exports a fraction e_i^* (or a fraction m_i^*) as long as waste (resp. recyclates) prices offset collection costs (resp. and recycling costs). The agent chooses to recycle waste at home if recycling costs are lower than the price differential (i.e., $\alpha_i < p^m - p^w$).

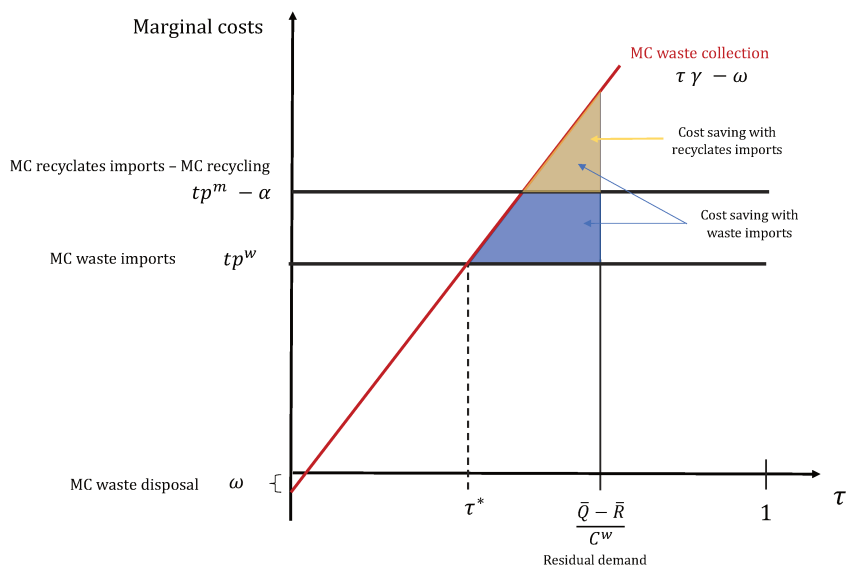
Figure III.1 depicts the waste exporter profile, below the waste importer profile. In particular, a country i exports only if net marginal benefits are located after its material residual needs ($\bar{Q}_i - \bar{R}_i$) :

$$\frac{\bar{Q}_i - \bar{R}_i}{C_i^w} < \frac{p^w + \omega_i}{\gamma_i} \quad (\text{III.22})$$

Proposition 7. *In the absence of regulation, the country exports a fraction e of its waste when market conditions offset costs of collecting unnecessary waste, and that the country has a recycling cost dis-advantage.*

Figure III.1, presents the two profiles that will be the object of the partial equilibrium : the waste importer, and the waste exporter. These profiles are mutually exclusive, and could likely reflect the waste market between China and Western countries. The waste importer realises cost saving by importing waste rather than collecting its own, as shown by the blue area. Having a low recycling cost α , it would save less costs by importing recyclates instead of waste. The waste exporter, has lower collection costs, and can generate additional benefits with collecting remaining waste for trade (blue area). The exporter would do less benefit by recycling waste at home (yellow area).

a. Waste importer profile



b. Waste exporter profile

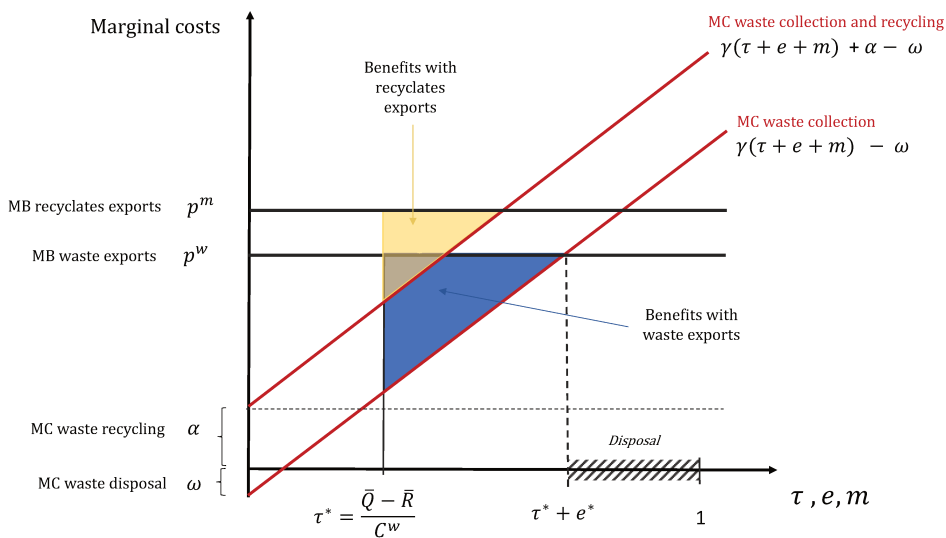


FIGURE III.1 – *Marginal analysis* for the profiles ‘importer’ and ‘exporter’ of waste
 Notes : ‘MC’ stands for ‘marginal costs’, ‘MB’ stands for ‘marginal benefits’

4.3 Partial equilibrium

In this section, we characterize the existence of a unique market (waste or recyclates) between two countries, i.e. combination between an exporter profile and an importer profile. We show that the asymmetry condition in proposition 8 and the existence of transportation costs, is sufficient for market unicity, i.e., the country importing waste does not develop an export business of recycled materials.

Proposition 8. *The existence of a unique market (waste or recyclates) is given by the existence of a buyer (importer) j and a seller (exporter) k bearing transportation costs and presenting sufficient asymmetry in their material balance, and their collection and disposal costs.*

$$\gamma_k \cdot \frac{\bar{Q}_k - \bar{R}_k}{C_k^w} + \omega_j < \gamma_j \cdot \frac{\bar{Q}_j - \bar{R}_j}{C_j^w} + \omega_k \quad (\text{III.23})$$

The nature of the market is given by :

- If $\alpha_k > \frac{\alpha_j}{t}$, the two countries trade waste
- If $\alpha_k < \frac{\alpha_j}{t}$ the two countries trade recyclates

Proof. Appendix III.C and III.D ■

The importing country imports recycled materials rather than waste, if the exporting country has an absolute economic advantage in recycling, i.e $\alpha_k < \frac{\alpha_j}{t}$. This result is straightforward. Recycling is the last operation in the value chain, so if there is no business case for adding further value, the country exports recyclable waste without the last operation. If $\alpha_k = \frac{\alpha_j}{t}$, both countries are indifferent.

Figure III.2 illustrates the asymmetry condition in a waste market. The exporting country tends to have lower collection costs and material residual needs, larger waste quantities and higher costs of recycling and disposal than its partner country. Hence, from the model, developed countries are likely to match the waste exporter profile, while developing countries, the importing profile (large productive needs, lower recycling costs and standards, lower disposal costs, high collection costs). With the striped arrows, we suggest the interpretation that material imbalances are due to different product specialisation (challenges of recycling in a globalised economy, e.g., specialisation in services versus manufacturing) but this may also be the result of different growth dynamics.

When existing, the waste market price is given by :

$$I_j^{w*}(p^w) = e_k^*(p^w)C_k^w \quad (\text{III.24})$$

We obtain the global waste price :

$$p^w = \frac{(\bar{Q}_k - \bar{R}_k) + (\bar{Q}_j - \bar{R}_j) - \frac{\omega_k C_k^w}{\gamma_k} - \frac{\omega_j C_j^w}{\gamma_j}}{t \frac{C_j^w}{\gamma_j} + \frac{C_k^w}{\gamma_k}} \quad (\text{III.25})$$

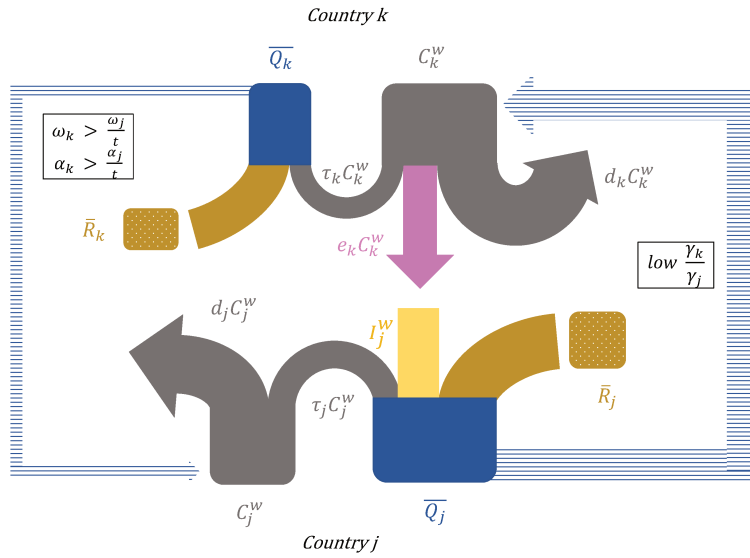


FIGURE III.2 – Illustration of proposition 8 : existence of a bilateral waste market

The quantity of available waste (C_i^w) and transportation costs (t) decreases the global waste price. Material residual needs ($\bar{Q}_i - \bar{R}_i$) increase the global waste price. An increase in the collection costs (γ_i) of a given country increases the global waste price, unless its disposal cost (ω_i) is very low compared to that of its trading partner, and compared to countries' material residual needs. The proof is presented in Appendix III.C.

In equilibrium, the price of waste between the two countries can be positive, especially if the need for recyclable waste is high. But the waste price can also be negative, if the countries have high cost of disposal. Thus, depending on economic conditions, the price can become positive or negative. Baumgärtner and Winkler (2003) and Baumgärtner (2004) call this *price ambivalence*. That is, at some point, a country that sells its waste (at a positive price) may, if market conditions deteriorate, pay the importer to accept its waste, even if that waste is destined for recycling operations, and recycled. This result is related to the very nature of waste, which differs from a conventional good in that it involves both an object of nuisance (certain) and an opportunity for recovery (defined by the market and public policy). This result is consistent with the waste literature (Baumgärtner and Winkler, 2003; Baumgärtner, 2004; Lupton, 2017; Badgett et al., 2019).

Intuitively, if the price is sufficiently negative, i.e., countries pay a high price to export waste out of their country, it can create favourable conditions for illegal trade in waste destined to dumping ($-tp^w < \omega_j$). We consider this option as illegal, in accordance with the European legislation (Regulation n° 1013/2006, except exports for disposal are allowed to EFTA countries). The functioning of this illegal market stands out of the scope of this paper. However, we need to define the condition of its absence, as the recyclable waste market can degenerate in a disposal market if $-tp^w < \omega_j$. Hence, we make assumption 6 :

$$A6 : \text{"No illegal trade"} : -tp^w < \omega_j \quad (III.26)$$

Interestingly, we show in Appendix III.D.2 that the consequence of A6, is that waste imports do not substitute to virgin resources in country j , as the price cannot go sufficiently negative to compensate the recycling cost in the importing country. We can rewrite A6 as :

$$\text{A6 : } \bar{Q}_k - \bar{R}_k + \bar{Q}_j - \bar{R}_j > \frac{C_k^w}{\gamma_k} \left(\omega_k - \frac{\omega_j}{t} \right) \quad (\text{III.27})$$

Hence, residual material needs should be sufficiently high in front of the differential of waste disposal costs $(\omega_k - \frac{\omega_j}{t})$ for the international market not to provide incentives for illegal trade and dumping.

Proposition 9. *Any stable market of recyclable waste destined for recycling can, following an economic or political shock (or a slow deterioration), degenerate into illegal flows, i.e., in exports destined to landfill. This phenomenon is related to the waste price ambivalence, which can change from positive to (very) negative due to market conditions.*

If country k has a recycling advantage, i.e. $\alpha_k < \frac{\alpha_j}{t}$ and under condition III.23, the two countries trade recycled materials. The recyclates price is given by :

$$p^m = \frac{(\bar{Q}_j - \bar{R}_k) + (\bar{Q}_k - \bar{R}_k) + \frac{(\alpha_k - \omega_k)}{\gamma_k} C_k^w + \frac{(\alpha_j - \omega_j)}{\gamma_j} C_j^w}{\frac{C_k^w}{\gamma_k} + t \frac{C_j^w}{\gamma_j}} \quad (\text{III.28})$$

The recyclates price is similar to the waste price, except that it includes recycling costs. $p^m \geq 0$ as we have assumed that $\bar{Q}_i \geq \bar{R}_i$ and $\alpha_i > \omega_i$, $i = 1..N$. However, relaxing our assumptions, we could also have a negative recyclates price. Intuitively, should the market conditions provide incentives to exports for disposal, the agent will illegally export waste rather than recycled materials, to save recycling costs as both will end in landfills.

In this configuration, the share of waste disposed in each country i is therefore equal to :

$$d_i^* = 1 - (\tau_i^* + e_i^* + m_i^*) \quad (\text{III.29})$$

Because of market unicity, the waste importer cannot also be a waste-or-recyclates exporter. Hence, we obtain the following proposition :

Proposition 10. *Under the model's assumptions (A1-A6), trade in waste for recycling only displaces waste disposal from the exporting to the importing country (j), because foreign waste substitutes to the recycling of national waste.*

In particular, proposition 10 would not hold under binding material constraints, e.g., if country j still needs waste after having used all its resource and recycled all of its waste ($\tau_j^* = 1$).

4.4 Recycling policies

The aim of this section is to analyse the effects of national recycling policies in the exporting country on local recycling and international waste exchanges. We focus on the exporting country k as it represents a potential theoretical framework for European countries.

This research does not adopt a normative approach. It solely aims at understanding the different mechanisms of recycling and trade decisions. Nevertheless, trade in waste can be of particular concerns. If countries trade at long distances, emissions associated to the waste trade can be substantial. In particular, from the model, it seems that importing countries will likely be developing countries, presenting lower environmental standards.

In addition, exporting countries may have a long-term interest in boosting local recycling. High dependency on international markets for waste management has proven to be an unsustainable strategy with the Chinese ban situation.

From equation III.23, we can intuitively see that recycling policies in the exporting country may create the favourable conditions for trade in waste (low collection costs, high disposal costs). We study this intuition in more details in the present section.

4.4.1 Economic incentives

The government of country k (waste exporter profile) strengthens economic incentives for waste recycling. It can increase ω or reduce α and γ through subventions and taxes. Trade in virgin resources is still forbidden. If $\omega > \alpha$ is possible, we obtain new demand functions on the supply side, because it makes substitution with virgin resources possible.

Lemma 9. *Resource use functions are given by :*

$$\tau_i^* \geq \tau_i^0 = \min \left(\frac{\bar{Q}_i}{C_i^w}, \max \left(\frac{\omega_i - \alpha_i}{\gamma_i}, 0 \right) \right) \quad (\text{III.30})$$

$$R_i^* = \min \left(\bar{Q}_i - \tau_0 C_i^w, \bar{R}_i \right) \quad (\text{III.31})$$

$$\tau_i^* = \max \left(\tau_0, \min \left(\frac{\bar{Q}_i - R_i^*}{C_i^w}, \frac{tp^w + \omega_i}{\gamma_i}, \frac{tp^m + \omega_i - \alpha_i}{\gamma_i} \right) \right) \quad (\text{III.32})$$

$$I_i^{w*} = \max \{ 0, \bar{Q} - R_i^* - \tau_i^* \cdot C_i^w \} \quad \text{if} \quad t \cdot p^w < tp^m - \alpha_i \quad (\text{III.33})$$

$$I_i^{m*} = \max \{ 0, \bar{Q} - R_i^* - \tau_i^* \cdot C_i^w \} \quad \text{if} \quad t \cdot p^w > tp^m - \alpha_i \quad (\text{III.34})$$

The waste demand functions remain similar except that the interior solution (τ_i^0) can evict the corner solution $\frac{\bar{Q}_i - R_i^*}{C_i^w}$ if it is sufficiently high. We will refer to the corner solution as the scenario "recycling responds to local demand", and to the interior solution as "recycling to reduce pollution".

4. THE MODEL

Waste supply functions stay similar. Namely, in a waste market, positive waste exports are equal to : $e_k = \frac{p^w + \omega_k}{\gamma_k C_k^w} - \tau_k^*$.

From this expression, for an unchanged waste price (p^w) and τ_k^* , it clearly appears that further taxing disposal ω_i and subsidising γ_i encourage waste exports. However, global prices are functions of ω_i and γ_i . Hence we need to study recycling policies in the partial equilibrium framework to take into account the price effect. In addition we need to study the case where τ_k^* moves to the closed-form solution.

We resume the results in Table III.1. All demonstrations are provided in Appendix III.E. We take as baseline scenario the equilibrium in Section 4.3, where the exporting country has an absolute cost disadvantage in recycling : $\alpha_k > \frac{\alpha_j}{t}$ (waste market). We do not study the case where the government would subsidy recycling until $\alpha_k < \frac{\alpha_j}{t}$, but note that it would change the market's nature from waste to recycled materials (as explained in proposition 8). Recall that in the baseline scenario, the country recycles to complete its material needs : $\tau_k C_k^w = Q_k - R_k$.

TABLE III.1 – Analysis of the effects of economic incentives provided in country k (waste-exporter profile) on local recycling (τ_k) and waste exports (e_k), compared to the baseline scenario in the two-country partial equilibrium framework with $\alpha_k > \frac{\alpha_j}{t}$

	scenario 1 : "recycling responds to local demand" $\omega_k - \alpha_k < \gamma_k(Q_k - R_k)$	scenario 2 : "recycling to reduce pollution" $\omega_k - \alpha_k > \gamma_k(Q_k - R_k)$
disposal tax ($\Delta^+ \omega_k$)	<ul style="list-style-type: none"> • No effect on local recycling • Increase waste exports 	<ul style="list-style-type: none"> • Increase of local recycling • Undefined effect on waste exports
collection subsidy ($\Delta^- \gamma_k$)	<ul style="list-style-type: none"> • No effect on local recycling • Increase waste exports (always verified if $t\omega_k < \omega_j$) 	<ul style="list-style-type: none"> • Increase of local recycling • Undefined effects on waste exports
recycling subsidy ($\Delta^- \alpha_k$)	<ul style="list-style-type: none"> • No effect on local recycling nor waste exports (decrease production costs) 	<ul style="list-style-type: none"> • Increase of local recycling • If exports decrease (always verified if $\alpha'_k > \omega_k$) illegal trade risk increases

In the first column, the government taxes and subsidies below the country's residual material demand. Hence the recycling policy has no effect on $\tau_k C_k^w$, which still equals the country's residual material demand.

At a first glance, the effect of the disposal tax and the collection subsidy has an ambiguous effect on waste exports, because it has a direct positive influence on exports (e_k), but to some extent lowers the waste price. In turn, a lower waste price decreases incentives to export. In Appendix III.E we show that the disposal tax always increases waste exports (the price decrease is compensated) and likewise for the collection subsidy, except if ω_k is exceptionally high compared to ω_j and countries' material needs.

Subsidising recycling below $\alpha_k < \frac{\alpha_j}{t}$ is only useful to reduce national production costs. It does not impact the waste price nor waste trade decisions, as both countries still find it more advantageous to recycle waste in country j .

In scenario 2, we allow the economic incentives to exceed the threshold $\omega_k - \alpha_k > \gamma_k(\bar{Q}_k - \bar{R}_k)$. Hence, local recycling is not driven by local material demand anymore, but strictly by economic and policy parameters (ω_k), when these are more ambitious than local material needs. For an unchanged collection cost γ_k , we find that the disposal tax and the recycling subsidy decrease waste exports if :

$$\bar{Q}_k - \bar{R}_k + \frac{C_k^w}{\gamma_k}(\alpha'_k - \omega_k) > 0 \quad (\text{III.35})$$

With α'_k being the new recycling cost ($\alpha'_k < \alpha_k$). If this condition holds, the other side of the coin is that it produces more incentives to illegal trade and dumping : The condition for absence of illegal trade ($-tp^w < \omega_j$) becomes more restrictive than it was in the baseline scenario.

4.4.2 Targets

When flows of secondary materials are international, using a recycling target or an incorporation target is not (almost) equivalent anymore. These targets are now defined as follow :

— Recycling target : $\bar{T} = \tau + e + m$

The recycling target pertains to nationally-generated waste, but gives no obligation on where to recycle this waste nor for which country's production. With international trade in secondary materials, the recycling target is not bounded to local productive needs anymore.

— Incorporation target : $\bar{X} = \frac{\tau C^w + I^w + I^m}{\bar{Q}}$

The incorporation target pertains to the use of recycled materials in national production. It gives no obligation on the waste origin (foreign or local), nor on the location of its recycling location. In an international setting, the incorporation rate is not bounded by the availability of local waste, as it was the case in resource autarky.

These two targets are not proportional anymore (as compared to resource autarky) :

$$\tau = \frac{\bar{X}\bar{Q} - I^w - I^m}{C^w} \quad (\text{III.36})$$

Hence, depending on the country-type profile, these targets will produce different effects and costs. Intuitively, incorporation targets will have more potential for boosting local recycling τ , in exporting-type countries.

In Figure III.3, we illustrate the incentives provided by an increase in the recycling target for a waste-exporter profile (a small economy) under competitive extraction ($R = \bar{R}$), for a given global waste price and unlimited demand. In this case, it is more profitable for the country to reach the recycling target by increasing e , rather than increasing τ , which additionally increases production costs. Indeed the

upper graphic shows that adjusting with waste exports generates economic losses because additional collection costs are not compensated by the (given) waste price anymore. The lower graphic shows an adjustment with local recycling : the country keeps the same level of exports, but increases local recycling. The increase of local recycling increases production costs. In addition, for a same level of exports, the country also has to collect beyond profitability, because the most profitable waste has already been used for production.

We have presented the results for a given waste price. However, in partial equilibrium results may slightly differ in the sense that the recycling obligation in the exporting country k gives negotiating power to country j regarding the waste price. And at least, it should compensate country j 's opportunity cost of renouncing to recycle its own waste. Hence, we can expect the recycling target to decrease the waste price and further increase country k 's costs. Quite intuitively, the exporting country is likely to accept a lower waste price, as long as it stays its cheapest option to reach the recycling target. In turn, this allows the importing country to further reduce its production costs.

Figure III.4 shows an example of a waste-exporter profile adjusting to an incorporation rate, for given market prices. Incorporation rates do not include waste exports. To reach \bar{X} , the country increases local recycling, until reaching tp^m or $tp^w + \alpha$ (the price of imports), greater than p^w (the export's threshold). In the example of Figure III.4, because \bar{X} is sufficiently high, the country has no interest in exporting waste anymore. Figure III.4 illustrates that an incorporation target for a waste exporter profile has the potential to stimulate local recycling.

For example, with the approach of European incorporation obligations, Nestlé recently committed two billion Swiss francs to develop chemical recycling projects for plastics.³⁰

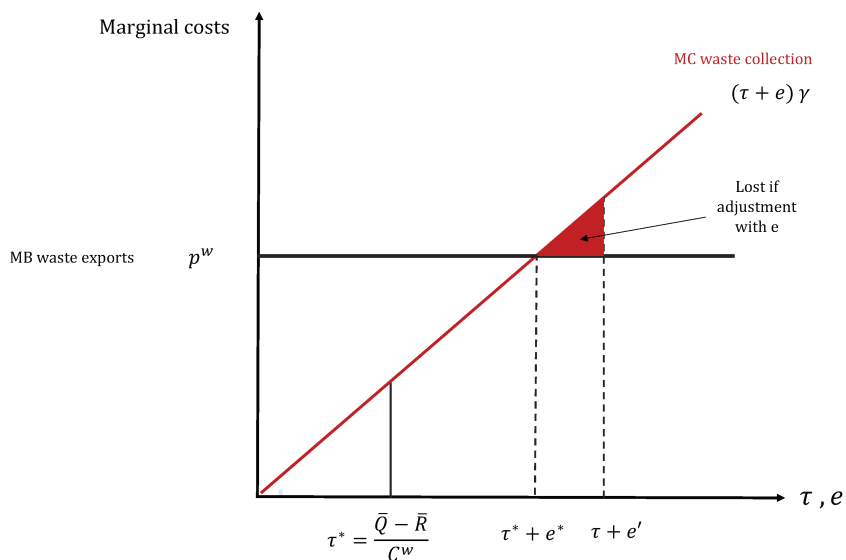
Lemma 10 (Recycling policies in a fragmented globalised world).

In a fragmented and globalised world, the recycling rate and the incorporation rate are not proportional anymore. The former includes waste and recycles exports, while the latter includes waste and recycles imports. The incorporation rate shows greater potential for boosting local recycling for a waste-exporter profile than the recycling rate.

Under a certain threshold, when taxing disposal, subsidising recycling and collection, the public authority will tend to stimulate waste exports. Above this threshold, local recycling increases. The effect on exports remains ambiguous. In particular, the decrease in legal exports could be offset by an increase in illegal exports (for disposal).

30. Article in Les Echos, by Myriam Chauvot "Why recycled plastic is becoming a rare... and expensive commodity", published on January 18, 2020, available at the following link : <https://www.lesechos.fr/industrie-services/energie-environnement/pourquoi-le-plastique-recycle-devient-une-denree-rare-et-chere-1164105>

Adjustment to the recycling target with waste exports



Adjustment to the recycling target with local recycling

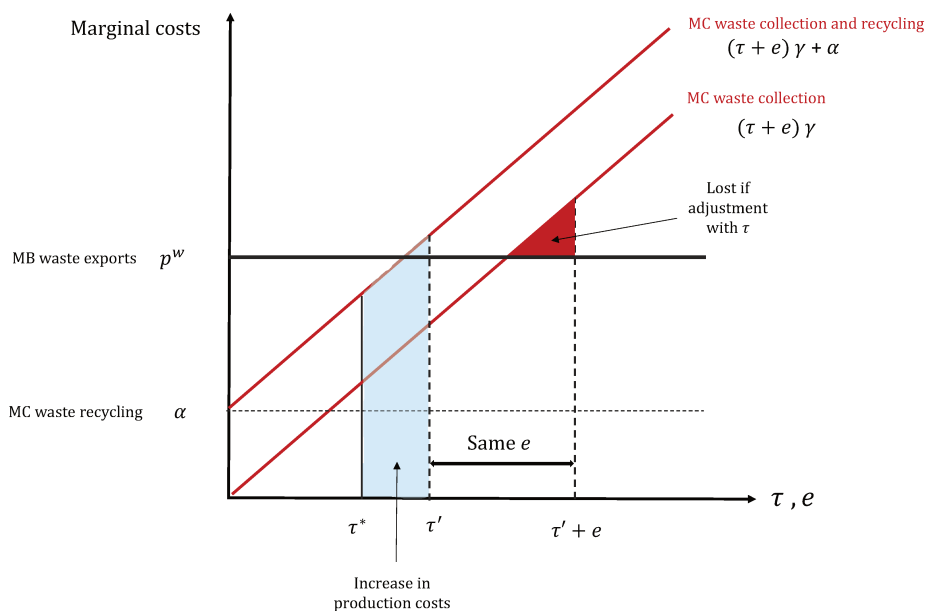


FIGURE III.3 – *Marginal analysis* : adjustment to the recycling target by a waste-exporter profile under competitive extraction

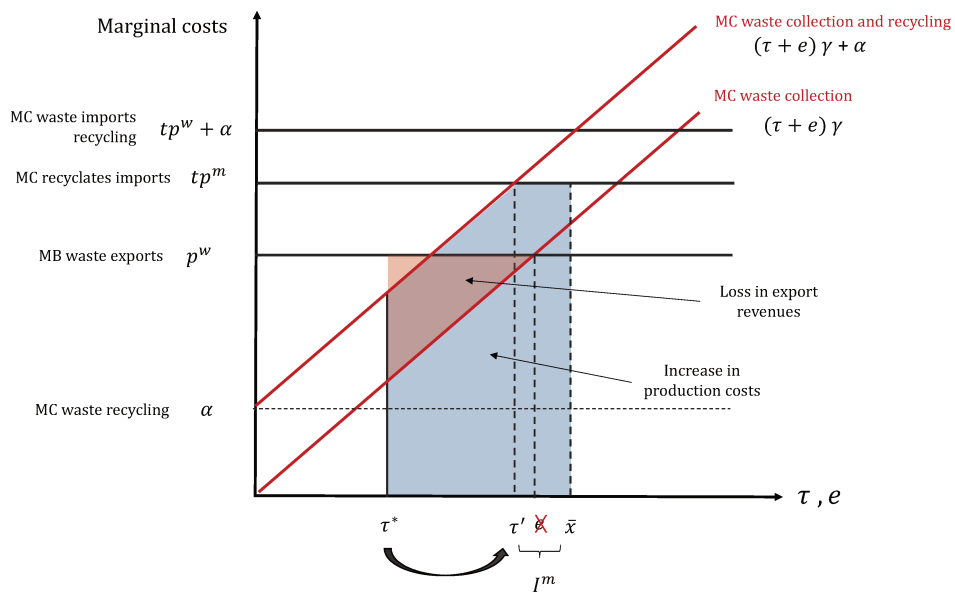


FIGURE III.4 – *Marginal analysis* : adjustment to the incorporation target by a waste-exporter profile and competitive extraction

5 Conclusion

The present paper represents the first research on *waste trade for recycling*, and its interactions with recycling policies.

The empirical approach documents the magnitude and the context pertaining to exports of waste from European countries to their main destinations (China, Hong-Kong, Turkey), and the EU dependence on these countries for recycling during the period 1998-2016, i.e., before the "Chinese ban".

The theoretical model aims at explaining the determinants and the underlying mechanisms of waste for recycling and its interactions with national recycling policies. The model makes several assumptions, among which a competitive extraction industry and a shortage in primary materials compared to productive needs. The model shows that a waste market emerges between two countries when the exporting country tends to present lower material residual needs and collection costs, higher recycling and disposal costs, and larger waste quantities. The exporter-profile seems to match Western countries' characteristics, while the importer-profile, developing countries with important material needs.

One important result that emerges from the model is that trade in secondary materials may just displace disposal, because foreign waste imports substitute to national waste collection. In such a setting, the importing country does not have incentive to develop its own (costly) collection program because it can rely on cheap foreign waste. Hence exports for recycling are neutral from the point of view of global recycling.

The paper does not adopt a normative approach, but recently, waste trade has been in the spotlight of several health and environmental scandals. We can see from the model that importing countries are more likely to be developing economies, presenting lower labour and environmental standards (lower disposal and recycling costs) and underdeveloped curbside collection and sorting programs.

From an environmental perspective, waste trade can be problematic in terms of emissions if the receiving country is far away (transportation emissions), and less environmentally-stringent. In addition, countries may have a long-term interest in boosting local recycling, in anticipation of resource depletion and to avoid dependence to foreign countries for waste management. And yet, the model shows that recycling policies may encourage waste exports while having no impact on local recycling. Policy-makers should take into account such interactions when designing recycling policies, if they aim at boosting local recycling.

All these elements question the environmental interest of allowing waste exports, to countries that are far away, have less strict standards, and non-optimised recycling and collection programs for their own waste. However, an export ban will not guarantee that (illegal) exports will stop, and it would probably be more efficient to develop an economic system where actors no longer have an interest in exporting but in using their waste, or in order to respect the waste management hierarchy (reduce, reuse, recycle), producing (much) less waste.

5. CONCLUSION

Further research is needed to complement this work. In particular, researchers could consider the aspects of quality in waste recycling, and the related information asymmetry on waste quality between the exporting and the importing country. In addition, modelling the extraction branch and the product market would provide a better understanding of recycling and trade in waste strategies. A normative approach could also help define optimal recycling and trade decisions.

Appendix

III.A Notations

TABLE III.A.1 – Notations used throughout the paper

\bar{Q}_i	material need for country i 's production
\bar{C}_i^w	waste generated by consumption of country i
R_i	quantity of local virgin resources used in country i for local production
\bar{R}_i	country i 's virgin resource reservoir
τ_i	waste collected in country i for local recycling and use
ω_i	cost associated to the disposal of waste in country i
γ_i	unit collection cost of country i
α_i	unit recycling cost of country i
r	unit extraction cost of country i (normalised to zero)
$\bar{\tau}_i$	Mandatory recycling rate in country i in resource autarky
\bar{x}_i	Mandatory incorporation rate in country i in resource autarky
\bar{T}_i	Mandatory recycling rate in country i with international trade of secondary materials
\bar{X}_i	Mandatory incorporation rate in country i with international trade of secondary materials
p^w	global waste price
t	multiplicative transportation cost
I_i^w	imports of foreign waste by country i
e_i	share of national waste that is exported by country i
p^m	global price of recycled material
I_m^w	imports of recycled material stemming from foreign waste by country i
m_i	share of national waste that is exported by country i as recycled material
d_i	share of national waste (of i) that is disposed in country i

III.B Waste trade data

The Harmonized System is a global product (six-digit) classification system. It is used by custom authorities around the world to classify traded products and to gather trade statistics. Table [III.B.1](#) lists the waste products considered in the empirical analysis. We have followed the classification of ([Dussaux and Glachant, 2014](#)) to identify waste products.

TABLE III.B.1 – Identification of waste products in the harmonized System (HS) Codes

HS Codes	Plastic waste
391510	Ethylene polymers ; waste, parings and scrap
391520	Styrene polymers ; waste, parings and scrap
391530	Vinyl chloride polymers ; waste, parings and scrap
391590	Plastics n.e.c. in heading no. 3915 ; waste, parings and scrap

HS Codes	Paper waste
470710	Paper or paperboard ; waste and scrap, of unbleached kraft paper or paperboard or corrugated paper or paperboard
470720	Paper or paperboard ; waste and scrap, paper or paperboard made mainly of bleached chemical pulp, not coloured in the mass
470730	Paper or paperboard ; waste and scrap, paper or paperboard made mainly of mechanical pulp (e.g. newspapers, journals and similar printed matter)
470790	Paper or paperboard ; waste and scrap, of paper or paperboard n.e.c. in heading no. 4707 and of unsorted waste and scrap

HS Codes	Metal waste
<i>Steel and iron</i>	
720410	Ferrous waste and scrap ; of cast iron
720421	Ferrous waste and scrap ; of stainless steel
720429	Ferrous waste and scrap ; of alloy steel (excluding stainless)
720430	Ferrous waste and scrap ; of tinned iron or steel
720441	Ferrous waste and scrap ; turnings, shavings, chips, milling waste, sawdust, fillings, trimmings and stampings, whether or not in bundles
720449	Ferrous waste and scrap ; n.e.c. in heading no. 7204
720450	Ferrous products ; remelting scrap ingots
<i>Aluminium</i>	
760200	Aluminium ; waste and scrap
262040	Slag, ash and residues ; (not from the manufacture of iron or steel),containing mainly aluminium

III.C Waste market

There exists a market when there is at least one seller and one buyer willing to exchange at a given price. We consider an importer j and an exporter k :

Buying condition :

$$\frac{\bar{Q}_j - \bar{R}_j}{C_j^w} > \frac{tp^w + \omega_j}{\gamma_j} \Leftrightarrow p^w < \frac{\gamma_j}{t} \cdot \frac{\bar{Q}_j - \bar{R}_j}{C_j^w} - \frac{\omega_j}{t} \quad (\text{III.37})$$

Selling condition :

$$\frac{\bar{Q}_k - \bar{R}_k}{C_k^w} < \frac{p^w + \omega_k}{\gamma_k} \Leftrightarrow p^w > \gamma_k \cdot \frac{\bar{Q}_k - \bar{R}_k}{C_k^w} - \omega_k \quad (\text{III.38})$$

Hence the condition is

$$\gamma_k \cdot \frac{\bar{Q}_k - \bar{R}_k}{C_k^w} + \frac{\omega_j}{t} < \frac{\gamma_j}{t} \cdot \frac{\bar{Q}_j - \bar{R}_j}{C_j^w} + \omega_k \quad (\text{III.39})$$

Hence, if there is at least two countries for which condition III.39 applies, a market of trading waste exists. We obtain the price by equalling supply and demand :

$$\frac{p^w + \omega_k}{\gamma_k} C_k^w - (\bar{Q}_k - \bar{R}_k) = (\bar{Q}_j - \bar{R}_j) - \frac{p^w + \omega_j}{\gamma_j} C_j^w \quad (\text{III.40})$$

This gives us :

$$p^w = \frac{\bar{Q}_k - \bar{R}_k + \bar{Q}_j - \bar{R}_j - \frac{\omega_j C_j^w}{\gamma_j} - \frac{\omega_k C_k^w}{\gamma_k}}{t \frac{C_j^w}{\gamma_j} + \frac{C_k^w}{\gamma_k}} \quad (\text{III.41})$$

The price decreases for a given increase in one's disposal cost :

$$\frac{\partial p^w}{\partial \omega_i} = \frac{-\frac{C_i^w}{\gamma_i}}{t \frac{C_j^w}{\gamma_j} + \frac{C_k^w}{\gamma_k}} < 0 \quad i = j, k \quad (\text{III.42})$$

The effect of collection cost is less clear cut :

$$\frac{\partial p^w}{\partial \gamma_j} = \left[\frac{C_j^w C_k^w}{\gamma_j^2 \gamma_k} (\omega_j - t\omega_k) + \frac{tC_j^w}{\gamma_j^2} (\bar{Q}_k - \bar{R}_k + \bar{Q}_j - \bar{R}_j) \right] \cdot \frac{1}{\left(\frac{tC_j^w}{\gamma_j} + \frac{C_k^w}{\gamma_k} \right)^2} \quad (\text{III.43})$$

$$\frac{\partial p^w}{\partial \gamma_k} = \left[\frac{C_k^w C_j^w}{\gamma_k^2 \gamma_j} (t\omega_k - \omega_j) + \frac{C_k^w}{\gamma_k^2} (\bar{Q}_k - \bar{R}_k + \bar{Q}_j - \bar{R}_j) \right] \cdot \frac{1}{\left(\frac{tC_j^w}{\gamma_j} + \frac{C_k^w}{\gamma_k} \right)^2} \quad (\text{III.44})$$

Hence collection costs of country i increases the global waste price $\frac{\partial p^w}{\partial \gamma_i} > 0$ if

w_i is sufficiently high compared to the disutility of its partner, and that there is an important residual material need of both countries.

We have

$$e_k C_k^w = I^w = \frac{\frac{C_k^w}{\gamma_k} (\bar{Q}_j - \bar{R}_j) - \frac{t C_j^w}{\gamma_j} (\bar{Q}_k - \bar{R}_k) + \frac{C_k^w C_j^w}{\gamma_k \gamma_j} (t \omega_k - \omega_j)}{\left(\frac{t C_j^w}{\gamma_j} + \frac{C_k^w}{\gamma_k} \right)} \quad (\text{III.45})$$

We can see that the trade is driven by disposal cost differentials, availability of waste in country k and its low-cost collection system, and material demand of country j .

III.D Unicity of markets

We consider two countries, an importer j and an exporter, k . We consider the existence of a market, when there is at least one seller and one buyer willing to exchange at a given price. We want to show under which conditions, when a waste market exists, it is the only market of secondary materials. Without unicity of markets, for instance, we could have country j importing waste and re-exporting recycled materials, and hence proposition 10 would not hold.

III.D.1 Existence of a (unique) waste market, and no recycles market

Consider an importer j and exporter k . Country j imports waste rather than recycled materials if :

$$t p^w + \omega_j < t p^m + \omega_j - \alpha_j \quad \text{and} \quad \frac{t p^w + \omega_j}{\gamma_j} < \frac{\bar{Q}_j - \bar{R}_j}{C_j^w} \quad (\text{III.46})$$

$$p^w < p^m - \frac{\alpha_j}{t} \quad \text{and} \quad p^w < \frac{\gamma_j}{t} \frac{\bar{Q}_j - \bar{R}_j}{C_j^w} - \frac{\omega_j}{t} \quad (\text{III.47})$$

Exporter k exports waste only if :

$$p^w + \omega_k > p^m + \omega_k - \alpha_k \quad \text{and} \quad \frac{p^w + \omega_k}{\gamma_k} > \frac{\bar{Q}_k - \bar{R}_k}{C_k^w} \quad (\text{III.48})$$

$$p^w > p^m - \alpha_k \quad \text{and} \quad p^w > \gamma_k \frac{\bar{Q}_k - \bar{R}_k}{C_k^w} - \omega_k \quad (\text{III.49})$$

Combining conditions :

$$\alpha_k > \frac{\alpha_j}{t} \quad \text{and} \quad \gamma_k \frac{\bar{Q}_k - \bar{R}_k}{C_k^w} + \frac{\omega_j}{t} < \frac{\gamma_j}{t} \frac{\bar{Q}_j - \bar{R}_j}{C_j^w} + \omega_k \quad (\text{III.50})$$

Hence, we obtain the same condition as before and :

$$\alpha_k > \frac{\alpha_j}{t} \quad (\text{III.51})$$

It is cheaper for the importing country to recycle waste at home, to fuel its local material demand.

Again, the market price is given by :

$$p^w = \frac{\bar{Q}_k - \bar{R}_k + \bar{Q}_j - \bar{R}_j - \frac{\omega_j C_j^w}{\gamma_j} - \frac{\omega_k C_k^w}{\gamma_k}}{t \frac{C_j^w}{\gamma_j} + \frac{C_k^w}{\gamma_k}} \quad (\text{III.52})$$

The market is unique, because there is either no supply or no demand for recycled materials

— *No supply*

Country j does not develop an export recycling business because :

$$\alpha_j > p^m - tp^w \quad (\text{III.53})$$

At the same time, we have $\alpha_j < t(p^m - p^w)$, otherwise country i would import recycled materials rather than waste. We obtain a condition on t :

$$t > 1 \quad (\text{III.54})$$

As t is a multiplicative transportation cost, it is necessary greater than one, otherwise transportation costs are negative.

— *No demand*

Country k does not import recycled materials for its production because

$$\frac{tp^m + \omega_k - \alpha_k}{\gamma_k} > \frac{\bar{Q}_k - \bar{R}_k}{C_k^w} \quad (\text{III.55})$$

$$p^m > \frac{\gamma_k}{t} \frac{\bar{Q}_k - \bar{R}_k}{C_k^w} + \frac{\alpha_k - \omega_k}{t} \quad (\text{III.56})$$

At the same time we have $p^m < \alpha_k + p^w$, otherwise the country would export recycled materials rather than waste :

$$\frac{\gamma_k}{t} \frac{\bar{Q}_k - \bar{R}_k}{C_k^w} + \frac{\alpha_k - \omega_k}{t} < \alpha_k + p^w \quad (\text{III.57})$$

$$p^w > \frac{\gamma_k \bar{Q}_k - \bar{R}_k}{t C_k^w} - \frac{(t-1)\alpha_k}{t} - \frac{\omega_k}{t} \quad (\text{III.58})$$

Replacing p^w

$$\frac{\bar{Q}_k - \bar{R}_k + \bar{Q}_j - \bar{R}_j - \frac{\omega_j C_j^w}{\gamma_j} - \frac{\omega_k C_k^w}{\gamma_k}}{t \frac{C_j^w}{\gamma_j} + \frac{C_k^w}{\gamma_k}} > \frac{\gamma_k \bar{Q}_k - \bar{R}_k}{t C_k^w} - \frac{(t-1)\alpha_k}{t} - \frac{\omega_k}{t} \quad (\text{III.59})$$

$$\frac{t-1}{t} \left(\bar{Q}_k - \bar{R}_k - \frac{\omega_k C_k^w}{\gamma_k} + \frac{\alpha_k C_k^w}{\gamma_k} \right) + \bar{Q}_j - \bar{R}_j - \frac{\omega_j C_j^w}{\gamma_j} > \frac{C_j^w}{\gamma_j} \left(\gamma_k \frac{\bar{Q}_k - \bar{R}_k}{C_k^w} - (t-1)\alpha_k - w_k \right) \quad (\text{III.60})$$

$$\frac{t-1}{t} \frac{C_k^w}{\gamma_k} \left(\gamma_k \frac{\bar{Q}_k - \bar{R}_k}{C_k^w} - \omega_k + \alpha_k \right) + \bar{Q}_j - \bar{R}_j - \frac{\omega_j C_j^w}{\gamma_j} > \frac{C_j^w}{\gamma_j} \left(\gamma_k \frac{\bar{Q}_k - \bar{R}_k}{C_k^w} - (t-1)\alpha_k - w_k \right) \quad (\text{III.61})$$

$$\left(\frac{t-1}{t} \frac{\gamma_j C_k^w}{\gamma_k C_j^w} \right) \left(\gamma_k \frac{\bar{Q}_k - \bar{R}_k}{C_k^w} + \alpha_k - \omega_k \right) + \gamma_j \frac{\bar{Q}_j - \bar{R}_j}{C_j^w} - \omega_j > + \gamma_k \frac{\bar{Q}_k - \bar{R}_k}{C_k^w} - \omega_k - (t-1)\alpha_k \quad (\text{III.62})$$

We have $t > 1$ and $\alpha_k > \omega_k$ from our hypotheses.

A sufficient condition, more restrictive than equation III.50, is :

$$\gamma_j \frac{\bar{Q}_j - \bar{R}_j}{C_j^w} - \omega_j > \gamma_k \frac{\bar{Q}_k - \bar{R}_k}{C_k^w} - \omega_k \quad (\text{III.63})$$

III.D.2 Existence of the waste market with a negative price

We have seen that the waste price can be negative. If p^w is sufficiently negative, it can substitute virgin resources (free of use) or create conditions for illegal dumping, out of the scope of the paper.

The country k exports waste at a negative price (i.e., pays for the waste removal) as long as $-p^w < w_k$. The country j imports waste at a negative price without having the incentive to dispose of it if under the following assumption :

$$\text{No illegal dumping : } -tp^w < w_j \quad (\text{III.64})$$

At the same time we had assumed $\alpha_j > w_j$ so $\alpha_j > -tp^w$. Hence, in our model, if there are no favourable conditions for illegal dumping, there are also no favourable

conditions for substitution with virgin resources in the importing country. Replacing p^w by its equilibrium value we obtain :

$$\bar{Q}_k - \bar{R}_k + \bar{Q}_j - \bar{R}_j > \frac{C_k^w}{\gamma_k} \left(\omega_k - \frac{\omega_j}{t} \right) \quad (\text{III.65})$$

III.D.3 Existence of a (unique) recyclates market, and no waste market

Country j imports recycled materials only if :

$$tp^m - \alpha_j + \omega_j < tp^w + \omega_j \quad \text{and} \quad \frac{tp^m - \alpha_j + \omega_j}{\gamma_j} < \frac{\bar{Q}_j - \bar{R}_j}{C_j^w} \quad (\text{III.66})$$

$$p^m < p^w + \frac{\alpha_j}{t} \quad \text{and} \quad p^m < \frac{\gamma_j \bar{Q}_j - \bar{R}_j}{t C_j^w} + \frac{\alpha_j - \omega_j}{t} \quad (\text{III.67})$$

Exporter k exports recycled materials only if :

$$p^m - \alpha_k + \omega_k > p^w + \omega_k \quad \text{and} \quad \frac{p^m - \alpha_k + \omega_k}{\gamma_k} > \frac{\bar{Q}_k - \bar{R}_k}{C_k^w} \quad (\text{III.68})$$

$$p^m > p^w + \alpha_k \quad \text{and} \quad p^m > \frac{\gamma_k (\bar{Q}_k - \bar{R}_k)}{C_k^w} + \alpha_k - \omega_k \quad (\text{III.69})$$

Hence we obtain

$$\alpha_k < \frac{\alpha_j}{t} \quad \text{and} \quad \gamma_k \frac{\bar{Q}_k - \bar{R}_k}{C_k^w} + \alpha_k - \omega_k < \frac{\gamma_j \bar{Q}_j - \bar{R}_j}{t C_j^w} + \frac{\alpha_j - \omega_j}{t} \quad (\text{III.70})$$

$$\alpha_k < \frac{\alpha_j}{t} \quad \text{and} \quad \gamma_k \frac{\bar{Q}_k - \bar{R}_k}{C_k^w} - \omega_k < \frac{\gamma_j \bar{Q}_j - \bar{R}_j}{t C_j^w} - \frac{\omega_j}{t} \quad (\text{III.71})$$

The importing country imports recycled materials rather than waste, if the exporting country has an economic advantage in recycling.

The market price is given by :

$$m_k C_k^w = I_j^m \quad (\text{III.72})$$

$$\left(\frac{p^m + \omega_k - \alpha_k}{\gamma_k} \right) C_k^w - (\bar{Q}_k - \bar{R}_k) = (\bar{Q}_j - \bar{R}_j) - C_j^w \left(\frac{tp^m + \omega_j - \alpha_j}{\gamma_j} \right) \quad (\text{III.73})$$

$$p^m = \frac{(\bar{Q}_j - \bar{R}_j + \bar{Q}_k - \bar{R}_k + \frac{\alpha_k - \omega_k}{\gamma_k} C_k^{rw} + \frac{\alpha_j - \omega_j}{\gamma_j} C_j^{rw})}{\frac{C_k^w}{\gamma_k} + t \frac{C_j^w}{\gamma_j}} \quad (\text{III.74})$$

$p^m \geq 0$ as we have assumed that $\bar{Q}_i \geq \bar{R}_i$ and $\alpha_k > \omega_k$ $i = j, k$

Let us demonstrate the conditions for which the market is unique. Country j does not import waste for its production because :

$$tp^w > tp^m - \alpha_j \quad (\text{III.75})$$

Country j does not develop a waste export recycling business (for an existing waste market) because :

$$p^w < tp^m - \alpha_j \quad (\text{III.76})$$

Hence :

$$\frac{p^w + \alpha_j}{t} < p^m < p^w + \frac{\alpha_j}{t} \quad (\text{III.77})$$

This leads to

$$t > 1 \quad (\text{III.78})$$

Country k does not import waste ($I^w = 0$ and $W^w = 0$), because :

$$\frac{tp^w + \omega_k}{\gamma_k} > \frac{\bar{Q}_k - \bar{R}_k}{C_k^{rw}} \quad \text{and} \quad tp^w < p^m - \alpha_k \quad (\text{III.79})$$

Combining both conditions,

$$p^m > \gamma_k \frac{\bar{Q}_k - \bar{R}_k}{C_k^{rw}} + \alpha_k - \omega_k \quad (\text{III.80})$$

We come back to condition III.68. Replacing p^m , we have :

$$\frac{(\bar{Q}_j - \bar{R}_j + \bar{Q}_k - \bar{R}_k + \frac{\alpha_k - \omega_k}{\gamma_k} C_k^{rw} + \frac{\alpha_j - \omega_j}{\gamma_j} C_j^{rw})}{\frac{C_k^w}{\gamma_k} + t \frac{C_j^w}{\gamma_j}} > \gamma_k \frac{\bar{Q}_k - \bar{R}_k}{C_k^{rw}} + \alpha_k - \omega_k \quad (\text{III.81})$$

We multiply the numerator and denominator of the left-hand side by $\frac{\gamma_j}{tC_j^w}$. We obtain

$$\frac{(\bar{Q}_j - \bar{R}_j + \bar{Q}_k - \bar{R}_k) \frac{\gamma_j}{tC_j^w} + \frac{(\alpha_k - \omega_k) \gamma_j}{t\gamma_k C_j^w} C_k^{rw} + \frac{\alpha_j - \omega_j}{t}}{\frac{C_k^w \gamma_j}{tC_j^w \gamma_k} + 1} > \gamma_k \frac{\bar{Q}_k - \bar{R}_k}{C_k^{rw}} + \alpha_k - \omega_k \quad (\text{III.82})$$

We re-obtain condition III.70 :

$$\gamma_k \frac{\bar{Q}_k - \bar{R}_k}{C_k^w} + \alpha_k - \omega_k < \frac{\gamma_j}{t} \frac{\bar{Q}_j - \bar{R}_j}{C_j^w} + \frac{\alpha_j - \omega_j}{t} \quad (\text{III.83})$$

Hence $t > 1$ and the conditions of the existence of a recyclates market is sufficient for its unicity, i.e., a waste market does not emerge in parallel.

III.E Recycling policies in a partial equilibrium

III.E.1 Local recycling as residual material demand

From equation III.23, we can see that unilateral recycling policies will interact with the waste market. We recall that given our hypotheses, we had :

$$\text{(no substitution) : } \omega_i > \alpha_i \quad i = j, k \quad (\text{III.84})$$

$$\text{(waste market) : } \alpha_k > \frac{\alpha_j}{t} \quad (\text{III.85})$$

$$\text{(no illegal dumping) : } -tp^w < \omega_j \quad (\text{III.86})$$

We allow relaxing $\omega_i > \alpha_i$. We first study the effects of the recycling policies in the partial equilibrium framework, when recycling is still driven by local material demand, i.e. the corner solution outperforms the corner solution :

$$\omega_k - \alpha_k < \gamma_k(\bar{Q}_k - \bar{R}_k) \quad (\text{III.87})$$

In this case we are still in the same equilibrium event if financial incentives for local recycling are higher. The waste price is still given by :

$$p^w = \frac{\bar{Q}_k - \bar{R}_k + \bar{Q}_j - \bar{R}_j - \frac{\omega_k C_k^w}{\gamma_k} - \frac{\omega_j C_j^w}{\gamma_j}}{\frac{tC_j^w}{\gamma_j} + \frac{C_k^w}{\gamma_k}} \quad (\text{III.88})$$

III.E.1.1 Collection subsidy

We study the effect of a subsidy in γ_k , i.e., a decrease of γ_k .

In our equilibrium we have :

$$e_k C_k^w = \frac{p^w + \omega_k}{\gamma_k} C_k^w - (\bar{Q}_k - \bar{R}_k) \quad (\text{III.89})$$

From this equation, we see that an increase in γ_k will tend to increase e_k . However,

the waste price also reacts to γ_k :

$$\frac{\partial p^w}{\partial \gamma_k} = \left[\frac{C_k^w C_j^w}{\gamma_k^2 \gamma_j} (t\omega_k - \omega_j) + \frac{C_k^w}{\gamma_k^2} (\bar{Q}_k - \bar{R}_k + \bar{Q}_j - \bar{R}_j) \right] \cdot \frac{1}{\left(\frac{tC_j^w}{\gamma_j} + \frac{C_k^w}{\gamma_k} \right)^2} \quad (\text{III.90})$$

If we have $t\omega_k > \omega_j$, we will always have $\frac{\partial p^w}{\partial \gamma_k} > 0$, i.e., p^w will decrease following a decrease in γ_k . A decrease in p^w should decrease waste exports, all else equal.

If we replace p^w in equation III.89, we obtain :

$$e_k C_k^w = \frac{\left(\frac{C_k^w}{\gamma_k} \right) [\bar{Q}_j - \bar{R}_j] - \left(\frac{tC_j^w}{\gamma_j} \right) [\bar{Q}_k - \bar{R}_k] + \frac{C_j^w C_k^w}{\gamma_j \gamma_k} [t\omega_k - \omega_j]}{\frac{tC_j^w}{\gamma_j} + \frac{C_k^w}{\gamma_k}} \quad (\text{III.91})$$

$$e_k C_k^w = \frac{(C_k^w) [\bar{Q}_j - \bar{R}_j] - \left(\frac{t\gamma_k C_j^w}{\gamma_j} \right) [\bar{Q}_k - \bar{R}_k] + \frac{C_j^w C_k^w}{\gamma_j} [t\omega_k - \omega_j]}{\frac{t\gamma_k C_j^w}{\gamma_j} + C_k^w} \quad (\text{III.92})$$

Deriving with respect to γ_k , we obtain :

$$\frac{\partial e_k C_k^w}{\partial \gamma_k} = -\frac{tC_j^w C_k^w}{\gamma_j} \left(\bar{Q}_k - \bar{R}_k + \bar{Q}_j - \bar{R}_j + \left(\frac{\omega_j}{t} - \omega_k \right) \right) \cdot \frac{1}{\left(\frac{t\gamma_k C_j^w}{\gamma_j} + C_k^w \right)^2} \quad (\text{III.93})$$

We always have $\frac{\partial e_k C_k^w}{\partial \gamma_k} < 0$ (meaning when γ_k decreases, it increases exports), except if $\omega_k - \frac{\omega_j}{t}$ is very large, because the waste price will increase with the decrease of γ_k .

III.E.1.2 Recycling subsidy

As long as α_k stays below $\frac{\alpha_j}{t}$ and $\omega_k - \alpha_k < \gamma_k(\bar{Q}_k - \bar{R}_k)$, the recycling subsidy allows a reduction in production costs but does not influence the waste market nor the local recycling performance.

Indeed, α_k does not have an effect on the waste price, nor on the waste supply function nor on the recycling rate, equals to residual material needs.

III.E.1.3 Disposal tax

We study the effect of a tax on ω_k , i.e., an increase of ω_k below the cost of recycling α_k . From equation III.89 we see that the disposal tax will tend to increase the share of exports. At the same time, it has a negative impact on the global waste

price, which could compensate the tax increase.

Deriving $e_k C_k^w$ with respect to ω_k , we obtain :

$$\frac{\partial e_k C_k^w}{\partial \omega_k} = e_k C_k^w = \frac{\frac{t C_k^w C_j^w}{\gamma_k \gamma_j}}{\frac{t C_j^w}{\gamma_j} + \frac{C_k^w}{\gamma_k}} > 0 \quad (\text{III.94})$$

Hence the waste disposal tax increases the waste exports, i.e. compensates the price decrease.

III.E.2 Local recycling as a response to local waste pollution

We now consider that taxing disposal and subsidising recycling and collection has led to the following result (interior solution of the resource autarky) :

$$\omega_k - \alpha_k < \gamma_k (\bar{Q}_k - \bar{R}_k) \quad (\text{III.95})$$

We need to redefine the equilibrium.

III.E.2.1 supply and demand functions

So by definition, local recycling increases compared to the corner solution. But what is the effect on exports? Because the country has used more waste for its production, the export branch should start collect waste located further away, more difficult to collect and to sort. The supply function stays identical :

$$e_k C_k^w = \frac{p^w + \omega_k}{\gamma_k} - \tau_k^* \quad (\text{III.96})$$

τ_k^* is higher and reduces e_k everything else equal. Increased recycling is made possible because of possibly higher ω_k and lower γ_k , increasing rentability of waste exports. The effect on p^w is not clear because the equilibrium changed (previously driven by the corner solution). We can rewrite e_k as :

$$e_k C_k^w = \frac{p^w + \alpha_k}{\gamma_k} \quad (\text{III.97})$$

The higher the alpha, the less country k recycles locally (the closer one gets to the corner solution), so the more country k will export for a given waste price.

As before the country will export waste as long as it offsets collection and disposal costs. Hence we need

$$\frac{\omega_k - \alpha_k}{\gamma_k} < \frac{p^w + \omega_k}{\gamma_k} \quad (\text{III.98})$$

This leads to :

$$-\alpha_k < p^w \quad (\text{III.99})$$

Unless the price is very negative, the country will still have incentives to export.

We assume that the situation in country j remained similar (no recycling policies), as in the baseline framework.

$$I^w = (\bar{Q}_j - \bar{R}_j) - C_j^w \left(\frac{tp^w + \omega_j}{\gamma_j} \right) \quad (\text{III.100})$$

It requires for $I^w > 0$ that the waste price has not increased too much, i.e., $\frac{tp^w + \omega_j}{\gamma_j} < \frac{\bar{Q}_j - \bar{R}_j}{C_j^w}$

III.E.2.2 Unicity and existence of the waste market

Country j imports waste rather than recycled materials if :

$$tp^w + \omega_j < tp^m + \omega_j - \alpha_j \quad \text{and} \quad \frac{tp^w + \omega_j}{\gamma_j} < \frac{\bar{Q}_j - \bar{R}_j}{C_j^w} \quad (\text{III.101})$$

We obtain

$$\frac{\alpha_j}{t} < (p^m - p^w) \quad \text{and} \quad p^w < \frac{\gamma_j \bar{Q}_j - \bar{R}_j}{t C_j^w} - \frac{\omega_j}{t} \quad (\text{III.102})$$

Country k exports waste rather than recycled materials if :

$$tp^w + \omega_k > tp^m + \omega_k - \alpha_k \quad \text{and} \quad \frac{p^w + \omega_k}{\gamma_k} > \frac{\omega_k - \alpha_k}{\gamma_k} \quad (\text{III.103})$$

We obtain

$$\alpha_k > p^m - p^w \quad \text{and} \quad p^w > -\alpha_k \quad (\text{III.104})$$

Combining both conditions :

$$\frac{\alpha_j}{t} < \alpha_k \quad \text{and} \quad \frac{\gamma_j \bar{Q}_j - \bar{R}_j}{t C_j^w} - \frac{\omega_j}{t} + \alpha_k > 0 \quad (\text{III.105})$$

We look at the conditions for its unicity.

— *No supply*

Country j does not develop an export recycling business because :

$$\alpha_j > p^m - tp^w \quad (\text{III.106})$$

At the same time, we have $\alpha_j < t(p^m - p^w)$, otherwise country i would import recycled materials rather than waste. We still obtain $t > 1$. As t is a

multiplicative transportation cost, it is necessary greater than one, otherwise transportation costs are negative.

— *No demand*

Country k does not import recycled materials for its production because

$$\frac{tp^m + \omega_k - \alpha_k}{\gamma_k} > \frac{\omega_k - \alpha_k}{\gamma_k} \quad (\text{III.107})$$

$$tp^m > 0 \quad (\text{III.108})$$

Because $t > 1$, we obtain :

$$p^m > 0 \quad (\text{III.109})$$

Country k would import recycled materials for its production only if it is paid to do so.

III.E.2.3 Equilibrium, waste price and illegal trade

We look at this new equilibrium and see if it is defined :

$$e_k C_k^w = I^w \quad (\text{III.110})$$

$$\frac{p^w + \alpha_k}{\gamma_k} C_k^w = (\bar{Q}_j - \bar{R}_j) - \frac{tp^w + \omega_j}{\gamma_j} C_j^w \quad (\text{III.111})$$

$$p^w = \frac{(\bar{Q}_j - \bar{R}_j) - \frac{\omega_j}{\gamma_j} C_j^w - \frac{\alpha_k}{\gamma_k} C_k^w}{\left(\frac{C_k^w}{\gamma_k} + \frac{tC_j^w}{\gamma_j} \right)} \quad (\text{III.112})$$

We obtain :

$$I^w = e_k C_k^w = \frac{(\bar{Q}_j - \bar{R}_j) + \frac{C_j^w}{\gamma_j} (t\alpha_k - \omega_j)}{\frac{tC_j^w \gamma_k}{\gamma_j C_k^w} + 1} \quad (\text{III.113})$$

We look if it satisfies $-\alpha_k < p^w$, this gives us the following condition :

$$(\bar{Q}_j - \bar{R}_j) + \frac{C_j^w}{\gamma_j} (t\alpha_k - \omega_j) > 0 \Leftrightarrow I^w = e_k C_k^w > 0 \quad (\text{III.114})$$

Because $t\alpha_k > \alpha_j > \omega_j$, this condition is satisfied. At the same time, it should not produce conditions for illegal trade and dumping : $-tp^w < \omega_j$. We obtain :

$$\text{new A6 : "No illegal trade" } (\bar{Q}_j - \bar{R}_j) + \frac{C_k^w}{\gamma_k} \left(\frac{\omega_j}{t} - \alpha_k \right) > 0 \quad (\text{III.115})$$

Hence country j 's residual demand $(\bar{Q}_j - \bar{R}_j)$ and ω_j should be sufficiently high, in order not to produce the conditions for illegal trade and dumping. Before we had :

$$\text{former A6 : } (\bar{Q}_k - \bar{R}_k) + (\bar{Q}_j - \bar{R}_j) + \frac{C_k^w}{\gamma_k} \left(\frac{\omega_j}{t} - \omega_k \right) > 0 \quad (\text{III.116})$$

Is it more restrictive than in the previous equilibrium? Yes if for a identical γ_k and a reduced α'_k :

$$(\bar{Q}_k - \bar{R}_k) + \frac{C_k^w}{\gamma_k} (\alpha'_k - \omega_k) > 0 \quad (\text{III.117})$$

Is $\alpha'_k > \omega_k$? We have made no such assumption so we cannot conclude precisely.

Combining A6 and $-\alpha_k < p^w$ (k exports waste rather than recycled materials) we obtain the following condition :

$$2(\bar{Q}_j - \bar{R}_j) + \omega_j \left(t \frac{C_k^w}{\gamma_k} - \frac{C_j^w}{\gamma_j} \right) + \alpha_k \left(t \frac{C_j^w}{\gamma_j} - \frac{C_k^w}{\gamma_k} \right) > 0 \quad (\text{III.118})$$

If k exports waste without incentives to illegal trade, it is because j 's residual material needs are sufficiently high. If k presents high waste quantities, it is counterbalanced by j 's aversion to disposal.

III.E.2.4 Recycling policy

Country k is still considered to have a recycling disadvantage $\alpha_k < \frac{\alpha_j}{t}$. And with our new equilibrium : $\tau_k = \frac{\omega_k - \alpha_k}{\gamma_k} > \frac{\bar{Q}_k - \bar{R}_k}{C_k^w}$.

Are waste exports reduced? We previously had :

$$e_k C_k^w = \frac{[\bar{Q}_j - \bar{R}_j] - \left(\frac{t C_j^w \gamma_k}{C_k^w \gamma_j} \right) [\bar{Q}_k - \bar{R}_k] + \frac{C_j^w}{\gamma_j} [t \omega_k - \omega_j]}{\frac{t C_j^w \gamma_k}{C_k^w \gamma_j} + 1} \quad (\text{III.119})$$

And now :

$$e_k C_k^w = \frac{(\bar{Q}_j - \bar{R}_j) + \frac{C_j^w}{\gamma_j} (t \alpha_k - \omega_j)}{\frac{t C_j^w \gamma_k}{\gamma_j C_k^w} + 1} \quad (\text{III.120})$$

For an unchanged γ_k we can rewrite it as :

$$e'_k C_k^w = \frac{(\bar{Q}_j - \bar{R}_j) + \frac{C_j^w}{\gamma_j} (t \alpha'_k - \omega_j)}{\frac{t C_j^w \gamma_k}{\gamma_j C_k^w} + 1} \quad (\text{III.121})$$

Exports decreased if :

$$- \left(\frac{tC_j^w \gamma_k}{C_k^w \gamma_j} \right) [\bar{Q}_k - \bar{R}_k] - \frac{tC_j^w}{\gamma_j} (\alpha'_k - \omega_k) < 0 \quad (\text{III.122})$$

$$\left(\frac{\gamma_k}{C_k^w} \right) [\bar{Q}_k + \bar{R}_k] + (\alpha'_k - \omega_k) > 0 \quad (\text{III.123})$$

We see that if exports for recycling decrease, it creates more favourable conditions for illegal trade and dumping.

Bibliographie

- Acemoglu, D., P. Aghion, L. Bursztyn, and D. Hemous (2012). The Environment and Directed Technical Change. *American Economic Review* 102(1), 131–166.
- Acemoglu, D., S. Naidu, P. Restrepo, and J. A. Robinson (2019). Democracy Does Cause Growth. *Journal of Political Economy* 127(1), 47–100.
- ADEME (2017). Etude comparative de la taxation de l'élimination des déchets en Europe.
- ADEME (2018). Les impacts du smartphone. Un téléphone pas si "smart" pour l'environnement. French Environment and Energy Management Agency (ADEME).
- ADEME, F. E. . E. M. A. (2016). Le gisement des emballages ménagers en France. Focus sur 10 marchés de grande consommation (1997-2012). Rapport du Conseil National de l'Emballage (CNE), l'ADEME et Eco-Emballages.
- AGEC (2020). Loi n° 2020-105 du 10 février 2020 relative à la lutte contre le gaspillage et à l'économie circulaire. Journal Officiel, <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000041553759/>.
- Allwood, J. M., M. F. Ashby, T. G. Gutowski, and E. Worrell (2011). Material efficiency : A white paper. *Resources, Conservation and Recycling* 55(3), 362 – 381.
- Amorce (2015). Panorama des filières REP Européennes. Série Technique. Amorce (Association des collectivités territoriales et des professionnels) DT 68. ADEME 8482.
- Anderson, C. L. (1987). The production process : Inputs and wastes. *Journal of Environmental Economics and Management* 14(1), 1 – 12.
- Anderson, T. and C. Hsiao (1982). Formulation and estimation of dynamic models using panel data. *Journal of Econometrics* 18(1), 47 – 82.
- Antoni, G. D. and G. V. Marzetti (2019). Recycling and waste generation : An estimate of the source reduction effect of recycling programs. *Ecological Economics* 161, 321 – 329.
- Antweiler, W., B. R. Copeland, and M. S. Taylor (2001, 09). Is free trade good for the environment ? *The American Economic Review* 91(4), 877–908.

- ARA Altstoff Recycling Austria (2019). List of tariff rates.
- Arellano, M. (1989). A note on the anderson-hsiao estimator for panel data. *Economics Letters* 31(4), 337 – 341.
- Arellano, M. and S. Bond (1991). Some tests of specification for panel data : Monte carlo evidence and an application to employment equations. *The Review of Economic Studies* 58(2), 277–297.
- Arnaud, B. (2017). Extended Producer Responsibility and Green Marketing : An Application to Packaging. *Environmental and Resource Economics* 67(2), 285–296.
- Ayres, R. U. (1998). Eco-thermodynamics : economics and the second law. *Ecological Economics* 26(2), 189–209.
- Ayres, R. U. (1999). The second law, the fourth law, recycling and limits to growth. *Ecological Economics* 29(3), 473 – 483.
- Ayres, R. U. and A. V. Kneese (1969). Production, Consumption, and Externalities. *The American Economic Review* 59(3), 282–297.
- Badgett, A., E. Newes, and A. Milbrandt (2019). Economic analysis of wet waste-to-energy resources in the United States. *Energy* 176, 224–234.
- Baggs, J. (2009). International Trade in Hazardous Waste. *Review of International Economics* 17(1), 1 – 16.
- Baltagi, B. (2015). *The Oxford Handbook of Panel Data*. Oxford University Press.
- Barles, S. (2014). L’écologie territoriale et les enjeux de la dématérialisation des sociétés : l’apport de l’analyse des flux de matières . *Développement durable et territoires* 5(1).
- Barraqué, B. and P. Laigneau (2017). Agences de l’eau : rétrospection prospective. *Annales des Mines - Responsabilité et environnement* 87(3), 114–120.
- Barraqué, B. (2007). Les Agences de l’eau et le contexte de la régionalisation. *Responsabilité et Environnement* 46, 73–80.
- Baumgärtner, S. (2004). Price ambivalence of secondary resources : joint production, limits to substitution, and costly disposal. *Resources, Conservation and Recycling* 43(1), 95–117.
- Baumgärtner, S. and R. Winkler (2003). Markets, technology and environmental regulation : price ambivalence of waste paper in Germany. *Ecological Economics* 47(2), 183–195.
- Beaumont, N. J., M. Aanesen, M. C. Austen, T. Börger, J. R. Clark, M. Cole, T. Hooper, P. K. Lindeque, C. Pascoe, and K. J. Wyles (2019). Global ecological, social and economic impacts of marine plastic. *Marine Pollution Bulletin* 142, 189–195.

- Belastingdienst (2019). Packaging tax abolished. www.belastingdienst.nl (retrieved 01.10.2019).
- Bernard, S. (2015). North-south trade in reusable goods : Green design meets illegal shipments of waste. *Journal of Environmental Economics and Management* 69, 22 – 35.
- Bernard, S. (2019). Multidimensional Green Product Design. *Environmental and Resource Economics* 72(4), 1183–1202.
- Bernard, S., D. Dussaux, M. Fodha, and M. Glachant (2012). *Le commerce international des déchets*, Chapter 7, pp. 104–118.
- Bertrand, E. and C. Destais (2002). Le « théorème de coase », une réflexion sur les fondements microéconomiques de l'intervention publique. *Reflets et perspectives de la vie économique* 2, 111–124.
- Bezin, E. (2019). The economics of green consumption, cultural transmission and sustainable technological change. *Journal of Economic Theory* 181, 497 – 546.
- Bigard, C. (2018). Éviter-Réduire-Compenser : d'un idéal conceptuel aux défis de mise en oeuvre : une analyse pluridisciplinaire et multi-échelle. Thèse de doctorat. Université Montpellier. .
- Bigard, C., B. Regnery, S. Pioch, and J. D. Thompson (2020). De la théorie à la pratique de la séquence Éviter-réduire-compenser (erc) : éviter ou légitimer la perte de biodiversité? *Développement durable et territoires* 11(2).
- BIR (2016). Bureau of International Recycling. Ferrous Division. BIR global facts and figures. "World steel recycling in Figures 2012-2016 : Steel Scrap - a Raw Material for Steelmaking". .
- Boulding, K. (1966). Chapter The economics of the coming spaceship earth, pp. 3–14. Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Bozio, A. and J. Grenet (2010). *Economie des politiques publiques*. La Découverte.
- Breusch, T. S. and A. R. Pagan (1980). The Lagrange Multiplier Test and its Applications to Model Specification in Econometrics. *The Review of Economic Studies* 47(1), 239–253.
- Brooks, A. C. (2005). What do nonprofit organizations seek? (And why should policymakers care?). *Journal of Policy Analysis and Management* 24(3), 543–558.
- Brooks, A. L., S. Wang, and J. R. Jambeck (2018). The Chinese import ban and its impact on global plastic waste trade. *Science Advances* 4(6).
- Brouillat, E. and V. Oltra (2012). Extended producer responsibility instruments and innovation in eco-design : An exploration through a simulation model. *Ecological Economics* 83(Supplement C), 236–245.

- Brunnermeier, S. B. and M. Cohen (2003). Determinants of environmental innovation in US manufacturing industries. *Journal of Environmental Economics and Management* 45(2), 278–293.
- Bundeskartellamt (2012). (German competition authority). Sektoruntersuchung duale Systeme. Zwischenbilanz der Wettbewerbsöffnung.
- Butcher, S. S., R. J. Charlson, G. H. Orians, and G. V. Wolfe (1992). *Global Biogeochemical Cycles*. Academic Press.
- Cainelli, G., A. D’Amato, and M. Mazzanti (2020). Resource efficient eco-innovations for a circular economy : Evidence from EU firms. *Research Policy* 49(1), 103827.
- Calcott, P. and M. Walls (2000). Can Downstream Waste Disposal Policies Encourage Upstream "Design for Environment"? *American Economic Review* 90(2), 233–237.
- Calcott, P. and M. Walls (2005). Waste, recycling, and "Design for Environment" : Roles for markets and policy instruments. *Resource and Energy Economics* 27(4), 287 – 305.
- Calel, R. and A. Dechezleprêtre (2016). Environmental Policy and Directed Technological Change : Evidence from the European Carbon Market. *Review of Economics and Statistics* 98(1), 173–191.
- Cavagnac, M. and J.-J. Gouguet (2008). La Directive cadre sur l’eau au défi de l’internalisation des effets externes. *Revue Européenne de Droit de l’Environnement* 12(3), 251–265.
- Cavé, J. (2015). *La ruée vers l’ordure : Conflits dans les mines urbaines de déchets*. Presses Universitaires de Rennes.
- CEAP (2021). Circular Economy Action Plan. Implementation tracking table. . European Commission, "Quick Reference on CEAP Implementation". https://ec.europa.eu/environment/pdf/circular-economy/implementation_tracking_table.pdf.
- Chamberlain, G. (1992). Comment : Sequential Moment Restrictions in Panel Data. *Journal of Business and Economic Statistics* 10(1), 20–26.
- Charlot, S., R. Crescenzi, and A. Musolesi (2015). Econometric modelling of the regional knowledge production function in Europe. *Journal of Economic Geography* 15(6), 1227–1259.
- Chinese Ministry of Environmental Protection (2017). Announcement of releasing the Catalogues of Imported Wastes Management, (Announcement no. 39, 2017). www.mep.gov.cn/.

- Christiaens, P. (2013). Back to Extended Producer Responsibility. Life after Abolishing Packaging Tax in the Netherlands. Presentation in conference : How is Extended Producer's Responsibility progressing? Budapest, 1 April, 2013.
- Citeo (2019a). Le tarif 2019 pour le recyclage des emballages ménagers.
- Citeo (2019b). Rapport d'activité Citeo et Adelphe.
- Communication 2020/18 (2021). Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, The European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. A new Circular Economy Action Plan For a cleaner and more competitive Europe . <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A52020DC0098>.
- Copeland, B. R. (1991). International trade in waste products in the presence of illegal disposal. *Journal of Environmental Economics and Management* 20(2), 143 – 162.
- Copeland, B. R. (2008). Chapter 4. The pollution haven hypothesis, pp. 60–70. Edward Elgar Publishing : Cheltenham, UK.
- Couix, Q. (2019). Natural resources in the theory of production : the Georgescu-Roegen/Daly versus Solow/Stiglitz controversy. *The European Journal of the History of Economic Thought* 26(6), 1341–1378.
- Couix, Q. (2020). *Ressources naturelles, thermodynamique et théorie économique de la production. Une perspective historique et méthodologique*. Ph. D. thesis.
- da Cruz, N., S. Ferreira, M. Cabral, P. Simões, and R. Marques (2014). Packaging waste recycling in europe : Is the industry paying for it? *Waste Management* 34(2), 298 – 308.
- Daly, H. E. (1985). The circular flow of exchange value and the linear throughput of matter-energy : A case of misplaced concreteness. *Review of Social Economy* 43(3), 279–297.
- Daly, H. E. (1997). Georgescu-Roegen versus Solow/Stiglitz. *Ecological Economics* 22(3), 261–266.
- Dasgupta, P. (2021). The Economics of Biodiversity : The Dasgupta Review. London : HM Treasury.
- Decision 2005/270/EC (2005). Commission Decision of 22 March 2005 establishing the formats relating to the database system pursuant to Directive 94/62/EC of the European Parliament and of the Council on packaging and packaging waste (notified under document number C(2005) 854) (Text with EEA relevance) (2005/270/EC)Text with EEA relevance . <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A02005D0270-20190426>.

- Decision 2019/1004 (2019). Commission Implementing Decision (EU) 2019/1004 of 7 June 2019 laying down rules for the calculation, verification and reporting of data on waste in accordance with Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council and repealing Commission Implementing Decision C(2012) 2384 (notified under document C(2019) 4114) (Text with EEA relevance.). <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A32019D1004>.
- Defra (2016). The Producer Responsibility Obligations (Packaging Waste) (Amendment) Regulations 2016, 1(871). Defra, London, <https://www.legislation.gov.uk/ukxi/2016/1146/memorandum/contents> (retrieved 01.10.2019).
- Defra (2019). Packaging waste : producer responsibilities. Defra, London, <https://www.gov.uk/guidance/packaging-producer-responsibilities> (retrieved 01.11.2019).
- Delacote, P., E. Lorang, and G. Lafforgue (2019). Pourquoi l'économie circulaire ne doit pas remplacer la sobriété. The Conversation, <https://theconversation.com/pourquoi-leconomie-circulaire-ne-doit-pas-remplacer-la-sobriete-119021>.
- D'Haultfœuille, X., P. Givord, and X. Boutin (2014, 03). The Environmental Effect of Green Taxation : The Case of the French Bonus/Malus. *The Economic Journal* 124(578), F444–F480.
- Didier, E. and E. Sittler (2014). Mieux concevoir les produits pour mieux valoriser les déchets. Rapport d'information fait au nom de la Commission du développement durable, des infrastructures, de l'équipement et de l'aménagement du territoire. French Senate.
- Directive 1994/62/EC (1994). European Parliament and Council Directive 94/62/EC of 20 December 1994 on packaging and packaging waste. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/en/ALL/?uri=CELEX:31994L0062>.
- Directive 2000/53/EC (2000). Directive 2000/53/EC of the European Parliament and of the Council of 18 September 2000 on end-of life vehicle. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32000L0053>.
- Directive 2001/42/CE (2001). Directive n° 2001/42/CE du 27/06/01 relative à l'évaluation des incidences de certains plans et programmes sur l'environnement. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex%3A32001L0042>.
- Directive 2004/12/EC (2004). Directive 2004/12/EC of the European Parliament and of the Council of 11 February 2004 amending Directive 94/62/EC on packaging and packaging waste - Statement by the Council, the Commission and the European Parliament . <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=CELEX:32004L0012>.

- Directive 2006/12/EC (2006). Directive 2006/12/EC of the European Parliament and of the Council of 5 April 2006 on waste (Text with EEA relevance). <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=celex%3A32006L0012>.
- Directive 2006/66/EC (2006). European Parliament and Council Directive 2006/66/EC of 6 September 2006 on batteries and accumulators and waste batteries and accumulators and repealing Directive 91/157/EEC . <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/HTML/?uri=CELEX:32006L0066&from=FR>.
- Directive 2008/98/EC (2008). Directive of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A32008L0098>.
- Directive 2012/19/EU (2012). Directive of the European Parliament and of the Council of 4 July 2012 on waste electrical and electronic equipment (WEEE). <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32012L0019>.
- Directive 2018/852 (2018). Directive (eu) 2018/852 of the European Parliament and of the Council of 30 May 2018 amending Directive 94/62/EC on packaging and packaging waste. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex:32018L0852>.
- Directive 2018/98/EC (2018). Directive (EU) 2018/851 of the European Parliament and of the Council of 30 May 2018 amending Directive 2008/98/EC on waste. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32018L0851&rid=5>.
- Directive 2019/904 (2019). Directive (EU) 2019/904 of the European Parliament and of the Council of 5 June 2019 on the reduction of the impact of certain plastic products on the environment. <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2019/904/oj?locale=en>.
- Directive 75/442/EEC (1975). Council Directive 75/442/EEC of 15 July 1975 on waste. No longer in force. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:31975L0442>.
- Directive 85/337/CEE (1985). Council Directive 85/337/EEC of 27 June 1985 on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment. No longer in force. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:31985L0337>.
- Dittrich, M. and S. Bringezu (2010). The physical dimension of international trade : Part 1 : Direct global flows between 1962 and 2005. *Ecological Economics* 69(9), 1838 – 1847.
- Dittrich, M., S. Bringezu, and H. Schütz (2012). The physical dimension of international trade, part 2 : Indirect global resource flows between 1962 and 2005. *Ecological Economics* 79, 32 – 43.

- Dugoua, E. and M. Dumas (2021). Green product innovation in industrial networks : A theoretical model. *Journal of Environmental Economics and Management* 107, 102420.
- Dussaux, D. and M. Glachant (2014). Recycler les déchets ou importer les matières premières? ADEME (French Environment & Energy Management Agency).
- Dussaux, D. and M. Glachant (2019, April). How much does recycling reduce imports? Evidence from metallic raw materials. *Journal of Environmental Economics and Policy* 8(2), 128–146.
- Eco-Emballages (2015). Guide de la déclaration. Eco-Emballages, French PRO for household packaging.
- Eco Entreprises Québec (2021). Tarif 2021 pour les catégories "contenants et emballages" et "imprimés". https://www.eeq.ca/wp-content/uploads/Tarif_2021_projet_VFF.pdf.
- Eco-mobilier (2018). Guide des éco-participations. Available at : https://www.eco-mobilier.fr/wp-content/uploads/2018/09/guide_eco_participations_2018_v11.pdf.
- Ecologic (2020). Barème EEE ménagers applicable au 1er juillet 2020. <https://www.ecologic-france.com/images/medias/document/16829/ecologic-bareme-eee-menagers-au-01072020.pdf>.
- EEA (2013). Municipal waste management in Croatia. . European Environment Agency. Prepared by Birgitte Kjaer, ETC/SCP.
- EEA (2019a). An overview of the policies, approaches and targets of 32 european countries. European Environment Agency. EEA Report No 26/2019.
- EEA (2019b). Paving the way for a circular economy : insights on status and potentials. European Environment Agency. EEA Report No 11/2019. .
- EEA (2020). The sustainability transition in europe in an age of demographic and technological change. European Environment Agency. EEA Report No 23/2019.
- Egger, P. and M. Pfaffermayr (2003). The proper panel econometric specification of the gravity equation : A three-way model with bilateral interaction effects. *Empirical Economics* 28(3), 571–580.
- Eichner, T. and R. Pethig (2001). Product design and efficient management of recycling and waste treatment. *Journal of Environmental Economics and Management* 41(1), 109 – 134.
- Ekins, P., T. Domenech, P. Drummond, R. Bleischwitz, N. Hughes, and L. Lotti (2019). The Circular Economy : What, Why, How and Where. Background paper for an OECD/EC Workshop on 5 July 2019 within the workshop series “Managing environmental and energy transitions for regions and cities”, Paris.

- European Commission (2009). Waste prevention best practice factsheets. carbon tax on packaging (netherlands). http://ec.europa.eu/environment/waste/prevention/pdf/Netherlands_Factsheet.pdf.
- European Commission (2012). Use of economic instruments and waste management performances. https://ec.europa.eu/environment/waste/pdf/final_report_10042012.pdf.
- European Commission (2014). Development of Guidance on Extended Producer Responsibility (EPR). DG Environment.
- European Commission (2018a). Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee to the Regions. A European Strategy for Plastics in a Circular Economy. SWD(2018) 16 final.
- European Commission (2018b). Report from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions, on the implementation of EU waste legislation, including the early warning report for Member States at risk of missing the 2020 preparation for re-use/recycling target on municipal waste. https://ec.europa.eu/environment/waste/pdf/waste_legislation_implementation_report.pdf.
- European Parliament (2018). Plastic waste and recycling in the EU : Facts and figure. <https://www.europarl.europa.eu/news/en/headlines/society/20181212STO21610/plastic-waste-and-recycling-in-the-eu-facts-and-figures>, last retrieved 05/08/2020.
- European (2013). Packaging and packaging waste statistics, 1998-2010. The European Organization for Packaging and the Environment.
- Eurostat (2018). Packaging waste statistics. Data extracted in April 2018.
- Faolex (2011). Governmental decree no. 343 of 2011 (xii. 29.) korm. implementing act no. lxxxv of 2011 regarding the environmental protection fee.
- Faolex (2014). Regulation from the ministry of the environment on model documents dpo and dpr. "rozporządzenie ministra Środowiska z dnia 15 grudnia 2014 r. w sprawie wzorów dokumentów dpo i dpr". <http://extwprlegs1.fao.org/docs/pdf/pol1151944.pdf>.
- Farrelly, T., H. Blumhardt, and T. Y. Chitaka (2020). Plastics : la délicate question du « cycle de vie » des emballages. The Conversation. <https://theconversation.com/plastiques-la-delicate-question-du-cycle-de-vie-des-emballages-150014>.
- Fischer-Kowalski, M., F. Krausmann, S. Giljum, S. Lutter, A. Mayer, S. Bringezu, Y. Moriguchi, H. Schütz, H. Schandl, and H. Weisz (2011). Methodology and Indicators of Economy-wide Material Flow Accounting. *Journal of Industrial Ecology* 15(6), 855–876.

- Flaaten, O. and C. E. Schulz (2010). Triple win for trade in renewable resource goods by use of export taxes. *Ecological Economics* 69(5), 1076 – 1082.
- Flash Eurobarometer 315 (2011). Attitudes of European entrepreneurs towards eco-innovation. http://ec.europa.eu/commfrontoffice/publicopinion/flash/fl_315_en.pdf.
- Fleckinger, P. and M. Glachant (2010). The organization of extended producer responsibility in waste policy with product differentiation. *Journal of Environmental Economics and Management* 59(1), 57–66.
- Fleckinger, P. and E. Joltreau (2020). Implementing a circular economy with producer responsibility organizations. presented paper at the European Association of Environmental and Resource Economists.
- Fost Plus (2004). Annual Report. Faits et chiffres 2004. Fost Plus, Belgian PRO for household packaging.
- French Competition Authority (2016). Autorité de la concurrence : Avis numéro 16-A-27 du 27 décembre 2016 concernant l’ouverture de la filière de traitement des emballages ménagers à plusieurs éco-organismes.
- French Court of Auditors (2016). Rapport annuel 2016 de la Cour des Comptes, Chapitre II, Partie 2. les éco-organismes : un dispositif original à consolider. <http://www.ccomptes.fr/sites/default/files/EzPublish/05-eco-organismes-RPA2016-Tome-1.pdf>.
- Fullerton, D. and W. Wu (1998). Policies for green design. *Journal of Environmental Economics and Management* 36(2), 131 – 148.
- Gao, C., C. Gao, K. Song, and K. Fang (2020). Pathways towards regional circular economy evaluated using material flow analysis and system dynamics. *Resources, Conservation and Recycling* 154, 104527.
- García-Barragán, J. and B. Zelity (2019, 03). The circular economy, international trade, and the sectoral composition of economies. Working paper.
- Geissdoerfer, M., P. Savaget, N. M. Bocken, and E. J. Hultink (2017). The Circular Economy – A new sustainability paradigm? *Journal of Cleaner Production* 143, 757–768.
- Georgescu-Roegen, N. (1971). The entropy law and the economic process. Harvard University Press, Cambridge MA.
- Georgescu-Roegen, N. (1977). The Steady State and Ecological Salvation : A Thermodynamic Analysis. *BioScience* 27(4), 266–270.
- Georgescu-Roegen, N. (1978). De la science économique à la bioéconomie. *Revue d’économie politique* 88(3), 337–382.

- Georgescu-Roegen, N. (1979). Energy analysis and economic valuation. *Southern Economic Journal* 45(4), 1023–1058.
- Geyer, R., B. Kuczenski, T. Zink, and A. Henderson (2016). Common Misconceptions about Recycling. *Journal of Industrial Ecology* 20(5), 1010–1017.
- Glachant, M. (2002). The Political Economy of Water Effluent Charges in France : Why are Rates Kept Low? *European Journal of Law and Economics* 14(1), 27–43.
- Glachant, M. (2004). *Changing Product Characteristics to Reduce Waste Generation*, Chapter 9, pp. 181–203. OECD Publishing.
- Glachant, M. (2009). La concurrence entre éco-organismes dans le domaine des Déchets d'Equipements Eletriques et Electroniques. Etude réalisée pour Ecologic.
- Glachant, M. and S. Touboul (2019). La Responsabilité Elargie du Producteur incite-t-elle suffisamment à la prévention des déchets d'emballages? Working Paper 19-CER-01.
- Gontard, N. (2020). *Plastique, le grand emballement*. Stock.
- Gontard, N., U. Sonesson, M. Birkved, M. Majone, D. Bolzonella, A. Celli, H. Angellier-Coussy, G.-W. Jang, A. Verniquet, J. Broeze, B. Schaer, A. P. Batista, and A. Sebok (2018). A research challenge vision regarding management of agricultural waste in a circular bio-based economy. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 48(6), 614–654.
- Grosse, F. (2014). Les limites du recyclage dans un contexte de demande croissante de matières premières. *Annales des Mines* 76(4), 58–63.
- Haas, W., F. Krausmann, D. Wiedenhofer, C. Lauk, and A. Mayer (2020). Spaceship earth's odyssey to a circular economy - a century long perspective. *Resources, Conservation and Recycling* 163, 105076.
- Hansmann, H. (1981). Nonprofit Enterprise in the Performing Arts. *The Bell Journal of Economics* 12(2), 341–361.
- Harpert, C. (1997). Le déchet dans le faisceau des sciences : une horloge chaotique. *Déchets sciences et techniques* 8, 5–10.
- Heckman, J. J. and V. J. Hotz (1989). Choosing Among Alternative Nonexperimental Methods for Estimating the Impact of Social Programs : The Case of Manpower Training. *Journal of the American Statistical Association* 84(408), 862–874.
- Helpman, E. and P. Krugman (1985). *Market structure and foreign trade : Increasing returns, imperfect competition and the international economy*. MIT Press.

- Higashida, K. and S. Managi (2014). Determinants of trade in recyclable wastes : evidence from commodity-based trade of waste and scrap. *Environment and Development Economics* 19(2), 250–270.
- Hogg, D., T. Elliott, R. Burgess, and T. Vergunst (2018). Study to Identify Member States at Risk of Non-Compliance with the 2020 Target of the Waste Framework Directive and to Follow-up Phase 1 and 2 of the Compliance Promotion Exercise. . Final Report. Eunomia.
- Homrich, A. S., G. Galvão, L. G. Abadia, and M. M. Carvalho (2018). The circular economy umbrella : Trends and gaps on integrating pathways. *Journal of Cleaner Production* 175, 525–543.
- Hoover, K. D. (2003). *Causality in Macroeconomics*. Cambridge University Press.
- Hotelling, H. (1931). The Economics of Exhaustible Resources. *Journal of Political Economy* 39, 137–175.
- Hughes, R. (2017). The EU Circular Economy Package – Life Cycle Thinking to Life Cycle Law? *Procedia CIRP* 61, 10–16. The 24th CIRP Conference on Life Cycle Engineering.
- ISWA (2018). China’s Ban on Recyclables : Beyond the Obvious... International solid waste association. Online article, <https://www.iswa.org/home/news/news-detail/article/chinas-ban-on-recyclables-beyond-the-obvious/109/>.
- Jaffe, A. B. and K. Palmer (1997). Environmental Regulation and Innovation : A Panel Data Study. *Review of Economics and Statistics* 79(4), 610 – 619.
- Jambeck, J. R., R. Geyer, C. Wilcox, T. R. Siegler, M. Perryman, A. Andrady, N. Ramani, and K. L. Law (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* 347(6223), 768–771.
- Joltreau, E. (2018). Pricing products’ negative externalities at end-of-life using eco-modulation. Discussion from case studies. *Economics and Policy of Energy and the Environment* 1, 149–172.
- Kato, K., A. F. Galvao, and G. Montes-Rojas (2012). Asymptotics for panel quantile regression models with individual effects. *Journal of Econometrics* 170(1), 76–91.
- Kellenberg, D. (2010). Consumer Waste, Backhauling, and Pollution Havens. *Journal of Applied Economics* 13(2), 283 – 304.
- Kellenberg, D. (2012). Trading wastes. *Journal of Environmental Economics and Management* 64(1), 68 – 87.
- Kirchherr, J., D. Reike, and M. Hekkert (2017). Conceptualizing the circular economy : An analysis of 114 definitions. *Resources, Conservation and Recycling* 127, 221–232.

- Kleibergen, F. and R. Paap (2006). Generalized reduced rank tests using the singular value decomposition. *Journal of Econometrics* 133(1), 97–126.
- Korhonen, J., A. Honkasalo, and J. Seppälä (2018). Circular Economy : The Concept and its Limitations. *Ecological Economics* 143, 37–46.
- Krugman, P. (1980). Scale Economies, Product Differentiation, and the Pattern of Trade. *American Economic Review* 70(5), 950–959.
- Lahme, V., R. Daniel, P. Marsh, and S. Molteni (2019). Recycling of multilayer composite packaging : A report on the recycling rates of beverage cartons in Germany, Spain, Sweden and the UK. Zero Waste Europe and Eunomia.
- Laing, T., M. Sato, M. Grubb, and C. Comberti (2013). Assessing the effectiveness of the EU Emissions Trading System. Working Paper 126, Centre for Climate Change Economics and Policy.
- Leach, M., K. Raworth, and J. Rockström (2013). *Between social and planetary boundaries : Navigating pathways in the safe and just space for humanity*.
- Legifrance (2018). Code de l'environnement. <https://www.legifrance.gouv.fr/affichCode.do?cidTexte=LEGITEXT000006074220> (retrieved 01.10.2019). Version consolidée au 5 juillet 2018.
- Levin, A., C.-F. Lin, and C.-S. James Chu (2002). Unit root tests in panel data : asymptotic and finite-sample properties. *Journal of Econometrics* 108(1), 1–24.
- Lindhqvist, T. (2000). Extended producer responsibility in cleaner production. IIIIEE dissertation.
- Linzner, R. and S. Salhofer (2014). Municipal solid waste recycling and the significance of informal sector in urban China. *Waste management and research : the journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association, ISWA* 32(9), 896–907.
- Lonca, G., P. Lesage, G. Majeau-Bettez, S. Bernard, and M. Margni (2020). Assessing scaling effects of circular economy strategies : A case study on plastic bottle closed-loop recycling in the USA PET market. *Resources, Conservation and Recycling* 162, 105013.
- Lonca, G., R. Muggéo, H. Imbeault-Tétreault, S. Bernard, and M. Margni (2018). Does material circularity rhyme with environmental efficiency ? Case studies on used tires. *Journal of Cleaner Production* 183, 424 – 435.
- Lupton, S. (2017). Markets for waste and waste-derived fertilizers. An empirical survey. *Journal of Rural Studies* 55, 83–99.
- MacArthur, E. (2015a). Growth within : a circular economy vision for a competitive europe. <https://emf.thirdlight.com/link/8izw1qhml4ga-404tsz/@/preview/1?o>.

- MacArthur, E. (2015b). Towards a circular economy : business rationale for an accelerated transition.
- Mace, G. M., B. Reyers, R. Alkemade, R. Biggs, F. S. Chapin, S. E. Cornell, S. Díaz, S. Jennings, P. Leadley, P. J. Mumby, A. Purvis, R. J. Scholes, A. W. Seddon, M. Solan, W. Steffen, and G. Woodward (2014). Approaches to defining a planetary boundary for biodiversity. *Global Environmental Change* 28, 289–297.
- Machado, J. A. and J. Santos Silva (2019). Quantiles via moments. *Journal of Econometrics* 213(1), 145–173. Annals : In Honor of Roger Koenker.
- Mason, S. A., V. G. Welch, and J. Neratko (2018). Synthetic Polymer Contamination in Bottled Water. *Frontiers in Chemistry* 6, 407.
- Massarutto, A. (2014). The long and winding road to resource efficiency - An interdisciplinary perspective on extended producer responsibility. *Resources, Conservation and Recycling* 85, 11 – 21.
- Matsueda, N. and Y. Nagase (2012). An economic analysis of the Packaging waste Recovery Note System in the UK. *Resource and Energy Economics* 34(4), 669 – 679.
- Mayers, C. K. (2007). Strategic, Financial, and Design Implications of Extended Producer Responsibility in Europe : A Producer Case Study. *Journal of Industrial Ecology* 11(3), 113–131.
- Mazzanti, M. and A. Musolesi (2020). A Semiparametric Analysis of Green Inventions and Environmental Policies.
- McDonought, W. and M. Braungart (2011). *Cradle to Cradle : créer et recycler à l'infini*. Editions Alternatives.
- Meadows, D., D. Meadows, J. Randers, and W. Behrens (1972). *The limits to growth*. Universe books.
- Merli, R., M. Preziosi, and A. Acampora (2018). How do scholars approach the circular economy? A systematic literature review. *Journal of Cleaner Production* 178, 703–722.
- Micheaux, H. (2017). Le retour du commun au cœur de l'action collective : le cas de la Responsabilité Elargie du Producteur comme processus de responsabilisation et de co-régulation. . PhD Thesis, PSL Research University.
- Micheaux, H. and F. Aggeri (2021). Eco-modulation as a driver for eco-design : A dynamic view of the French collective EPR scheme. *Journal of Cleaner Production* 289, 125714.
- Missemer, A. (2013). *Nicholas Georgescu-Roegen, pour une révolution bioéconomique*. ENS Editions.

- Missemer, A. (2017). Nicholas georgescu-roegen and degrowth. *The European Journal of the History of Economic Thought* 24 (3), 493–506.
- Monsaingeon, B. (2017). *Homo detritus. Critique de la société du déchet*. Seuil.
- Neser, G., D. Unsalan, N. Tekogul, and F. Stuer-Lauridsen (2008). The shipbreaking industry in Turkey : environmental, safety and health issues. *Journal of Cleaner Production* 16 (3), 350–358.
- OECD (2001). *Extended Producer Responsibility : A Guidance Manual for Governments*. OECD Publishing.
- OECD (2004). *Economic Aspects of Extended Producer Responsibility*. OECD Publishing.
- OECD (2016). *Extended Producer Responsibility : Updated Guidance for Efficient Waste Management*. OECD Publishing.
- OECD (2018a). International Trade and the Transition to a Circular Economy.
- OECD (2018b). OECD Environmental Performance Reviews. Hungary, 2018.
- OECD (2020). The Circular Economy in Cities and Regions.
- O’Neill, D., A. Fanning, W. Lamb, and J. Steinberger (2018). A good life for all within planetary boundaries. *Nature Sustainability* 1, 88–95.
- Ozdemir-Akyildirim, O. (2015). Deposit-refund system vs. compliance scheme membership : How to comply with producer responsibility regulations? *International Journal of Production Economics* 162, 25 – 44.
- Parente, P. M. and J. S. Silva (2012). A cautionary note on tests of overidentifying restrictions. *Economics Letters* 115 (2), 314 – 317.
- Patulny, R. and K. Norris (2005). Sustaining interest : are green values converting to votes? *International Journal of Environment, Workplace and Employment (IJEWE)* 1 (3-4), 296–309.
- Perchard, D., G. Bevington, and P. Conran (2016). A Discussion of the UK PRN/PERN System for Packaging Waste and Possible Alternatives. Report of ESA, Environmental Services Association, http://www.esauk.org/esa_reports/20161018_A_discussion_of_the_UK_PRN_PERN_system_for_packaging_waste_and_possible_alternatives.pdf.
- Pigou, A. B. C. (1920). *The Economics of Welfare*. London, Macmillan.
- Pindyck, R. S. (2013). Climate Change Policy : What Do the Models Tell Us? *Journal of Economic Literature* 51 (3), 860–872.
- Pires, A. and G. Martinho (2019). Waste hierarchy index for circular economy in waste management. *Waste Management* 95, 298–305.

- Pittel, K., J.-P. Amigues, and T. Kuhn (2010). Recycling under a material balance constraint. *Resource and Energy Economics* 32(3), 379 – 394.
- Plastics Europe (2017). Plastics- the Facts. <http://www.plasticseurope.org/>.
- Plastics Europe (2019). Plastics- the Facts. <http://www.plasticseurope.org/>.
- Plastics Europe (2020). Plastics- the Facts. <http://www.plasticseurope.org/>.
- Popp, D., T. Hafner, and N. Johnstone (2011). Environmental policy vs. public pressure : Innovation and diffusion of alternative bleaching technologies in the pulp industry. *Research Policy* 40(9), 1253–1268.
- Porter, M. E. and C. van der Linde (1995). Toward a New Conception of the Environment-Competitiveness Relationship. *Journal of Economic Perspectives* 9(4), 97–118.
- Quoden, J. (2016). Third decade of EPR - What lessons and experience can be used for light sources and other products? Presentation from EXPRA Managing Director, Lund University.
- Rasek, A. and F. Smuda (2018). Ex-Post Evaluation of Competition Law Enforcement Effects in the German Packaging Waste Compliance Scheme Market. *De Economist* 166(1), 89–109.
- Regulation n° 1013/2006 (2006). Regulation (EC) No 1013/2006 of the European Parliament and of the Council of 14 June 2006 on shipments of waste. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=CELEX%3A32006R1013>.
- Ricardo (1817). *On the Principles of Political Economy and Taxation*.
- Ricke, K., L. Drouet, K. Caldeira, and M. Tavoni (2018). Country-level social cost of carbon. *Nature Climate Change* 8(10), 895–900.
- Rockström, J., W. Steffen, K. Noone, Å. Persson, F. S. Chapin, E. F. Lambin, T. M. Lenton, M. Scheffer, C. Folke, H. J. Schellnhuber, B. Nykvist, C. A. de Wit, T. Hughes, S. van der Leeuw, H. Rodhe, S. Sörlin, P. K. Snyder, R. Costanza, U. Svedin, M. Falkenmark, L. Karlberg, R. W. Corell, V. J. Fabry, J. Hansen, B. Walker, D. Liverman, K. Richardson, P. Crutzen, and J. A. Foley (2009). A safe operating space for humanity. *Nature* 461(7263), 472–475.
- Røine, K. and C.-Y. Lee (2006). With a Little Help from EPR? : Technological Change and Innovation in the Norwegian Plastic Packaging and Electronics Sectors. *Journal of Industrial Ecology* 10(1-2), 217–237.
- Romani, P.-M., L. Ragni, and R. H. Coase (1992). Le problème du coût social. *Revue française d'économie* 7(4).
- van Rossem, C., N. Tojo, and T. Lindhqvist (2006). Extended producer responsibility : An examination of its impact on innovation and greening products. Greenpeace International.

- Rouw, M. and E. Worrell (2011). Evaluating the impacts of packaging policy in The Netherlands. *Resources, Conservation and Recycling* 55(4), 483 – 492.
- Rovelli, C. (2019). Where Was Past Low-Entropy? *Entropy* 21(5).
- Runkel, M. (2003). Product Durability and Extended Producer Responsibility in Solid Waste Management. *Environmental & Resource Economics* 24(2), 161–182.
- Sachs, N. (2006, 08). Planning the Funeral at the Birth : Extended Producer Responsibility in the European Union and the United States. *Harvard Environmental Law Review* 30.
- Schumacher, I. (2014). An Empirical Study of the Determinants of Green Party Voting. *Ecological Economics* 105, 306–318.
- Sevenster, M., W. L., G. Bergsma, and J. Vroonhof (2007). Environmental indices for the Dutch packaging tax. CE Delft, Report (revised version).
- Shannon, C. (1948). A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal* 27, 379–423.
- van Sluisveld, M. A. and E. Worrell (2013). The paradox of packaging optimization – a characterization of packaging source reduction in the Netherlands. *Resources, Conservation and Recycling* 73(Supplement C), 133 – 142.
- Staiger, D. and J. H. Stock (1997). Instrumental Variables Regression with Weak Instruments. *Econometrica* 65(3), 557–586.
- Steffen, W., K. Richardson, J. Rockström, S. E. Cornell, I. Fetzer, E. M. Bennett, R. Biggs, S. R. Carpenter, W. de Vries, C. A. de Wit, C. Folke, D. Gerten, J. Heinke, G. M. Mace, L. M. Persson, V. Ramanathan, B. Reyers, and S. Sörlin (2015). Planetary boundaries : Guiding human development on a changing planet. *Science* 347(6223).
- Steinberg, R. (1986). The Revealed Objective Functions of Nonprofit Firms. *The RAND Journal of Economics* 17(4), 508–526.
- Stock, J. and M. Yogo (2005). *Identification and Inference for Econometric Models : Essays in Honor of Thomas J. Rothenberg*, Chapter 5, "Testing for Weak Instruments in Linear IV Regression", pp. 80–108. Cambridge University Press.
- Sugeta, H. and T. Shinkuma (2012). International trade in recycled materials in vertically related markets. *Environmental Economics and Policy Studies* 14(4), 357–382.
- Sun, M. (2019). The effect of border controls on waste imports : Evidence from China's Green Fence campaign. *China Economic Review* 54, 457–472.
- Tencati, A., S. Pogutz, B. Moda, M. Brambilla, and C. Cacia (2016). Prevention policies addressing packaging and packaging waste : Some emerging trends. *Waste Management* 56, 35 – 45.

- Tojo, N., A. Neubauer, and I. Bräuer (2008). Waste management policies and policy instruments in Europe. An overview. IIIIEE Reports. 2. https://www.ecologic.eu/sites/files/publication/2015/holiwastd1-1_iiiee_report_2__0.pdf.
- Tripathi, A. and M. Singh (2016, 02). Determinants of sustainable/green consumption : A review. *International Journal of Environmental Technology and Management* 19, 316.
- Tullock, G. (1966). Information without profit. *Papers on Non-market Decision Making* 1, 141–159.
- United Nations (2019). ODD 12. Établir des modes de consommation et de production durables. . https://www.un.org/sustainabledevelopment/fr/wp-content/uploads/sites/4/2020/03/ODD_12_Rapport2019.pdf.
- Velis, C. (2014). Global Recycling Markets–Plastic Waste : A Story for One Player – China. Report prepared for the International Solid Waste Association, Vienna.
- Vernier, J. (2018). Les filières rep. responsabilité élargie des producteurs en matière de prévention et de gestion des déchets générés par leurs produits. French Ministry of the Environment, J. Vernier, President of the Commission of EPR programmes.
- Vézina, P.-L. (2015). Illegal trade in natural resources : Evidence from missing exports. *International Economics* 142, 152 – 160. *Economics of Global Interactions*.
- Watkins, E., S. Gionfra, J.-P. Schweitzer, M. Pantzar, J. C., and P. ten Brink (2017). EPR in the EU Plastics Strategy and the Circular Economy : A focus on plastic packaging. IEEP. Institute for European Environmental Policy.
- Weber, R. L., K. V. Manning, and M. W. White (1965). *College physics* (4th ed ed.). New York : McGraw-Hill. First ed. published in 1947 under title : *College technical physics*.
- Wernick, I. K. and N. J. Themelis (1998). Recycling metals for the environment. *Annual Review of Energy and the Environment* 23(1), 465–497.
- Wier, M., K. Birr-Pedersen, H. K. Jacobsen, and J. Klok (2005). Are CO2 taxes regressive? Evidence from the Danish experience. *Ecological Economics* 52(2), 239–251.
- Wooldridge, J. M. (2005). Fixed-Effects and Related Estimators for Correlated Random-Coefficient and Treatment-Effect Panel Data Models. *The Review of Economics and Statistics* 87(2), 385–390.
- World Bank (2008). (unofficial) English translation of the Circular Economy Promotion Law, published by the World Bank. <https://ppp.worldbank.org/public-private-partnership/library/china-circular-economy-promotion-law>.
- Worrell, E., A. Faaij, G. Phylipsen, and K. Blok (1995). An approach for analysing the potential for material efficiency improvement. *Resources, Conservation and Recycling* 13(3), 215 – 232.

- WRAP (2011). Market Situation Report - Spring 2011. The Chinese markets for recovered paper and plastics - an update. <https://wrap.org.uk/sites/default/files/2020-10/WRAP-China>
- Xu, Q., J. Xiang, and J. H. Ko (2020). Municipal plastic recycling at two areas in China and heavy metal leachability of plastic in municipal solid waste. *Environmental Pollution* 260, 114074.
- Xu, Y., J. Li, and L. Liu (2016). Current Status and Future Perspective of Recycling Copper by Hydrometallurgy from Waste Printed Circuit Boards. *Procedia Environmental Sciences* 31, 162 – 170. Selected Proceedings of the Tenth International Conference on Waste Management and Technology.
- Yokoo, H.-F. and T. C. Kinnaman (2013, 10). Global Reuse and optimal waste policy. *Environment and Development Economics* 18(5), 595–614.
- Zaliasis Taskas (2016). Zaliasis Taskas 2016 fees. <http://www.zaliasistaskas.lt/multimedia/inner-files/fees-16.pdf>.
- Zellner, A. (1962). An Efficient Method of Estimating Seemingly Unrelated Regressions and Tests for Aggregation Bias. *Journal of the American Statistical Association* 57(298), 348–368.
- Zhou, S. and S. Smulders (2021). Closing the loop in a circular economy : Saving resources or suffocating innovations? *European Economic Review* 139, 103857.
- Zoboli, R., N. Barbieri, C. Ghisetti, G. Marin, and S. Paleari (2019). Towards an Innovation-intensive Circular Economy. Integrating Research, Industry and Policies. FEEM, SEEDS and Catholic University Report.
- Zotti, J. and A. Bigano (2019). Write circular economy, read economy’s circularity. How to avoid going in circles. *Economia Politica* 36, 629–652.

RÉSUMÉ

L'économie circulaire prend de plus en plus d'importance dans l'agenda politique de l'Union européenne (UE) pour diminuer la pression sur les ressources et l'environnement exercée par nos économies.

Cette thèse étudie la Responsabilité Élargie des Producteurs (REP) et les politiques de recyclage dans le contexte de l'UE, afin d'en analyser les effets empiriquement (chapitre 2) et théoriquement (chapitre 1 et chapitre 3).

Dans les années 90, l'UE a établi des objectifs de recyclage pour la filière emballages. Pour les atteindre, les pays de l'UE ont mis en place la REP, une approche qui fait supporter aux producteurs les coûts du recyclage de leurs emballages. Les producteurs devraient alors être incités à réduire leur utilisation d'emballages et à utiliser des emballages plus recyclables, afin de réduire les coûts du recyclage qu'ils supportent.

Le plus souvent, la REP est collective : elle rassemble les producteurs d'une même filière. Le premier chapitre analyse l'efficacité économique de la REP lorsqu'elle est organisée autour d'un éco-organisme, qui prélève des contributions financières aux producteurs soumis à la REP pour financer le recyclage de leurs produits. Ici, nous cherchons à comprendre sous quel ensemble de règles, l'éco-organisme répercute les coûts effectifs du recyclage aux producteurs, c'est-à-dire, sans distorsion. En outre, le chapitre souligne l'absence de tarification des coûts environnementaux des matériaux dans le cadre de la REP, et réfléchit à une évolution des systèmes de REP.

Le deuxième chapitre étudie si le tarif au poids différencié par matériau d'emballage en vigueur dans les REP emballages entre 1998 et 2015 dans 25 pays européens a conduit à une réduction des déchets d'emballages ou une substitution entre matériaux d'emballage. Ce travail démontre un effet faible du tarif de la REP sur la réduction des déchets, et discute les possibles alternatives en matière de politique de prévention des déchets.

Enfin, le troisième chapitre constate l'existence d'un important marché international des déchets. Il s'interroge sur les déterminants théoriques de l'existence d'un marché des déchets destinés au recyclage et de son interaction avec les politiques de recyclage nationales du pays exportateur de déchets. Il démontre que les politiques de recyclage peuvent créer les conditions économiques favorables à l'émergence d'un tel marché, et qu'un pays qui importe des déchets pour recyclage peut le faire au détriment du développement de son propre programme de collecte et de recyclage.

MOTS CLÉS

économie circulaire, déchets, responsabilité élargie des producteurs, recyclage, commerce des déchets, éco-organisme

ABSTRACT

The circular economy is becoming increasingly important in the European Union's (EU) political agenda to reduce the pressure on resources and the environment exerted by our economies.

This thesis studies Extended Producer Responsibility (EPR) and recycling policies in the context of the European Union, in order to analyse their effects empirically (Chapter 2) and theoretically (Chapter 1 and Chapter 3).

In the 1990s, the EU established recycling targets for the packaging sector. To achieve these targets, EU countries implemented EPR, an approach that places the costs of recycling their packaging on producers. Producers should then be encouraged to reduce their use of packaging and to use more recyclable packaging, in order to reduce their recycling costs.

Most often, EPR is collective: it brings together producers of the same sector. The first chapter analyses the economic efficiency of EPR when it is organised around a producer responsibility organisation (PRO), which collects financial contributions from producers subject to EPR to finance the recycling of their products. Here, we seek to understand under which set of rules the PRO passes on the effective costs of recycling to producers, i.e., without distortion. In addition, the chapter highlights the lack of pricing for the environmental costs of materials under EPR and reflects on how EPR might evolve.

The second chapter examines whether the weight-differentiated tariff by packaging material in EPR packaging between 1998 and 2015 in 25 European countries has led to a reduction in packaging waste or substitution between packaging materials. This work demonstrates a weak effect of the EPR tariff on waste reduction and questions possible alternatives in terms of waste prevention policy.

Finally, the third chapter notes the existence of an important international market for waste. It examines the theoretical determinants of the existence of a waste market for recycling and its interaction with the national recycling policies of the waste-exporting country. It demonstrates that recycling policies can create the economic conditions for the emergence of such a market, and that a country that imports waste for recycling may do so at the expense of developing its own collection and recycling program.

KEYWORDS

circular economy, waste, extended producer responsibility, recycling, trade in waste, producer responsibility organisation