



**HEC MONTRÉAL**

**Étude sur la conception d'un mécanisme d'ajustement du carbone à la  
frontière dans le contexte canadien**

par  
**Vincent Lavoie-Gingras**

**Ari Van Assche**  
**HEC Montréal**  
**Codirecteur de recherche**

**Viviana Pilato**  
**HEC Montréal**  
**Codirectrice de recherche**

**Sciences de la gestion**  
**(Spécialisation Affaires internationales)**

*Mémoire présenté en vue de l'obtention  
du grade de maîtrise ès sciences en gestion  
(M. Sc.)*

Août 2023  
© Vincent Lavoie-Gingras, 2023



## Résumé

Cette recherche porte sur les mécanismes d'ajustement du carbone à la frontière (MACF), un outil complémentaire à une politique de tarification du carbone unilatéralement implanté dans un pays. La tarification du carbone a comme but, théoriquement du moins, une pleine internalisation des externalités négatives liées à l'émission de gaz à effet de serre dans la production de biens. Cependant, les risques en l'absence d'un prix mondial du carbone minent cette réalité. Ainsi, les fuites de carbone et la perte de compétitivité des entreprises locales sont des enjeux évoqués par les décideurs politiques pour limiter la mise en œuvre d'une tarification du carbone effective, particulièrement dans un contexte où les échanges internationaux sont de plus en plus fluides et portés par des chaînes de valeur mondiales (CVM). Si les MACF ont été positionnés comme la solution alternative la plus optimale pour réduire ces risques, le format qu'il prend aura un impact important sur son efficacité.

Notre étude avait donc pour but d'analyser le design de cet outil d'ajustement à la frontière, en prenant en compte le contexte national de son implantation. Par une approche plus pratique, nous avons cherché à comprendre quels seraient les choix que devrait faire un pays voulant mettre en place un MACF. Nos résultats, basés sur le cas du Canada, ont démontré que la protection de la compétitivité n'est pas systématiquement acquise, cette dernière étant fortement liée aux déterminants internes (taille, composition industrielle et dépendance énergétique) et externes (structure du commerce et des CVM) qui caractérisent un État.

**Mots clés :** Mesure d'ajustement du carbone à la frontière, Conception de politique, Compétitivité, Fuite de carbone, Chaîne de valeur mondiale

## **Abstract**

This research focuses on carbon border adjustment mechanisms (CBAMs), a complementary tool to a carbon pricing policy unilaterally implemented in a country. The aim of carbon pricing is, theoretically at least, to fully internalize the negative externalities associated with greenhouse gas emissions in industrial production. However, the risks involved in the absence of a global carbon price undermine this reality. Carbon leakage and the loss of competitiveness of local industries are among the issues raised by policymakers to limit the introduction of effective carbon price, particularly in a context where international trade is increasingly fluid and driven by global value chains (GVCs). While MACFs have been positioned as the most optimal alternative solution for reducing these risks, their design has a major impact on their effectiveness.

The aim of our study was therefore to analyze the design of this border adjustment tool, in light of the national context of implementation. Using a more practice-oriented approach, we sought to understand the design choices a government must consider when implementing a CBAM. Our results, based on the case of Canada, showed that the protection of competitiveness is not systematically a given, as it is strongly linked to the internal (size, industrial composition, and energy dependency) and external (trade and GVC structure) determinants that characterize a country.

**Keywords :** Carbon Border Adjustment Mechanism, Policy design, Carbon leakage, Competitiveness, Global Value Chain

# Table des matières

Résumé .....	iv
Abstract .....	v
Table des matières .....	vii
Liste des tableaux et des figures .....	xi
Liste des abréviations .....	xv
Remerciements .....	xvii
Introduction .....	1
2. Revue de la littérature .....	5
2.1 Fondement théorique et empirique de la tarification du carbone.....	5
2.1.1 Théorie des externalités négatives .....	5
2.1.2 Théorème de Coase, droit de propriété et bien public .....	7
2.1.3 Politiques de tarification du carbone dans le monde.....	10
2.2 Politique de tarification du carbone unilatérale : risque.....	14
2.2.1 Les avantages comparatifs et l'hypothèse de Porter .....	15
2.2.2 Les fuites de carbones et l'hypothèse du havre de pollution .....	18
2.3 Politique de tarification du carbone unilatérale : contingence .....	26
2.3.1 Système de remboursement de la production.....	28
2.4 Mécanisme d'ajustement du carbone à la frontière .....	30
2.5 Objectif de la recherche .....	37
3. Cadre conceptuel.....	43
3.1 Mécanisme d'ajustement du carbone à la frontière .....	45
3.2 Fuite de carbone .....	50
3.3 Compétitivité.....	52

3.4 La spécificité économique .....	55
3.4.1 Fondement théorique de la spécificité économique.....	56
3.4.2 Dimension interne.....	61
3.4.3 Dimension externe .....	63
3.5 Sommaire .....	67
4. Méthodologie .....	70
4.1 Philosophie de recherche .....	70
4.2 Stratégie de recherche.....	79
4.3 Devis de recherche.....	82
4.4 Méthode .....	83
4.5 Critère de qualité.....	85
5. Données.....	90
5.1 Source de données.....	90
5.2 Indicateurs.....	92
5.2.1 Déterminants externes.....	93
5.2.2 Déterminants internes .....	104
6. Résultats.....	108
6.1 Portrait de la spécificité économique de l'Union européenne .....	108
6.1.1 Déterminants internes de l'UE.....	108
6.1.2 Déterminants externes de l'UE .....	113
6.2 Format de la mesure d'ajustement carbone à la frontière européenne.....	121
6.2.1 Industries touchées.....	121
6.2.2 Exportation.....	121
6.2.3 Émission indirecte.....	121
6.2.4 Profondeur.....	122

6.2.5 Administratif .....	122
6.2.6 Format du MACF et la spécificité économique européenne.....	123
6.3 Portrait de la spécificité économique du Canada .....	130
6.3.1 Déterminants internes du Canada.....	130
6.3.2 Déterminants externes du Canada.....	136
6.4 Comparaison entre la spécificité économique de l'UE et celle du Canada.....	146
7. Analyse.....	150
7.1 Format intermédiaire du MACF pour le Canada (compétitivité économique)...	150
7.1.1 Industries touchées .....	150
7.1.2 Exportation.....	152
7.1.3 Émission indirecte.....	154
7.1.4 Profondeur.....	154
7.1.5 Sommaire .....	155
7.2 Format intermédiaire du MACF pour le Canada (fuite de carbone).....	155
7.2.1 Industries touchées .....	156
7.2.2 Exportation.....	157
7.2.3 Émission indirecte.....	157
7.2.4 Profondeur.....	158
7.2.5 Sommaire .....	159
7.3 Format final du MACF canadien .....	160
7.3.1 Industries touchées .....	160
7.3.2 Exportation.....	163
7.3.3 Émission indirecte.....	164
7.3.4 Profondeur.....	164
7.3.5 Sommaire des résultats.....	166

8. Discussion et Conclusion.....	168
8.1 Sommaires.....	168
8.2 Limite du MACF canadien .....	169
8.3 Apport de la recherche .....	171
8.4 Limites de la recherche .....	176
8.5 Recherches futures .....	178
Réflexion finale.....	180
Bibliographie.....	181
Annexes.....	i
Annexe 1 : Définitions des produits selon la Commission européenne.....	i
Annexe 2 : Classification des branches d'activité de l'OCDE .....	iii

## Liste des tableaux et des figures

Figure 3.1	Cadre conceptuel .....	60
Figure 4.1	The five stages of the policy cycle and their relationship to applied problem-solving.....	74
Figure 5.1	Comptabilité des exportations brutes : Concepts.....	100
Figure 6.1	Composition de l'industrie par secteur principal de l'UE (production brute) .....	109
Figure 6.2	Composition de l'industrie par secteur principal de l'UE (valeur ajoutée) .....	109
Figure 6.3	Composition de l'industrie par secteur d'émissions de l'UE (production) .....	110
Figure 6.4	Composition de l'industrie par secteur d'émissions de l'UE (consommation).....	110
Figure 6.5	Évolution du taux de pénétration des importations d'émissions des industries les plus polluantes de l'UE.....	115
Figure 6.6	Évolution du taux de pénétration des importations des industries les plus polluantes de l'UE.....	115
Figure 6.7	Composition de l'industrie par secteur principal du Canada (production brute).....	130
Figure 6.8	Composition de l'industrie par secteur principal du Canada (valeur ajoutée) .....	131
Figure 6.9	Composition de l'industrie par secteurs d'émissions du Canada (production).....	131
Figure 6.10	Composition de l'industrie par secteur d'émissions du Canada (consommation).....	132
Figure 6.11	Évolution du taux de pénétration des importations d'émissions des industries les plus polluantes du Canada .....	137
Figure 6.12	Évolution du taux de pénétration des importations des industries les plus polluantes du Canada.....	138

Figure 6.13	Position en amont et en aval des industries du Canada et des États-Unis par rapport au total mondial en 2018.....	145
Tableau 6.1	Intensité de la production des principaux secteurs de l'UE.....	112
Tableau 6.2	Intensité de la production des industries les plus émettrices de l'UE.....	112
Tableau 6.3	Indice de concentration des partenaires commerciaux dans les importations sectorielles de l'UE en 2018.....	116
Tableau 6.4	Intensité de la production des principaux partenaires commerciaux de l'UE en 2018.....	117
Tableau 6.5	Participation en amont et en aval dans les CVM de l'UE en 2018.....	119
Tableau 6.6	Position dans les CVM de l'UE, 2000-2018 p.120.....	120
Tableau 6.7	Différence du coût du carbone en pourcentage entre une politique unilatérale et un MACF partiel au prix cible de 130USD pour l'UE.....	127
Tableau 6.8	Résultat des indicateurs de la spécificité économique de l'UE.....	129
Tableau 6.9	Intensité de la production des principaux secteurs du Canada.....	133
Tableau 6.10	Intensité de la production des industries les plus émettrices du Canada .....	133
Tableau 6.11	Variation de l'intensité de la production des industries les plus émettrices pour l'UE et le Canada.....	134
Tableau 6.12	Coût du carbone des industries les plus émettrices du Canada en 2018 .....	135
Tableau 6.13	Indice de concentration des partenaires commerciaux dans les importations sectorielles du Canada en 2018.....	139
Tableau 6.14	Intensité d'émissions de la production des principaux partenaires commerciaux du Canada en 2018.....	141
Tableau 6.15	Participation en amont et en aval dans les CVM du Canada en 2018 .....	142
Tableau 6.16	Comparaison des déterminants intérieurs du Canada et l'UE en 2018 .....	147
Tableau 6.17	Comparaison entre la spécificité économique du Canada et l'UE, moyenne 2000 à 2018.....	148
Tableau 7.1	Différence du coût du carbone en pourcentage entre une politique unilatérale et un MACF partiel au prix cible de 130USD.....	151

Tableau 7.2	Différence du coût du carbone en pourcentage entre une politique unilatérale et un MACF complet au prix cible de 130USD.....	152
Tableau 7.3	Coût du carbone pour les industries canadiennes du secteur extractif et manufacturier en 2018.....	166

## Liste des abréviations

CVM	Chaîne de valeur mondiale
FIEEEEC	Forte intensité d'émissions et exposée aux échanges commerciaux
GATT	Accord général sur les tarifs douaniers et le commerce
GES	Gaz à effet de serre
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
GTAP	Global Trade Analysis Project
MACF	Mécanisme d'ajustement du carbone à la frontière
OCDE	Organisation de coopération et de développement économiques
OMC	Organisation mondiale du commerce
SCIAN	Système de classification des industries de l'Amérique du Nord
SEQE	Système d'échange de quotas d'émission (UE)
SPE	Système de plafonnement et d'échange ( <i>cap and trade</i> )
SPEDE	Système de plafonnement et d'échange de droits d'émission (Québec)
TEP	Terme de l'échange en pollution
TiVA	Trade in Value Added

## Remerciements

Tout d'abord, il me faut remercier le Conseil de recherche en sciences humaines pour le soutien financier facilitant grandement l'aboutissement de cette recherche.

Je tiens aussi à remercier mon co-directeur Ari Van Assche et ma co-directrice Viviana Pilato de m'avoir appuyé dans ce projet de recherche un peu hors norme. Leur ouverture d'esprit face à mon approche m'a aidé à mener à terme ce mémoire.

J'ai aussi eu la chance d'avoir un employeur très compréhensif et qui m'a soutenu jusqu'à la toute fin de ce long processus. Merci, Samuel, pour ton ouverture et tes encouragements.

Merci à mes amis et frères d'avoir accepté et compris la nécessité de mes séances d'isolement. Bien hâte de vous retrouver avec la tête plus libre. Cela vaut aussi pour mes parents dont j'ai négligé les visites.

Finalement, un remerciement spécial à ma copine, compagne de vie et meilleure amie, Isabelle. L'écriture de ce mémoire fut plus ardue que prévu, requérant beaucoup de temps et de support. Merci pour ta patience dans les moments plus difficiles, pour ton soutien dans les moments de doute et pour ton écoute dans les moments de réflexion. Merci aussi pour ton aide dans les aspects plus techniques des mathématiques, ma faiblesse. Merci pour ta compréhension de mes besoins quand moi-même j'étais trop absorbé pour les voir. Bref, merci d'avoir été présente à mes côtés dans toutes les étapes de cette aventure. Sans ton soutien, je doute que j'y serais arrivé.

## Introduction

La tarification du carbone est reconnue comme un outil indispensable pour la réduction des impacts anthropiques de l'activité économique sur l'environnement (Stiglitz, 2019). L'objectif est de corriger les échecs du marché en internalisant le coût des externalités négatives de la production de biens et de services. Que ce soit par une taxe sur le carbone ou un système de plafonnement et d'échange de droits d'émission, un prix sur le carbone est censé donner un signal au marché pour que s'opèrent les changements nécessaires aux processus de production (Stavins, 2019). Malgré ces promesses, cet outil politique demeure limité dans son usage, mais aussi dans sa portée, causé par de nombreux facteurs autant économiques que politiques et institutionnels (Khan et Johansson, 2022). Même lorsqu'il est implanté, sa rigueur est souvent insuffisante pour inciter au changement, les gouvernements craignant les effets négatifs qu'il peut engendrer, particulièrement dans le contexte d'un commerce international vigoureux (Steinebach, Fernández-i-Marín et Aschenbrenner, 2020). Deux principaux risques, étroitement liés, sont évoqués pour justifier cette situation; la perte de compétitivité et les fuites de carbone.

Le premier risque est déclenché par la hausse des coûts de production qu'une entreprise subit lorsqu'elle doit internaliser les externalités de sa production (Venmans, Ellis et Nachtigall, 2020). L'ampleur de l'impact peut être liée à son niveau technologique, mais aussi à sa capacité de transférer ses coûts au consommateur (Venmans *et al.*, 2020). Cependant, une firme plus exposée à la compétition internationale sera moins en mesure d'utiliser cette stratégie. Conséquemment, elle verra le coût de sa production augmenter asymétriquement face à ses compétiteurs étrangers, provoquant une perte de sa capacité à faire du profit (Venmans *et al.*, 2020). Ces effets peuvent ainsi causer un exode vers l'étranger, qui constitue en partie le second risque, les fuites de carbone.

Ce deuxième risque se définit dans sa version *forte* (Peters et Hertwich, 2008b) comme la relocalisation des activités polluantes d'un pays ayant adopté une législation contraignante vers un autre plus laxiste, dans une sorte de course vers le fond environnementale. Dans la présente recherche, nous adoptons une perspective plus holistique de la pollution atmosphérique en considérant que le concept devient

problématique dès qu'une augmentation de la consommation locale est alimentée par la production étrangère, également désigné comme fuite de carbone *faible* (Peters *et al.*, 2008b).

Pour contrebalancer ces menaces, les gouvernements ont mis en place plusieurs outils, dont le plus prometteur est le mécanisme d'ajustement du carbone à la frontière (MACF) (Böhringer *et al.*, 2022). Il fonctionne par l'uniformisation des conditions du marché en imposant un tarif aux frontières équivalent au prix du carbone payé par les producteurs locaux. À cet effet, sa conception peut prendre plusieurs formes, qui influenceront la réalisation de ses objectifs (Keen, Parry et Roaf, 2022) et dont le format optimal sera dépendant de son contexte d'implémentation (Zhong et Pei, 2023). C'est cette relation que nous cherchons à explorer dans cette recherche, à travers la question suivante : *comment la spécificité économique d'un pays peut-elle influencer la mise en place d'un MACF?* Par une approche de conception de politique (Mossberger et Wolman, 2003), nous soutenons dans ce mémoire que l'efficacité du MACF est intrinsèquement reliée à la prise en compte des interactions entre le contexte, le design et l'objectif.

Conséquemment, nous avons développé un cadre théorique basé sur la littérature des MACF et celle du commerce international. Le but était de nous permettre d'analyser cette interrelation en isolant chaque objectif, c'est-à-dire la réduction des fuites de carbone et la protection de la compétitivité, pour développer un format intermédiaire préalable à l'arbitrage du format final. En effet, malgré leur apparence de complémentarité, les objectifs ont parfois des résultats dichotomiques (Böhringer, Müller et Schneider, 2015; Kuik et Hofkes, 2010). Ces résultats dépendent d'ailleurs du contexte national, central à notre analyse. Pour l'étudier, nous avons formé un concept synthétique, la *spécificité économique*, qui englobe l'ensemble des déterminants économiques internes et externes, mais aussi environnementaux, dont la combinaison se matérialise de manière unique à chaque pays.

Pour assurer la validité de notre modèle, il était important d'avoir un cas d'espèce, mais les MACF étaient restés jusqu'à tout récemment théoriques. L'UE a toutefois changé cette situation puisqu'elle a officialisé l'implantation d'un MACF le 16 mai 2023, avec le début

de sa phase transitoire fixée au 1<sup>er</sup> octobre 2023 (Règlement 2023/956, 2023). Notre recherche s'attarde donc, dans un premier temps, à ce cas qui sert de fondement empirique. L'analyse de la *spécificité économique* de l'UE, en plus de valider notre cadre, nous offre aussi une base comparative avec le cas principal de cette recherche, le Canada.

Ainsi, l'intérêt d'avoir un cas comme le Canada provient de la différenciation de sa *spécificité économique* comparativement à celle de l'UE. Surtout, la théorie s'est beaucoup penchée sur de plus gros pays comme les États-Unis (Forslid, Okubo et Sanctuary, 2017), ou des entités supranationales, comme l'UE ou les clubs climatiques (Antimiani *et al.*, 2016; Perdana et Vielle, 2023) pour établir le succès du MACF. Le Canada étant un plus petit pays, sa vulnérabilité au choc est différente (Alouini et Hubert, 2020), ce qui influencera sa capacité de mise en place d'une politique commerciale qui peut être qualifiée de restrictive. D'ailleurs, la prise en considération du commerce dans les CVM, plus sensible à des frictions commerciales (Johnson, 2014), offre une perspective complémentaire puisque les bases de la compétitivité d'une industrie ne sont plus nécessairement les mêmes que dans le cas d'un commerce plus traditionnel (Van Der Marel, 2015).

Concrètement, notre recherche met en application notre cadre conceptuel par l'analyse réelle du format que pourrait prendre un MACF dans le contexte du Canada. Pour ce faire, nous utilisons les données des tables d'intrant-extrant de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE), le Trade in Value Added (TiVA) et le Carbon dioxide emissions embodied in international trade (TeCO<sub>2</sub>) (OCDE, 2021a, b) pour opérationnaliser notre concept de *spécificité économique* à travers différents indicateurs qui considère autant la structure interne que la structure du commerce et des chaînes de valeur mondiale (CVM).

Les résultats de notre étude ont démontré que l'implantation d'un MACF au Canada n'est pas garante de protection de la compétitivité des industries locales, particulièrement dans le contexte des CVM. En effet, la position de ses industries les plus polluantes, plus en amont de CVM complexe et toujours en considérant l'ensemble de sa *spécificité économique*, rend le Canada fortement vulnérable à des chocs de demande, mais aussi

d'offre. Pour les limiter, le design du MACF devrait inclure des provisions comme le remboursement à l'exportation qui mine l'objectif environnemental de réduction des fuites de carbone. Ces résultats nous permettent de conclure qu'en l'absence d'une intégration à un club climatique qui inclurait les États-Unis, il sera difficile pour le Canada de mettre en place un format de MACF pouvant atteindre conjointement les deux objectifs.

Le reste de la recherche commence par le chapitre 2 qui se compose d'une revue de littérature exhaustive des politiques de tarification du carbone, de ses fondements théoriques et des politiques de contingence comme les MACF. Elle se poursuit par le chapitre 3 sur le cadre conceptuel qui inclue une partie sur les fondements théoriques du commerce international imbriqué dans des CVM. Le chapitre 4 discute de notre méthodologie que nous voulions plus appliquée et fondée sur les sciences de la conception, alors que le chapitre 5 opérationnalise notre concept de *spécificité économique* en établissant les données et indicateurs. La dernière partie de ce mémoire débute par les résultats de notre analyse de la *spécificité économique* du Canada et de l'UE dans le chapitre 6, incluant le format final du MACF UE. Par la suite, le chapitre 7 analyse les résultats du Canada en proposant les designs du MACF. Nous concluons par le chapitre 8 qui revient sur les résultats et les apports de notre recherche à la littérature avant d'ouvrir sur des orientations de recherche.

## 2. Revue de la littérature

Dans ce chapitre, un portrait des connaissances actuelles sur les politiques de tarification du carbone et de leurs effets sur le commerce sera dressé pour mieux saisir la problématique que soulève l'implantation d'une mesure d'ajustement du carbone à la frontière. En commençant par les fondements théoriques derrière la tarification du carbone, il sera possible de comprendre le raisonnement derrière celle-ci, tout en identifiant les exemples réels de son application. Ces derniers permettront ensuite d'identifier les principaux risques liés à une politique de tarification du carbone nationale, établissant les concepts clés pour la suite de la recherche. Ils permettront aussi d'expliquer les mesures de contingence mise en place pour limiter les risques. La dernière partie de cette revue de littérature s'attardera spécifiquement sur les MACF, le sujet principal de cette recherche, ce qui nous permettra de mettre en lumière l'apport de l'étude aux connaissances académiques sur le sujet.

### 2.1 Fondement théorique et empirique de la tarification du carbone

#### 2.1.1 *Théorie des externalités négatives*

Dans son œuvre de 1920, *The Economics of Welfare*, l'économiste Arthur C. Pigou fut le premier à mettre en lumière le concept des externalités négatives, concept fondateur pour la prise en compte des impacts environnementaux dans la théorie économique néo-classique (Stavins, 2019). Selon le *Routledge Dictionary of Economics*, une externalité est définie comme « le bénéfice ou le coût pour la société ou un individu, d'une action privée » (Rutherford, 2013). Les externalités se positionnent dans les théories du bien-être et partent du principe de divergence entre les coûts privés et les coûts sociaux de l'activité économique (Pigou, 1932). Ainsi, une externalité sera positive si elle engendre un bénéfice pour la société sans que son instigateur privé soit indemnisé. Par exemple, le déneigement par un particulier d'un chemin communal augmente la valeur des chalets de la zone puisqu'ils deviennent accessibles à l'année. À l'opposé, l'externalité négative, fondement théorique du principe de tarification du carbone, apparaît lorsqu'une activité économique engendre un coût pour la société qui n'est pas pris en compte dans le

processus de production et les transactions du marché (Nordhaus, 2013). La pollution d'un cours d'eau ou de l'air par une usine en est l'exemple le plus probant.

Ainsi, en n'internalisant pas l'ensemble des coûts et bénéfices pour une firme, les externalités sont considérées comme des échecs du marché (Dahlman, 1979). En effet, le mécanisme des prix, qui est censé équilibrer l'offre et la demande en balançant les coûts et les besoins des agents économiques pour maximiser l'utilisation des ressources, ne fonctionne pas correctement dans le contexte d'un marché non régulé avec d'importantes externalités (Nordhaus, 2013). Conséquemment, le marché aura tendance à la surproduction de biens et ce, malgré leurs impacts négatifs pour la société. Qui plus est, le prix sous-estimant les coûts réels, il y aura une surconsommation qui accentuera l'effet négatif de l'activité économique. Le prix n'étant plus un indicateur optimal d'allocation des ressources, la société verra son bien-être total diminué (Dahlman, 1979). Dans ce contexte, pour ramener la société à son point optimal, il est nécessaire que les agents privés internalisent les externalités pour que le mécanisme des prix reflète le coût réel de l'activité économique (Dahlman, 1979).

Pour ce faire, Pigou propose l'implantation d'une taxe équivalente au coût de l'externalité négative qui sera payé par la firme (Pigou, 1932). Connue sous le nom de taxe pigouvienne, elle permet d'internaliser l'externalité négative dans les coûts de production de la firme, réduisant l'incitatif à la surallocation de ressource pour la mise en marché de ces biens. La taxe a pour conséquence une correction du prix qui signalera aux consommateurs l'impact réel de la consommation du bien (Klenert et Mattauch, 2019). Bref, une taxe pigouvienne modifie autant les décisions de production que de consommation. Il s'agit donc d'une intervention des pouvoirs publics pour corriger un problème, tout en laissant le champ libre aux forces du marché pour choisir la meilleure façon de faire (Aldy et Stavins, 2012).

Toutefois, cette solution aux externalités n'est pas la seule, puisque quarante ans après la publication du livre de Pigou, Ronald Coase a publié en 1960 un article devenu classique offrant une autre perspective et une piste de solution parallèle (Stavins, 2019). Sans

chercher à entrer dans un débat idéologique, la prochaine section développera plus en détail l'apport de Coase dans la littérature sur les externalités négatives et la pollution.

### ***2.1.2 Théorème de Coase, droit de propriété et bien public***

Dans son article *The problem of social cost*, Coase (1960) rejette la théorie de Pigou en critiquant la conclusion selon laquelle toute divergence entre les coûts privés et les coûts sociaux engendre invariablement une perte de bien-être collectif et qui doit nécessairement impliquer une intervention pour la corriger (Coase, 1960). Au contraire, de telles interventions peuvent être parfois plus dommageables que l'externalité initiale (Coase, 1960). Ainsi, il ne remet pas en question le concept d'externalité et de son impact sur l'allocation des ressources, mais plutôt la manière de l'aborder pour atteindre un optimum social. Pour lui, la pollution environnementale est avant tout un problème de bien public découlant d'un déficit dans l'assignation des droits de propriété (Stavins, 2019) :

« If factors of production are thought of as rights, it becomes easier to understand that the right to do something which has a harmful effect (such as the creation of smoke, noise, smells, etc.) is also a factor of production. Just as we may use a piece of land in such a way as to prevent someone else from crossing it, or parking his car, or building his house upon it, so we may use it in such a way as to deny him a view or quiet or unpolluted air. The cost of exercising a right (of using a factor of production) is always the loss which is suffered elsewhere in consequence of the exercise of that right – the inability to cross land, to park a car, to build a house, to enjoy a view, to have peace and quiet or to breathe clean air » (Coase, 1960 : 44).

Il s'agit donc plutôt d'un arbitrage entre l'instigateur de l'externalité et la « victime » qui peut être corrigé, dans un monde sans coût de transaction, par la négociation d'un contrat. Le système légal influencera par ailleurs le résultat des litiges et la façon dont sont définis les droits de propriété (Coase, 1960).

Cette base théorique a conduit à considérer autrement la politique de tarification du carbone, non pas en reniant son bien-fondé, mais en offrant une option alternative à la

taxe carbone, un système d'échange de permis d'émissions (Stavins, 2019). Ainsi, dans une perspective coasienne, la méthode optimale pour corriger les externalités négatives sur l'environnement est d'assigner une forme de droits de propriété aux biens publics comme l'air ou l'eau (Stavins, 2019). Une fois le droit de propriété clairement délimité, le marché choisira la manière la plus optimale d'internaliser les externalités négatives (Coase, 1960).

Bien qu'explicitement l'approche de Coase n'implique pas d'intervention des pouvoirs publiques, dans les faits, la nature de bien public qu'est l'environnement<sup>1</sup> et les coûts de transaction associés aux échanges, impliquent inévitablement une intervention du gouvernement. En effet, lorsque sa théorie est appliquée au-delà d'un modèle abstrait, en réduisant les postulats sur la compétition et en augmentant le nombre d'acteurs, les coûts de transaction explosent et les possibilités d'atteindre une solution optimale entièrement laissée au marché disparaissent (Spash, 2021). Par ailleurs, l'environnement, qui inclut la qualité de l'air ou autrement dit l'absence de pollution, est établi dans la littérature comme une forme de bien public, dont les caractéristiques diffèrent de celle d'un bien privé, engendrant des problèmes dans l'allocation optimale par le marché (Kaul, Grunberg et Stern, 1999).

Un bien public se définit par deux principales caractéristiques qui sont la source des échecs du marché dans leur utilisation (Johnson, 2015); non rival et non exclusif. La non-rivalité se réfère au fait que la consommation par un agent n'empêche pas la consommation par un autre agent, alors que la non-exclusivité implique l'impossibilité de restreindre la consommation d'un bien (Randall, 1983). Dans ce contexte, le marché n'est pas en mesure d'allouer les ressources optimalement, car les signaux sur les préférences ne s'y appliquent pas (Kaul *et al.*, 1999).

Effectivement, par sa non-exclusivité, un agent économique aura tendance à le surproduire, ou à le sous-produire, selon qu'il en retire un avantage positif ou négatif.

---

<sup>1</sup> Dans la littérature anglophone, une distinction est faite entre bien public (*public good*) et mal public (*public bad*). Le premier fait référence à un bien qui a un impact ou externalités positives, comme l'éclairage public. Le second fait référence à un bien avec un impact ou externalité négative, comme la pollution atmosphérique (Kaul, Grunberg et Stern, 1999). En français, la littérature ne fait pas la même distinction et le terme bien public est utilisé pour définir les deux formes. Par souci de clarté, nous utiliserons la terminologie française.

Ainsi, la production économique engendre une utilisation de l'atmosphère (le bien public) par le rejet de polluant dans celle-ci. Comme il n'y a pas de prix pour son utilisation, l'agent aura tendance à le surconsommer et donc à polluer. Ce phénomène se rapporte au concept de tragédie des communs de Hardin (1968) qui décrit l'aspect rationnel de l'action de polluer un commun, c'est-à-dire un bien public, pour un agent qui devrait autrement payer un coût individuel (coût technologique par exemple) pour ne pas le faire. Le commun, ou bien public, est donc parasité par le phénomène du passager clandestin (*free-rider* en anglais) par lequel chaque agent a un peu d'incitation à contribuer aux biens communs avec ses ressources individuelles, car il en retire les bénéfices, peu importe (Hardin, 1968). Conséquemment, le marché ne peut atteindre d'équilibre et les biens publics seront surutilisés (Kaul *et al.*, 1999).

En somme, deux approches théoriques se sont développées au cours du 20<sup>e</sup> siècle pour aborder le problème de l'externalité négative qu'est la pollution, en se basant sur des courants théoriques différents, avec parfois des biais idéologiques liés au contexte historique (Spash, 2021). Ces deux visions ont donné lieu à deux outils théoriques de politiques de tarification du carbone pour contrer le problème, soit le système d'échange de permis d'émissions (approche de Coase) et la taxe carbone (approche de Pigou). Le débat demeure encore à savoir laquelle des deux est la plus optimale (Haïtes, 2018; Stavins, 2019), mais les considérations sont avant tout axées sur des préoccupations connexes notamment politiques, juridiques et fiscales (Pizer, 2002). Stavins (2019) offre par ailleurs un excellent résumé des principales similitudes et différences entre les deux et conclut qu'elles sont parfaitement équivalentes comme incitatif à la réduction d'émissions, aux coûts de réduction globaux et des effets sur la compétitivité. Au niveau des différences, les plus importantes se situent au niveau des impacts sur la volatilité du prix du carbone, les interactions avec les politiques complémentaires, le potentiel de manipulation du marché, ainsi que la complexité et les exigences administratives.

Puisque de nombreux exemples de politique de tarification du carbone ont été mis en place dans les dernières décennies, une importante littérature sur le sujet s'est développée. La prochaine section se penchera donc plus en détail sur ceux-ci en retraçant rapidement leur développement au cours des dernières décennies.

### ***2.1.3 Politiques de tarification du carbone dans le monde***

Une politique de tarification du carbone consiste donc en la mise en place de mécanisme pour établir une valeur monétaire aux émissions de gaz à effet de serre (GES) qui sont calculées en tonne de carbone équivalente, c'est-à-dire qu'elles sont converties en concentration de CO<sub>2</sub> équivalente (IPCC, 1990). Il s'agit tout d'abord de clarifier ces outils par une définition théorique de chacun d'eux, avant d'en faire un court historique.

Le système d'échange de permis d'émissions a été décrit aussitôt que dans les années 1960, notamment par Thomas Crocker en 1966, John Dales en 1968 et Allen V. Kneese en 1964, considéré comme le chef de file du sujet à cette époque (Banzhaf, 2020). Comme son nom l'indique, il s'agit d'un système où un bien public sera protégé par la compensation de son utilisation au travers de permis ou licence (Aldy *et al.*, 2012). Dans le contexte de la réduction des GES, des permis d'émission seront donc établis pour qu'un agent économique ait le droit d'utiliser le bien public. Il s'agit en quelque sorte, selon les principes de Coase, d'un permis qui compense pour l'utilisation de celui-ci. Ces droits d'émissions sont échangeables sur le marché, mais initialement émis par un gouvernement qui peut soit les donner directement ou les soumettre à une vente, généralement par enchère.

Le système sera dit de plafonnement et d'échange<sup>2</sup> (SPE) dès lors que le gouvernement fixe une cible d'émissions maximale en contrôlant la quantité accessible aux participants. Chaque émetteur doit posséder un nombre de permis égal à son taux réel d'émissions polluantes et le total d'émissions ne peut pas dépasser la limite fixée par l'État (Haites, 2018). Par conséquent, c'est donc le marché qui déterminera le prix du permis (Hafstead, Metcalf et Williams, 2017). Par ailleurs, bien que le coût de conformité, c'est-à-dire le coût pour se conformer au plafond, dépendra du prix sur le marché des allocations (Haites, 2018), des paramètres additionnels peuvent être mis en place pour limiter la volatilité des prix (Wood et Jotzo, 2011). Le contrôle de quantité permet l'atteinte des cibles de réduction, tout en limitant l'offre, alors qu'un prix plancher aide à réduire la volatilité des prix et à créer un incitatif fort pour changer les comportements (Stavins, 2019). Toutefois,

---

<sup>2</sup> Mieux connue sous son nom anglais, *cap-and-trade*, sa terminologie et son abréviation varie selon la région et est associée au nom de la réglementation.

plus des paramètres de contrôle sont mis en place, plus le SPE se rapprochera d'une taxe, déviant de sa forme théorique (Hafstead *et al.*, 2017; Hahn et Stavins, 2011). De fait, son mécanisme d'action est basé sur un contrôle de la quantité totale d'émissions, contrairement à la taxe qui est basée sur le prix (Hafstead *et al.*, 2017).

En effet, la taxe carbone consiste en l'imposition d'une taxe sur chaque unité de pollution émise par la firme et égale aux dommages sociaux marginaux, pour un taux de pollution ciblé (Pigou, 1932). L'idée est de créer une pression pour que chaque émetteur ait intérêt à égaliser la taxe à son propre coût marginal de réduction, internalisant donc les coûts externes de pollution (Hahn *et al.*, 2011). Conséquemment, la taxe laissera libre cours aux forces du marché pour déterminer la quantité d'émission émise par les acteurs économiques (Hafstead *et al.*, 2017). L'un des avantages est qu'elle limite l'incertitude au niveau des coûts, facilitant les décisions d'investissement des firmes (Stavins, 2019). Par contre, la quantité d'émissions qui sera réduite demeure incertaine, particulièrement si le prix fixé est trop bas (Hepburn, 2006). C'est pourquoi, comme dans le cas des SPE, des hybrides sont proposés, comme le mécanisme d'ajustement du niveau de la taxe proposé par Hafstead *et al.* (2017) qui fixe des objectifs d'émissions dans le temps avec un ajustement du prix de la taxe en fonction de l'atteinte de ceux-ci.

Ainsi, les deux outils seront équivalents s'ils se basent sur des modèles théoriques avec des hypothèses très restrictives, notamment aucune incertitude, une compétition parfaite et une couverture universelle (Haïtes, 2018). Dans la réalité, de nombreuses considérations d'ordre légal, politique ou social vont teinter le choix et le design de l'outil (Haïtes, 2018; Hepburn, 2006; Pizer, 2002; Stavins, 2019). Selon les données de la Banque Mondiale de 2022, 70 initiatives de tarification du carbone sont en place dans le monde dont 47 au niveau national et 36 au niveau infranational (World Bank, 2023a).

Les premières politiques carbone nationales sont apparues sous forme de taxe dès le début des années 1990, avec la Finlande et la Pologne comme initiatrices de cette première vague qui s'est essentiellement restreinte à l'Europe (Thisted et Thisted, 2019). Cette première vague n'a toutefois pas abouti à une forte diffusion, puisque peu de politique carbone furent adoptées durant la période 1990-2008. Par ailleurs, il a fallu attendre

presque deux décennies avant de voir un premier pays hors du continent européen implanter une telle taxe avec le Japon en 2012 (Thisted *et al.*, 2019). La seconde vague débutant en 2008 fut plus fructueuse avec au moins 17 nouvelles taxes carbone qui sont apparues à travers le monde. C'est aussi durant cette période que les premiers pays en développement se sont joints à cette liste, comme le Mexique en 2014 ou la Colombie en 2017 (Thisted *et al.*, 2019). Cette nouvelle vague est liée à une augmentation de la pression internationale avec par exemple la Conférence de Copenhague de 2009 sur les changements climatiques (COP 15) qui, malgré son échec, a tout de même encouragé 73 pays à soumettre des engagements nationaux visant à limiter les émissions. L'accord de Paris fut un autre jalon qui accentua fortement le développement de politique carbone à travers le monde (World Bank, 2023a).

En ce qui a trait aux politiques utilisant un SPE, leur adoption fut plus tardive avec une première occurrence en 2002 au Royaume-Uni (Thisted *et al.*, 2019). L'Union européenne a mis en place son SPE en 2005, le premier système régional et touchant tous les membres, qui a évidemment grossi au fil des années avec l'inclusion de nouveaux membres (Thisted *et al.*, 2019). Outre quelques occurrences au niveau national, comme la Nouvelle-Zélande en 2008, le Kazakhstan en 2013 et l'Australie et la Corée du Sud en 2015 (Thisted *et al.*, 2019), le reste des SPE se sont avant tout mis en place au niveau infranationale, avec le premier du genre en 2007 en Alberta, bien qu'il ait été abandonné par la suite (World Bank, 2018, 2023a).

Au niveau du Canada, les politiques de tarification du carbone se sont implantés dans un premier temps au niveau des provinces. Outre l'Alberta, la Colombie-Britannique est la deuxième province canadienne à avoir mise en place un système de tarification avec une taxe carbone en 2008 (World Bank, 2018). Pour ce qui est du Québec, son système de plafonnement et d'échange de droits d'émission (SPEDE) fête ses 10 ans cette année, ayant rejoint le SPE de la Californie en 2013 (Martin et Pineau, 2022). Finalement, en 2018, le Canada a officialisé un système de tarification fédéral, qui se base sur une approche flexible en laissant le choix de l'instrument aux provinces, mais imposant un prix plancher qui doit atteindre 170 \$ dollars canadiens la tonne en 2030 (Winter, Dolter et Fellows, 2023). À défaut, le système fédéral est implanté qui est constitué d'une taxe

carbone sur la consommation d'énergie fossile et un système de remboursement de la production pour les grandes industries émettrices (Withey *et al.*, 2021). Le Canada demeure donc dans la minorité de législation ayant choisie la tarification du carbone pour politique de lutte aux changements climatiques.

En effet, le dernier rapport de la Banque mondiale sur le sujet de la tarification du carbone fait état de 73 instruments en place dans le monde en 2023, couvrant près 23 % des émissions mondiale, une hausse face au maigre 8 % d'il y a dix ans (World Bank, 2023b). Si ces chiffres sont encourageants, il en ressort aussi que plus du deux tiers des émissions de GES mondiales ne sont pas sujettes à une tarification de leurs externalités. Malgré les revenus de 95 milliards, dont 10 % sont remboursés (World Bank, 2023b), la couverture mondiale est encore trop limitée.

Ainsi, la lente implémentation de politique carbone est due à de nombreux facteurs qui sont liés aux contextes géographiques, historiques et institutionnels (Khan *et al.*, 2022). L'acceptabilité politique et sociale est donc un important frein pour l'adoption (Santos, 2022). Ainsi, la capacité et la volonté d'implanté d'une politique de tarification du carbone dans un pays sont fortement influencées par le contexte national. Dans une étude d'économie politique, Levi, Flachslund et Jakob (2020) ont analysé un ensemble de variables spécifiques lié aux intérêts intérieurs et aux différentes institutions politiques nationales pour déterminé leur influence sur la politique carbone. Leur étude démontre que la majorité des programmes ont été implantés dans des pays ayant des institutions politiques bien gouvernées et une population conscientisée aux changements climatiques.

Dans une perspective plus large, Steinebach *et al.* (2020) identifient quatre ensembles de variables susceptibles d'impacter la décision d'adoption et son ambition soit; la situation économique, la contribution et l'exposition au changement climatique, les caractéristiques institutionnelles et finalement les aspects commerciaux du pays. Si leur résultat démontre une influence pour tous ces facteurs, leur étude historique a mis en lumière que les politiques de tarification du carbone sont plus ambitieuses lorsque les partenaires commerciaux les plus proches et les concurrents ont eux aussi implanté l'outil.

Les difficultés d'implémentation viennent du fait qu'un système de tarification du carbone peut entrer en compétition avec les objectifs de croissance économique (Haïtes, 2018), créant un désincitatif à instaurer des politiques engendrant une pleine internalisation pigouvienne des externalités négatives des GES. Le taux de transfert des prix au consommateur, ou taux de transmissions, offre un bon indicateur pour mesurer le degré d'internalisation des coûts des entreprises. Il se définit comme la corrélation entre l'augmentation du prix d'un produit et l'augmentation connexe du prix du carbone (Neuhoff et Ritz, 2019). Théoriquement, une pleine internalisation du prix du carbone se matérialiserait par un taux de transmission (pass-through rates) de 100 %, signifiant donc que l'entièreté des coûts se répercute dans les prix. Toutefois, cela implique que de nombreux postulats soient remplis, comme une compétition parfaite, un même prix du carbone pour tous les producteurs et un prix égal aux coûts sociaux des GES, ce qui est parfois loin de la réalité (Neuhoff *et al.*, 2019). Ainsi, dans le contexte actuel, les taux de transferts sont estimés à moins de 50%, ce qui est considéré comme peu élevé et surtout significatif d'un détachement face à la pleine internalisation (Neuhoff *et al.*, 2019).

Pour mieux comprendre la situation qui découle de cette dynamique, la prochaine section révisera l'état de la littérature sur les risques que peut engendrer l'implantation d'une politique de tarification du carbone unilatéralement.

## **2.2 Politique de tarification du carbone unilatérale : risque**

Dans un monde de plus en plus interdépendant, dont les liens commerciaux sont de plus en plus complexes, l'implantation de programme politique pouvant avoir des impacts aussi profonds sur l'économie engendre son lot de questionnement. Dans un contexte de mondialisation, les politiques nationales sont parfois moins efficaces lorsqu'elles ne sont pas en phase celles de ses partenaires commerciaux (Hatzichronoglou, 1996). Ainsi, une politique de tarification du carbone unilatérale, c'est-à-dire qu'elle est implantée dans un pays ou une région sans concertation et indépendamment des actions de ses partenaires commerciaux, peut engendrer plusieurs risques qui ont été abondamment documentés par la littérature académique (Jakob, 2021). Du point de vue des affaires internationales, les préoccupations des gouvernements ayant mis en place une telle politique sont centrées sur la notion de compétitivité qui percole en deux axes, soit un aspect économique et un aspect

géographique lié à la source des émissions de GES et du concept de fuite de carbone (Antimiani *et al.*, 2016).

Berger (2008, cité dans Venmans *et al.*, 2020 : 1070, traduction libre) définit la compétitivité comme « la capacité d'une firme, d'une industrie ou d'un secteur de vendre (mesuré en termes de part de marché ou d'exportations nettes), de faire du profit et d'attirer des investissements. ». Ainsi, le mécanisme d'action de la tarification du carbone qui entraîne un effet sur la compétitivité réside dans l'augmentation des coûts de production pour les firmes locales. Cet impact peut être autant direct, par le prix du carbone à payer pour se conformer à la politique, qu'indirect, par l'augmentation du prix des intrants touchés comme l'électricité (Venmans *et al.*, 2020). Dans le contexte qui nous intéresse, c'est-à-dire au niveau du commerce international, le problème provient avant tout des asymétries entre les entreprises étant assujetties à des degrés de réglementations environnementales différents, mais qui, *in fine*, se font concurrence sur le même marché international (Dechezleprêtre et Sato, 2017). Autrement dit, une entreprise canadienne ne sera pas soumise aux mêmes contraintes réglementaires que son équivalent chilien par exemple, entraînant un risque pour sa compétitivité.

Pour Dechezleprêtre *et al.* (2017), l'augmentation relative des coûts de production, qu'ils qualifient d'effet de premier ordre, déclenchera des réponses différentes de la part des entreprises concernant les prix, la production ou l'investissement. Ces derniers sont identifiés comme l'effet de second ordre. Finalement, ces décisions auront divers résultats touchant les dimensions économique, internationale, technologique et environnementale et qu'ils nomment l'effet de troisième ordre. Cela inclut notamment des impacts sur la profitabilité, les flux commerciaux, l'innovation ou les fuites de pollutions. Il demeure pertinent de noter que les effets ne sont pas nécessairement négatifs et peuvent même mener à des avantages comparatifs. Ainsi, nous considérons important de les aborder puisque cela pourrait influencer la conception d'une mesure d'ajustement carbone à la frontière.

### ***2.2.1 Les avantages comparatifs et l'hypothèse de Porter***

Connue sous le nom d'hypothèse de Porter, elle définit l'impact potentiel positif d'une réglementation environnementale sur l'innovation (Porter et Linde, 1995). Selon cette

proposition, une tarification du carbone, que les auteurs considèrent comme une politique environnementale efficace, pourrait stimuler suffisamment l'innovation pour compenser partiellement, voire entièrement, les coûts liés à l'adaptation de la production aux règles environnementales (Porter *et al.*, 1995). L'argument se base sur le fait que la pollution est une manifestation du gaspillage économique, c'est-à-dire une utilisation inutile et incomplète des ressources. Conséquemment, la réduction de la pollution implique une optimisation des ressources utilisées par les entreprises (Lanoie, Patry et Lajeunesse, 2008). Ainsi, une entreprise ou un secteur peut devenir plus compétitif en augmentant sa productivité et réduire ses intrants par la politique environnementale qui les pousse à améliorer leur processus de production (Dechezleprêtre *et al.*, 2017).

Par ailleurs, l'hypothèse de Porter a parfois été scindée en trois axes de recherche, soit *étroite*, *faible* et *forte* (Jaffe et Palmer, 1997). Le premier postule qu'une réglementation environnementale flexible, telle que des instruments basés sur le marché, augmente les incitations des entreprises à innover par rapport à une réglementation prescriptive, telle que des normes basées sur la performance ou la technologie. La deuxième considère que les réglementations environnementales auront un effet positif sur le développement d'innovation. Finalement, la troisième prédit que l'innovation induite entrainera des opportunités au-delà des coûts réglementaires, augmentant la compétitivité de l'entreprise. La littérature est toutefois loin d'être consensuelle sur la véracité de l'hypothèse et les résultats varient selon l'axe choisi (Rubashkina, Galeotti et Verdolini, 2015). Comme notre sujet de recherche concerne la politique de tarification du carbone, et donc d'un constat d'effectivité de celle-ci, le premier axe, celui *étroit*, ne sera pas révisé ici.

Lin et Wesseh (2020), dans une analyse d'économétrie utilisant une régression dynamique sur les données de 31 secteurs industriels en Chine, démontre qu'une politique carbone stimule l'intensité de la R&D, mais que cela ne se traduit pas par une hausse des bénéfices. Conséquemment, leur étude prouve l'hypothèse de Porter *faible*, mais leur résultat n'appuie pas la *forte*. Rubashkina et al. (2015) arrive à une conclusion similaire dans leur étude sur 17 pays européens entre 1997 et 2009, en utilisant un proxy plus large pour la réglementation environnementale, le « Pollution Abatement and Control Expenditures

(PACE) » et donc des résultats limités pour les politiques carbone étant donnée la période étudiée. Lanoie *et al.* (2011), au travers d'une large étude par sondage, déterminent eux-aussi que l'hypothèse *faible* se démontre, alors que l'hypothèse *forte* n'est pas avérée. Ils estiment que les coûts additionnels de production, par exemple des filtres sur les cheminées des usines, pourraient être en cause puisqu'ils n'engendrent pas d'effet sur la productivité.

À l'opposé, Wu et Wang (2022), utilisant le Total Factor Productivity (TFP) d'entreprises en Chine comme proxy de compétitivité, conclue à une relation positive avec l'hypothèse de Porter *forte*. Le TFP a été utilisé dans d'autres études avec des résultats divergents. L'étude de Lundgren *et al.* (2015) se base sur cet indicateur dans le contexte suédois, mais ne démontre qu'un impact modeste, voire négatif, des politiques environnementales sur celui-ci pour l'industrie des pâtes et papiers. Van Leeuwen et Mohnen (2017), dans leur analyse empirique sur les firmes au Pays-Bas, arrivent à des résultats positifs pour l'hypothèse *faible*, mais négatifs pour la version *forte*. Ils terminent en suggérant qu'un plus grand laps de temps pourrait améliorer les résultats en faveur de l'hypothèse.

Finalement, dans leur méta-analyse sur le sujet, Cohen et Tubb (2018) établissent que les premières études démontraient un impact négatif sur la productivité, le proxy généralement utilisé pour mesurer la compétitivité, invalidant l'hypothèse. Cependant, les études plus récentes arrivent plus souvent à la conclusion inverse et d'un effet positif sur la compétition. Ainsi, les résultats de leur étude sur 103 publications démontrent que l'hypothèse est généralement vraie à un niveau agrégé plutôt qu'à un niveau individuel, bien que souvent statistiquement insignifiant. En ce sens, la compétitivité régionale, ou nationale, pourrait bénéficier de l'hypothèse de Porter, mais qu'au regard d'une firme ou d'une industrie, les dommages sont plus importants. Dès lors, ils concluent que dans le contexte d'un politique environnemental flexible, comme c'est le cas pour une tarification du carbone, il y a une augmentation de l'innovation et de la compétitivité au niveau national sur le long terme, bien qu'il existe d'importants coûts sur le court terme (Cohen *et al.*, 2018).

Venmans *et al.* (2020), dans leur article de synthèse, arrivent eux aussi à la conclusion que la tarification du carbone a un effet positif pour l'innovation, mais que les données pour évaluer son impact sur la compétitivité sont non concluantes. Ils soulèvent les prix trop bas et les mesures de compensation offertes par les gouvernements pourraient être à la source de l'explication des résultats. Cet aspect sera discuté ultérieurement dans notre revue de littérature.

En somme, l'hypothèse de Porter semble avoir été relativement bien démontrée dans son cas *faible* puisque les politiques environnementales ont généralement mené à des investissements en innovations. Comme le mentionne Lanoie *et al.* (2011), cet effet n'est pas surprenant, puisque le coût d'opportunité des facteurs de production est augmenté, incitant les firmes à réduire leurs utilisations. Toutefois, la démonstration de la version *forte* de l'hypothèse n'est que peu documentée, laissant supposer que le risque sur la compétitivité est encore un enjeu important et actuel pour les décideurs publics. La prochaine section s'attèlera à discuter plus en détail des impacts négatifs d'une politique de tarification du carbone unilatérale.

### ***2.2.2 Les fuites de carbones et l'hypothèse du havre de pollution***

La mondialisation, et par extension la libéralisation des échanges, a non seulement augmenté l'interdépendance entre les pays, mais a aussi grandement facilité la mobilité des facteurs de production. L'allocation de ces derniers est par ailleurs fortement impactée par la législation nationale (Rauscher, 1991), ce qui force les pays à élever leurs normes d'efficacité économique pour s'assurer d'être compétitif dans un marché mondialisé (Hatzichronoglou, 1996). Pour ce faire, deux options s'offrent à eux : la coopération, au travers de l'harmonisation des politiques ou la concurrence, par une différenciation des normes institutionnelles (Rauscher, 1991). Bien que la coopération soit la voie prônée par la littérature sur la tarification du carbone (Antimiani *et al.*, 2016; Böhringer *et al.*, 2022; Fischer et Fox, 2012; Stiglitz, 2019), la réalité demeure que les intérêts divergents ont jusqu'à présent empêché l'instauration d'un prix du carbone mondial (Van Den Bergh *et al.*, 2020). Qui plus est, même dans un contexte où il n'y a pas d'asymétrie dans les politiques nationales, une réglementation du carbone peut avoir des impacts négatifs sur l'économie (Ward *et al.* 2019).

Conséquemment, dans un monde où la coopération est difficile en matière de protection de l'environnement, mais fortement interdépendante par le commerce international, les politiques de tarification du carbone unilatérale vont exacerber le risque de transfert des émissions au travers d'une relocalisation des entreprises (Martin, Muûls, *et al.*, 2014) ou d'un remodelage des structures de commerce pour tirer avantage des localisations moins contraignantes en matière d'émissions (Duan, Ji et Yu, 2021). La concurrence institutionnelle demeure donc la norme et est la source de cet effet que la littérature nomme *fuite de carbone*. Invariablement lié à ce concept, c'est *l'hypothèse du havre de pollution* qui prédit qu'un pays avec une faible législation environnementale aura un avantage comparatif dans les industries intensives en pollution, entraînant un exode des firmes vers ces États (Duan *et al.*, 2021; Levinson et Taylor, 2008).

Au-delà du risque de délocalisation physique des entreprises, il existe surtout un problème de déviation des échanges à l'intérieur même des chaînes d'approvisionnements (Grubb *et al.*, 2022). En sachant qu'environ 25% des émissions mondiales de GES sont imbriquées dans les échanges, les risques de voir une réorganisation des chaînes de production diminuer l'efficacité des politiques, et donc des objectifs de réduction, sont importants (Nielsen *et al.*, 2020).

Ainsi, de nombreuses études se sont penchées sur la question, avec des résultats souvent contradictoires. Les recherches *ex ante*, utilisant généralement des modèles d'équilibre général calculable, tendent à prédire des fuites de carbones et un fort potentiel pour l'hypothèse du havre de pollution (Branger et Quirion, 2014), avec des taux variant de 10 % à 30 % (Branger *et al.*, 2014; Carbone et Rivers, 2017; King et van den Bergh, 2021). Antoci *et al.* (2021), utilisant un modèle théorique évolutionnaire, démontre eux aussi que le potentiel de fuites de carbone dans le cas du Système d'échange de quota d'émission de l'Union européenne (SEQE UE) augmente à mesure que le prix des allocations augmente, poussant à la délocalisation des firmes.

À l'opposé, les analyses empiriques *ex post*, plus rares, ne soutiennent pas aussi clairement la thèse des fuites de carbones (Kozłuk et Timiliotis, 2016). Martin, de Preux et Wagner (2014) ont analysé le UK Climate Change Levy qui applique des taxes sur le

carburant pour les entreprises en comparant entre celle qui payent le plein prix de celle qui ont une réduction. Ils n'ont pas trouvé d'impact significatif sur l'emploi, le revenu et les usines, concluant que la politique ne s'est pas soldée par une fuite de carbone (Martin, de Preux, *et al.*, 2014).

Utilisant les données du Global Trade Analysis Project (GTAP) pour le secteur manufacturier européen de 2004 à 2011, Naegele et Zaklan (2019) concluent qu'il n'y a pas eu de fuites de carbone dans ces industries liées à l'implantation du SEQE UE mis en place en 2005. En effet, les flux commerciaux de produits manufacturés n'ont varié que de manière statistiquement insignifiante, démontrant pour les auteurs que des barrières existent pour limiter les fuites, notamment les bas prix du carbone, les coûts de transport ou la capacité à transférer les coûts aux consommateurs. Cependant, ces données sont basées sur les deux premières phases d'implantation du SEQE UE, qui ont été caractérisées par une surallocation générale des quotas dans l'optique de limiter les chocs pour les entreprises (De Beule, Schoubben et Struyfs, 2022). Une analyse avec des données plus récentes issues de la troisième phase, plus contraignante, démontre de potentielles fuites de carbone, à travers une réduction des investissements directs étrangers (IDE) des multinationales pour les secteurs plus sensibles en dehors de l'UE (De Beule *et al.*, 2022). Les secteurs sensibles sont définis comme ceux n'étant pas en mesure de transférer suffisamment les coûts aux consommateurs.

Thivierge (2020) analyse spécifiquement le cas du ciment en Colombie-Britannique et des répercussions de la taxe carbone provinciale de 30\$ sur la compétitivité de l'industrie. Les résultats mettent en évidence une réduction des exportations de 13% à 18%, ainsi qu'une diminution de la production domestique. Étant donné que la consommation locale ne s'est pas réduite durant cette période et qu'une augmentation des importations mondiales de 5,0% à 6,3% a été remarquée, il conclut que la taxe a eu un impact sur la compétition à travers d'une réorganisation des flux commerciaux. L'auteur ajoute le fait que la Colombie-Britannique peut être considérée comme une petite économie ouverte et que le ciment importé est un substitut parfait du ciment national, renforçant la concurrence dans cette industrie.

Pour Duan *et al.* (2021), l'échec dans la démonstration de l'hypothèse du havre de pollution vient de l'utilisation des données commerciales brutes traditionnelles qui masque les véritables lieux où se déroulent les activités polluantes. Ils considèrent donc que l'utilisation de données basées sur les CVM, comme les échanges en valeur ajoutée, permet de pallier ce défaut. À l'aide d'un modèle d'intrant-extrant multi-pays et d'une analyse de décomposition structurelle, ils confirment l'hypothèse du havre de pollution, démontrant que plus l'écart de revenu par habitant entre les pays importateurs et exportateurs est grand, plus les exportations à valeur ajoutée sont polluantes. Par ailleurs, considérant que la définition de l'hypothèse est avant tout liée à la structure du commerce, ils choisissent d'isoler cet effet de la composition du commerce de celui de la différence technologique. Cela permet de limiter la surévaluation des effets de l'hypothèse.

Najarzadeh *et al.* (2021) abonde dans le même sens. Ils fondent leur hypothèse sur le postulat que la fragmentation internationale de la production augmente les possibilités de délocaliser les procédés polluants, en facilitant la délocalisation des étapes de production plus énergivore et polluante vers des pays ne s'étant pas engagés à réduire leur GES. En se basant sur ceci, ils utilisent un modèle de régression par la méthode des doubles différences (Difference-In-Differences regression model) pour estimer l'impact du Protocol de Kyoto sur la participation en amont et en aval dans une CVM des pays signataires. Les auteurs suggèrent que ces derniers ont vu leur participation en amont se réduire, alors que celle en aval a augmenté, suggérant une réduction dans la production des biens intermédiaires qu'ils ont substituée par une augmentation de leurs importations. Pour eux, cela est une démonstration de fuites de carbone, puisqu'ils considèrent que ces biens intermédiaires sont la plupart du temps des biens à forte intensité de carbone et d'énergie. Dès lors, ce remodelage des structures du commerce a permis d'aider à atteindre leurs objectifs en matière d'émissions pour certains, au détriment des autres.

Dans cette même perspective d'éclatement de la production, Wang et Yao (2022) étudient sur les CVM et le carbone imbriqué dans le commerce, en utilisant une analyse de réseau complexe pour identifier des facteurs permettant de mieux comprendre le phénomène de transfert de carbone dans les échanges. L'analyse permet d'identifier des communautés centrées initialement autour des États-Unis et de l'Allemagne en 2000, à laquelle s'ajoute

la Chine en 2014. Démontrant un aspect régional aux transferts de carbone dans le commerce, cela suggère que l'approche politique pour traiter la situation doit l'être aussi. Ils mettent de l'avant cette dynamique comme facteurs facilitant la coopération pour des accords plus ciblés. Par ailleurs, un apport intéressant de cet article à la présente recherche réside dans la modification de la position du Canada entre 2000 et 2014 qui est passé d'un exportateur net d'émission à un importateur net. Ceci entre en contradiction avec les résultats de Yamano et Guilhoto (2020) dont les données établissent le Canada comme exportateur net en 2015.

Ces derniers ont utilisé les tableaux d'entrées-sorties internationales (ICIO) de l'OCDE et des statistiques de l'Agence internationale de l'énergie (AIE) sur les émissions de CO<sub>2</sub> dues à la combustion de combustibles, pour estimer les émissions incorporées dans la demande finale et dans le commerce international (Yamano *et al.*, 2020). Les résultats démontrant que les pays de l'OCDE sont généralement des importateurs nets de CO<sub>2</sub>, alors que les restes du monde en sont les exportateurs. Malgré tout, cette dynamique n'est pas absolue, comme c'est le cas pour le Canada. Ainsi, le fait qu'un pays soit ou non un exportateur net ou un importateur net et la répartition des émissions liées au commerce dépend avant tout du type de biens échangés et des ressources humaines, naturelles et technologiques disponibles dans les pays.

Par exemple, en se basant sur la participation au Protocole de Kyoto, Aichele et Felbermayr (2015) estiment qu'il y a une augmentation d'environ 8% des importations sectorielles de carbone d'un pays signataire en provenance d'un exportateur non-signataire. Plus particulièrement, les secteurs des métaux de base, des autres produits minéraux non métalliques et des pâtes et papiers sont affectés, alors que le bois, les produits du bois et les textiles ne semblent pas affectés par les fuites. Selon cette étude, il y aurait donc un certain aspect sectoriel aux fuites de carbone.

En se recadrant sur les CVM et la fragmentation de la production, ces dernières études affinent les connaissances du concept de fuite de carbone puisque 80% des émissions associées au commerce sont incluses dans un réseau de CVM (Wang *et al.*, 2022). De plus, elles mettent aussi de l'avant un phénomène d'iniquité sous-jacent à l'hypothèse du

havre de pollution entre les pays industrialisés et ceux en voie d'industrialisation, bien que ce ne soit pas absolu, comme en témoignent les résultats de Yamano *et al.* (2020). Il n'en demeure pas moins qu'une partie de la littérature s'est concentrée sur cet aspect, arguant qu'il existe une forte corrélation entre le revenu par habitant et l'importance des régulations environnementales (Cole & Elliott, 2003; Frankel & Rose, 2005, cité dans (Duan *et al.*, 2021)). Ainsi, les pays en développement seraient les principales destinations des fuites de carbone, alors que les pays développés y délocaliseraient de plus en plus leurs activités polluantes. Il faut cependant nuancer cette position, puisqu'il est aussi probable que d'autres facteurs plus importants, notamment sociaux et économiques et liés aux changements dans la structure des échanges internationaux au tournant du millénaire, puissent être la cause de cet important transfert d'émissions (Peters *et al.*, 2011). Sans entrer dans les détails de ce débat, deux constatations demeurent pertinentes pour cette recherche.

Tout d'abord, il est vrai que les pays développés ont une responsabilité historique beaucoup plus importante que les pays en développement sur la crise des changements climatiques. Effectivement, même si beaucoup de pays industrialisés ne sont désormais plus les plus grands producteurs de GES, ils ont historiquement contribué de manière plus marquée au problème de pollution, à travers une exploitation beaucoup plus ancienne des combustibles fossiles (Eckersley, 2010). Ce fait a mené au principe de *responsabilité commune, mais différenciée*, promulgué dès 1992 par la Convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques (CCNUCC) et concrétisés dans le protocole de Kyoto (1997) (Eckersley, 2010). Comme son nom l'indique, il met de l'avant l'existence d'obligations différenciées pour les États en fonction de la responsabilité et de la capacité, évitant ainsi aux pays pauvres un arbitrage entre leur développement et l'atténuation des émissions polluantes. Conséquemment, le principe reconnaît donc implicitement l'absence de terrain de jeu équitable dans la production et la consommation d'émissions (Eckersley, 2010).

Ce deuxième constat nous offre la possibilité d'aborder le débat sur la comptabilisation des émissions de CO<sub>2</sub> en fonction, soit de la consommation, soit de la production territoriale (Franzen et Mader, 2018). Les lignes directrices du Groupe d'experts

intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), établies pour les inventaires nationaux de CO<sub>2</sub>, se fondent sur la consommation de combustibles fossiles dans un pays et donc sur une approche basée sur la production (Franzen *et al.*, 2018). Cette méthode de calcul facilite théoriquement le transfert d'émission, permettant à un pays d'atteindre plus facilement ses engagements en regardant seulement sa production locale, excluant sa demande totale en émissions. À l'inverse, elle rend plus difficile l'atteinte de ses cibles nationales pour un pays étant un grand exportateur de biens à forte intensité de CO<sub>2</sub> qui devra inclure dans ses inventaires nationaux la consommation extérieure (Munksgaard et Pedersen, 2001).

Toujours en lien, la littérature sur la question des méthodes de comptabilisation a aussi permis de sous-diviser les fuites de carbone en deux types : *faible* (ou liées à la demande) et *forte* (c'est-à-dire induites par les politiques) (Barrett *et al.*, 2013). Cette catégorisation vient d'une divergence entre les définitions et adresse des problèmes parallèles, mais connexes (Peters et Hertwich, 2008a). La version *forte* est issue de la définition du GIEC selon laquelle une fuite de carbone se calcule comme l'augmentation des émissions dans un pays n'ayant pas de réglementation environnementale, divisée par la réduction des émissions dans un pays ayant des politiques environnementales. Utilisée dans les analyses d'équilibre général, elle cherche à déterminer le déplacement de la production en réponse à une politique d'atténuation des GES (Peters *et al.*, 2008b). Au niveau de la version *faible*, plus utilisée dans la littérature sur les émissions incorporées dans le commerce, elle se définit simplement comme le total des émissions intégrées dans les importations d'un pays sans réglementations à un pays avec des réglementations (Peters *et al.*, 2008b).

Ainsi, lorsque les fuites de carbone *faibles* sont importantes et que les fuites de carbone *fortes* sont modestes, cela signifie qu'il y a eu augmentation de la production, et donc des émissions, ailleurs dans le monde pour répondre à la hausse de la consommation dans un pays (Barrett *et al.*, 2013). Les fuites *fortes* ont été moins prouvées, notamment à cause du prix peu élevé du carbone, mais les fuites *faibles*, grâce à une analyse basée sur la consommation, ont eu un plus grand taux de succès pour la démonstration. Si une approche basée sur la consommation permet de démontrer les fuites de carbone *faible*, il demeure important de nuancer puisque le portrait réel est généralement plus complexe,

nécessitant une approche de décomposition des facteurs, liés à la théorie du commerce international. La balance commerciale, l'intensité énergétique de la production, l'intensité en carbone de l'énergie et la spécialisation des pays sont quatre facteurs importants identifiés dans la littérature grâce à cette approche (Barrett *et al.*, 2013).

Ainsi, l'utilisation d'une différente méthode de comptabilisation n'est pas garant d'une démonstration sans équivoque que l'hypothèse du havre de pollution serait systématiquement d'un pays développé vers un pays en développement (Franzen *et al.*, 2018). Elle permet toutefois de broser un portrait complémentaire à la situation et de voir les transferts d'émission provenant des réseaux complexes que forme le système d'échange international (Li, Chen et Chen, 2020). De plus, elle aide aussi à remettre en question l'effectivité du découplage entre la croissance économique et l'émission de polluant, inhérente au principe de la croissance verte (Hubacek *et al.*, 2021).

Plus spécifiquement, le découplage décrit la nécessité de briser la relation entre la croissance économique et la consommation de ressources et ses impacts sur l'environnement. Dans les faits, le découplage se produit lorsque le PIB d'un pays croît plus rapidement que les impacts environnementaux (Hubacek *et al.*, 2021). En utilisant seulement une méthode de comptabilisation basée sur la production, plusieurs pays pourraient déjà se targuer d'avoir réussi un découplage et donc une croissance verte. Toutefois, utiliser une approche basée sur la consommation amène une image différente, avec le potentiel transfert d'une partie de leur production à forte intensité de carbone à l'étranger, tout en augmentant la consommation de produits importés, donc de fuite de carbone *faible*.

En pratique, sur un échantillon de 116 pays, seulement 23 pays, dont une majorité de pays développés, sont parvenus à un découplage absolu entre le PIB et les émissions basées sur la consommation (Hubacek *et al.*, 2021). Il apparaît cependant que le découplage n'est pas fixe dans le temps, avec de nombreux facteurs contributifs. Le principal est la réduction des émissions dans la production intérieure, favorisant une variation d'émissions entre 21 % et 17 %. Le deuxième est justement lié à la délocalisation, puisqu'entre 5,8 % et 4,8 % des variations seraient dues à la production étrangère

(Hubacek *et al.*, 2021). D'autres facteurs comme les schémas de consommation locale, la structure des échanges ou les technologies de production ont des effets positifs, mais moins importants (Hubacek *et al.*, 2021). En conclusion, il appert que les efforts internes, comme une politique carbone, auront le plus grand impact, mais qu'il demeure important de ne pas négliger le commerce, notamment pour atteindre un plein découplage qui prend en compte autant la production que la consommation.

Dès lors, les fuites de carbone, qu'elles soient de type *faible* ou *forte*, deviennent de plus en plus visibles en affinant les méthodes de comptabilisation, et ce, malgré les efforts des gouvernements pour contenir les effets négatifs des politiques de tarification du carbone unilatérale. La section suivante abordera plus en profondeur les méthodes de contingences déjà utilisées, mais aussi celle planifiée.

### **2.3 Politique de tarification du carbone unilatérale : contingence**

Ainsi, les risques sur la compétition, qui inclut autant les fuites de carbone que les pertes économiques, proviennent du fait que les pays adoptent différentes politiques, avec différent niveau de rigueur, pour s'attaquer à la réduction d'émissions de carbone. Dans un monde globalisé caractérisé par un réseau complexe d'échange, ces menaces n'en sont qu'accentuées. Par exemple, 83 % des émissions incorporées dans les échanges de biens consommés dans l'UE ne sont pas prises en compte par le SEQE-UE (Barrett *et al.*, 2013). Par conséquent, ce contexte a été et est toujours un frein à une pleine internalisation des externalités négatives par un prix reflétant les vrais coûts sociaux de la pollution. En effet, les juridictions qui fixent le prix du carbone prévoient souvent des mesures visant à uniformiser les règles du jeu au niveau international. Toutefois, certaines de ces mesures compromettent l'efficacité des régimes de tarification du carbone (Cosbey *et al.*, 2019). Il sera donc question ici de retracer les outils présents et futurs que les gouvernements utilisent pour limiter les risques d'une politique carbone unilatérale.

Pour commencer, il faut préciser que ces mesures sont appliquées la plupart du temps à des secteurs spécifiques considérés comme à haut risque de perte de compétitivité, que la littérature nomme industrie à forte intensité d'émissions et exposée aux échanges commerciaux (FIEEEEC) (Böhringer, Carbone et Rutherford, 2012). Ces dernières sont

considérées comme plus sensibles à un tarif sur le carbone dû à leur important besoin énergétique et les fortes probabilités de substitution avec des produits étrangers. Conséquemment, le taux de transmission de leurs coûts est peu élevé, limitant l'efficacité du mécanisme du prix du carbone en restreignant la pression à la hausse sur les prix des biens qui devait exercer une pression à la baisse de la demande (Neuhoff *et al.*, 2019). D'ordre général, cette catégorie d'industrie représente environ 80 % des émissions manufacturières (Keen *et al.*, 2022). Qui plus est, elles ont parfois une certaine sensibilité politique étant donné que les effets sur l'emploi peuvent être plus importants et plus visibles que pour d'autres secteurs, renforçant la volonté de les protéger (Keen *et al.*, 2022). Les secteurs de l'aluminium, de l'acier, du ciment et des produits chimiques sont des exemples de FIEEEEC. Pour le SEQE-UE, une industrie est qualifiée de FIEEEEC si les coûts de production sont augmentés d'au moins 5% et que la part de leurs échanges hors UE (importations et exportations relativement à la production) est au-dessus de 10% (Keen *et al.*, 2022).

Pour le Québec, les entreprises considérées comme FIEEEEC sont identifiées au tableau A de la partie I de l'annexe C du Règlement concernant le système de plafonnement et d'échange de droits d'émission de gaz à effet de serre (Québec, août 2022). Sont ainsi incluses toutes les industries de fabrication catégorisée par le Système de classification des industries de l'Amérique du Nord (SCIAN) 31 à 33, tout comme le secteur de l'extraction minière, excluant le secteur pétrolier et gazier (Québec, août 2022). Deux mesures sont utilisées pour identifier les FIEEEEC, soit le ratio d'exposition au commerce et l'intensité des émissions de carbone. Pour le premier, le ratio d'exposition au commerce des secteurs auxquels appartiennent les émetteurs industriels varie de 30 à 100 %, avec une valeur moyenne de plus de 80 %, ce qui s'accorde avec les données de Keen *et al.* (2022). Le deuxième indicateur est calculé comme un ratio entre le niveau d'émission en kt eq sur le PIB en millions de dollars (MELCCFP, 2023). Le seuil est considéré comme élevé à partir de 2,5 kt eq/ M\$ de PIB (MELCCFP, 2023). Il faut aussi noter que le seuil minimum pour participer sur une base volontaire au système de plafonnement et d'échange de droits d'émission (SPEDE) est de 10 000 t eq. CO<sub>2</sub> par année, alors qu'au-delà de 25 000 t eq. CO<sub>2</sub>, les entreprises y sont obligées. Le dernier facteur considéré par le Québec est la possibilité de transférer le coût du carbone à leurs clients. En somme,

selon ces normes et indicateurs, seuls les producteurs d'électricité et les distributeurs de carburants et de combustibles ne sont pas considérés comme étant des secteurs FIEEEC.

Ainsi, la première méthode pour réduire les risques, la plus simple, consiste à limiter le coût du carbone pour les entreprises, au travers d'une compensation du prix du carbone ou alors d'une allocation gratuite des permis d'émission dans le cas d'un SPE (Antimiani *et al.*, 2016). Cette approche est avantageuse du fait de sa faisabilité politique et administrative. C'est pourquoi elle est actuellement employée, notamment dans le SEQE-UE et le SPEDE entre le Québec et la Californie (Stavins, 2019).

Toutefois, une telle stratégie comporte son lot de problèmes qui vont à l'encontre d'une lutte efficace contre l'émission de GES. Non seulement elle est la moins efficace des trois méthodes pour réduire les fuites de carbone analysé par Böhringer *et al.* (2012) avec seulement 9%, elle réduit en plus l'incitatif pour faire les changements chez les entreprises (Dechezleprêtre *et al.*, 2017). En effet, bien que les entreprises chercheront à diminuer leurs émissions en dessous de leur quota d'allocation gratuite, car chaque tonne de CO<sub>2</sub> réduite se traduit par un permis d'émission qui peut être revendu sur le marché, l'incitatif est beaucoup plus fort lorsque la firme subit les coûts directs du carbone (Venmans *et al.*, 2020). De plus, même si l'approche d'allocation gratuite n'a pas empêché la réduction des émissions, des quantités plus importantes d'allocations gratuites sont associées à une diminution de l'efficacité d'un SPE (Dechezleprêtre, Nachtigall et Venmans, 2023).

### ***2.3.1 Système de remboursement de la production***

La deuxième méthode analysée ici est celle de l'allocation ou remise basée sur la production des industries. Dans l'optique de réduire les risques de fuites et, dans le cas d'un SPE, limiter les quotas excédentaires, le remboursement de la taxe ou l'allocation gratuite est lié à des exigences au niveau des volumes de production d'émissions (Kaushal et Rosendahl, 2020). Par exemple, le gouvernement fédéral canadien a implanté un tel système dans lequel les grands émetteurs payent une taxe sur le carbone pour les émissions supérieures à une norme d'émission établie et gagne des crédits d'émission si leurs émissions sont inférieures qu'ils peuvent par la suite vendre (Withey *et al.*, 2021). Pour le cas européen, puisque l'allocation gratuite dans le cadre du SEQE-UE est liée à la

capacité de production et non à la production réelle, elle peut réduire l'incitation à délocaliser la capacité de production (fuite d'investissement), mais pas l'incitation à utiliser les usines existantes à l'étranger plutôt que les usines de l'UE (fuite d'exploitation) (Monjon et Quirion, 2011).

Ainsi, en utilisant le cas du Canada et des États-Unis, c'est-à-dire d'un petit pays ouvert avec un grand partenaire commercial voisin, Böhringer *et al.* (2017) s'attardent à comprendre comment la performance d'une taxe carbone associée à une remise basée sur la production des industries FIEEEEC sera influencée par les politiques carbone du partenaire commercial plus important. L'étude établit qu'une pleine remise permettra de réduire les fuites de carbone vers les États-Unis d'environ 2% dans le cas où les émissions y sont plus élevées. Toutefois, si les émissions américaines diminuent, maintenir le même niveau de remboursement causerait une augmentation des émissions canadiennes. Il démontre que le niveau de remise optimale dépendra de l'objectif du gouvernement dans l'instauration de l'outil, mais aussi des différences d'intensité des émissions entre les deux pays selon les secteurs d'activité, du degré d'hétérogénéité entre les produits canadiens et étrangers, et de la position dominante des États-Unis en tant que partenaire commercial (Böhringer *et al.*, 2017). Il n'en demeure pas moins que l'allocation basée sur la production est un outil viable pour réduire les pertes de compétitivité des industries FIEEEEC, tout en limitant les fuites de carbone.

L'approche n'est toutefois pas nécessairement la plus optimale. Pour Monjon *et al.* (2011), elle est généralement moins efficace que l'ajustement aux frontières pour lutter contre les fuites, mais plus efficace pour atténuer les pertes de production dans les secteurs touchés par le SEQE-UE.

Cependant, cette initiative agit dans les faits comme une subvention à la production pour compenser les pertes liées à une perte d'avantage comparatif (Böhringer *et al.*, 2012). Pareillement, malgré le fait qu'une grande quantité de quotas gratuits pourrait atténuer les fuites de carbone, cette subvention implicite à la production a comme conséquence de stimuler la production nationale, entraînant une utilisation excessive des biens ainsi protégés au niveau mondial (Kaushal *et al.*, 2020). De plus, cette politique n'est efficace

que s’il existe des possibilités de réduire les émissions dans les processus de production, puisqu’elle n’a pas comme effet de réduire de la consommation de biens (Fischer *et al.*, 2012). Conséquemment, le choix de cet outil signalera la vision et les motivations du gouvernement qui le met en place.

La dernière approche, celle des mécanismes d’ajustements du carbone à la frontière, ou MACF<sup>3</sup>, a été abondamment discutée dans la littérature, avec ses fondements théoriques échafaudés dès le milieu des années 1970 (Böhringer *et al.*, 2022). La riche littérature sur le sujet témoigne de l’intérêt marqué pour cet outil, autant pour le milieu académique que pour la classe politique. Pour cause, l’UE a déjà annoncé l’implantation d’un tel mécanisme d’ici 2026, qui a été officiellement instituée par le règlement 2023/956, alors que le ministère des Finances du Canada a lancé une consultation publique sur le sujet le 4 août 2021 (Gouvernement du Canada, 2021; Règlement 2023/956, 2023). Dans ce contexte, la dernière section se concentrera sur le traitement réservé aux MACF dans la littérature.

## **2.4 Mécanisme d’ajustement du carbone à la frontière**

Simplement dit, un MACF consiste à taxer les produits importés sur leur contenu en carbone au même niveau que les produits fabriqués localement. Le principe étant d’imposer une exigence équivalente à celle à laquelle sont soumis les producteurs nationaux, le MACF peut s’appliquer sous forme de tarif dans le cas d’une tarification par taxe, ou de l’achat de permis d’émission dans le cas d’un SPE (Cosbey *et al.*, 2019). De plus, pour s’assurer d’un terrain de jeu égal même à l’international, l’imposition d’un tarif à la frontière peut s’accompagner d’un remboursement du prix du carbone payé pour les exportations qui sortent du pays (Cosbey *et al.*, 2019). Les MACF sont considérés comme

---

<sup>3</sup> La littérature en anglais utilise plusieurs terminologies pour décrire l’outil, notamment Border Carbon Adjustment (BCA), Carbon tariff ou Carbon Border Adjustment Mechanism (CBAM). En français, le terme varie entre Mécanisme d’ajustement carbone aux frontières (MACF) et Ajustements à la frontière pour le carbone (AFC), le premier étant utilisé par la Commission européenne, alors que le second par le ministère des Finances du Canada. Comme l’UE a officialisé son implantation, nous utiliserons sa terminologie, c’est-à-dire MACF.

la meilleure solution aux risques encourus par les États qui met en place une politique de tarification du carbone unilatérale (Böhringer *et al.*, 2017).

Keen *et al.* (2022), établissent trois raisons possibles pour la justification d'un MACF par un gouvernement : la compétitivité, les fuites de carbone et la promotion de la tarification du carbone à l'étranger. Ainsi, la première raison considère que l'impact financier pour une entreprise d'avoir à payer un prix pour ses émissions de GES fera perdre sa capacité à compétitionner avec des entreprises étrangères en augmentant les coûts de production relatifs. Un MACF limiterait cet impact, tout en augmentant l'acceptabilité politique et sociale de la tarification du carbone. En limitant les fuites de carbone, la seconde justification d'un MACF implique qu'il favorise non seulement le bien-être national, mais aussi le bien-être mondial de manière plus générale par une réduction globale des émissions. Finalement, il augmente la pression sur les pays qui n'ont pas encore de politique carbone, se privant eux-mêmes de revenus fiscaux, tout en affermissant le sérieux dans la position des pays ayant déjà une tarification du carbone (Keen *et al.*, 2022).

D'ailleurs, plusieurs études existent et démontrent théoriquement l'efficacité d'un MACF. Branger *et al.* (2014), dans leur méta-analyse de 25 études produites entre 2004 et 2012, soulève un potentiel de réduction des fuites de carbone de -5 % à 15 %, avec une moyenne de 6 %, comparativement à un scénario de statu quo avec des fuites de 5 % à 25 % et une moyenne de 14%. Les études analysées sont bien évidemment *ex ante*, utilisant des modèles d'équilibre général calculable ou d'équilibre partiel sectoriel ou multisectoriel basés principalement sur les données du GTAP. De plus, la performance du MAFC varie selon la configuration choisie, notamment la présence de remises sur les exportations, d'inclusion des émissions indirectes, par exemple liées à l'électricité, ou le niveau d'ajustement. Effectivement, les ajustements peuvent être basés sur la moyenne nationale ou étrangère des émissions, ou bien la meilleure technologie disponible.

La littérature subséquente, c'est-à-dire post-2012, s'accorde avec les auteurs à ce niveau (Böhringer, Schneider et Asane-Otoo, 2021; Cosby *et al.*, 2019; Perdana *et al.*, 2023). Ainsi, un MACF implanté aux États-Unis aurait comme effet de favoriser une réduction des émissions de 57 % pour la période 2020 et 2040, et ce, peu importe comment est

utilisé l'argent découlant de l'initiative (McKibbin *et al.*, 2018). Zhong et Pei (2022), par une analyse d'entrées-sorties multi-pays, concluent que le MACF proposé par l'UE serait efficace pour réduire les fuites et les impacts négatifs sur la compétitivité. Cependant, l'impact sur les émissions mondiales de GES demeure infime. Ils suggèrent tout de même que le MACF pourrait être un outil stratégique pour modifier les comportements des partenaires. Effectivement, les pays n'ayant pas de tarification du carbone sont plus touchés par le MACF, engendrant un incitatif à agir pour en limiter les impacts localement (Zhong *et al.*, 2022).

Pour Perdana *et al.* (2023), l'inclusion de la consommation d'électricité, donc des émissions indirectes, augmente fortement l'efficacité d'un MACF. Ces résultats sont en accord avec Böhringer *et al.* (2021) qui, considérant que le carbone imbriqué dans le commerce a évolué de manière significative au fil du temps, surtout depuis la crise financière de 2008, mettent à jour le portrait d'un MACF et de son efficacité. Ils découvrent qu'une part croissante des émissions des pays non-membres de l'OCDE provient de la production d'électricité qui peut difficilement être directement visée par un tarif carbone à la frontière. Parallèlement, les auteurs mettent en garde contre la proposition simpliste selon laquelle une augmentation globale du commerce mondial renforce nécessairement les arguments MAFC. En effet, son efficacité est liée à l'importance relative des flux commerciaux, ainsi que les changements structurels dans les économies ciblées, qui peuvent rendre les émissions moins accessibles aux droits de douane (Böhringer *et al.*, 2021). Plus particulièrement, l'électricité qui est de plus en plus un facteur d'émission, mais qui demeure un intrant indirect à la production, reste difficile à tarifier. D'ailleurs, l'étude démontre une baisse de l'utilisation d'électricités pour les secteurs FIEEEEC, concomitante à une hausse de la demande pour les secteurs non FIEEEEC. Conséquemment, un MACF qui ciblerait seulement les industries FIEEEEC serait moins efficace pour cibler les principales sources d'émissions dans la production des pays non-membres de l'OCDE (Böhringer *et al.*, 2021).

Par ailleurs, un autre aspect pertinent de leur analyse repose sur les changements dans les structures commerciales internationales. Ainsi, les importations d'émissions dans les pays développés en provenance des pays en développement ont fortement augmenté entre 2000

et 2007-2008, mais se sont stabilisées après 2010. Surtout, les émissions provenant des biens intermédiaires importés des pays en développement par les pays développés ont augmenté de 11 % à 19 % durant la période analysée de 2000 à 2014. Finalement, ils ont remarqué une certaine corrélation entre l'augmentation de la rigueur des politiques carbone dans les pays de l'OCDE et une augmentation des échanges d'émissions entre les pays non-membres de l'OCDE. Cela signifie donc qu'il existe un potentiel de réorientation de l'offre vers l'intérieur de ce groupe de pays, si une politique d'ajustement à la frontière est mise en place, remettant en jeu le rapport coût-efficacité mondiale qui est généralement argué lors de la justification d'un MACF (Böhringer *et al.*, 2021).

Enfin, il est possible que le MACF ne soit pas nécessairement la politique la plus adaptée en fonction du pays (Fischer *et al.*, 2012). Par exemple, bien qu'une part importante des biens canadiens soient échangés, comme le pays est petit, la réaction de l'étranger est plus faible, signifiant que l'outil n'est pas un incitatif fort au changement politique chez ses partenaires. De plus, une perte de production liée à une tarification du carbone serait mieux limitée par un système de remise basée sur la production que par un MACF. Cela s'explique en partie par le fait que l'élasticité des prix des biens locaux est plus élevée dans tous les secteurs au Canada (Fischer *et al.*, 2012). Qui plus est, chaque secteur est touché différemment, dont les différents choix de mesure d'ajustement avantagent certains et désavantagent d'autres. Nonobstant ces résultats différents selon les secteurs et les régions (Canada, États-Unis, UE), un MACF complet, c'est-à-dire qu'il inclut des mesures pour les importations et les exportations, demeure la méthode la plus efficace pour assurer qu'une politique de tarification du carbone unilatérale fonctionne.

Malgré une certaine acceptation générale de l'efficacité du MACF, il demeure tout de même quelques dissensions dans la littérature au sujet de l'efficacité sur les fuites de carbone et la compétitivité. En effet, les résultats du modèle CGE de Kuik *et al.* (2010) démontrent peu d'efficacité sectorielle pour la réduction des fuites de carbone pour un MACF européen, mais plus pour la protection de la compétitivité des industries du secteur. À l'opposé, le modèle CGE de Böhringer *et al.* (2015) obtient des résultats différents puisque le MACF peut faire plus de dommage sur la compétitivité des industries FIEEEC qu'une politique unilatérale. Ils expliquent ces résultats non pas causés par le

cadre d'analyse, mais plutôt dus aux caractéristiques individuelles des industries FIEEEEC. En ce sens, les effets négatifs sont amplifiés si 1) une part importante du carbone importé provient des intrants intermédiaires et; 2) une part significative de la production industrielle est exportée.

Parallèlement, un autre débat demeure dans la littérature quant à la légitimité et la faisabilité légale d'un MACF (Böhringer *et al.*, 2022; Cosbey *et al.*, 2019; Eckersley, 2010; Mehling *et al.*, 2019). Le principal point de contention est lié à son caractère protectionniste et sa conformité aux normes de l'Organisation mondiale du commerce (OMC). En effet, la validité juridique d'un MACF au regard de l'OMC dépendra de ses caractéristiques spécifiques et des modalités de sa mise en œuvre, notamment son respect des principes du *Traitement national* et de la *Nation la plus favorisée* (Mehling *et al.*, 2019). Il risque d'entrer sous la loupe des ajustements fiscaux à la frontière, qui sont explicitement autorisés, mais doivent répondre à certains critères (Cosbey *et al.*, 2019). De plus, l'utilisation de la clause d'exemption de l'article XX du GATT semble propice à justifier un MACF (Mehling *et al.*, 2019).

Il n'en demeure pas moins que l'implantation d'un tel outil risque d'engendrer d'importante répercussion chez les partenaires commerciaux qui, malgré toutes les précautions dans l'implémentation, chercheront à le faire invalider (Overland et Sabyrbekov, 2022). Surtout, des mesures de représailles risquent d'être rapidement implantées, causant une guerre commerciale. Des pays aussi diversifiés que les États-Unis et la Chine, mais aussi l'Ukraine, l'Inde et l'Iran sont fortement en opposition à l'implantation d'un MACF prévue dans UE, parfois pour des raisons de volumes commerciaux ou alors de capacité d'innovation limitée qui accentueraient l'impact sur leur économie (Overland *et al.*, 2022).

Un autre des facteurs inconvenants d'un MACF est sa nature inéquitable dans sa recherche de nivellement du terrain de jeu international. Comme discuté précédemment, le concept de responsabilité commune, mais différenciée présent dans les accords internationaux comme celui de Paris (Mehling *et al.*, 2019), implique une ouverture à ce que les pays en développement prennent plus de temps pour atteindre les cibles de réduction des GES. Un

ajustement à la frontière équivaut pour certains à une évasion des responsabilités prises dans les engagements internationaux par les pays développés (Eckersley, 2010). En outre, les pays les moins avancés, plus vulnérables, seraient bien aussi touchés, limitant leurs possibilités de développement axé sur l'exportation. Au-delà de l'utilisation plus généralisée d'énergie fossile pour la production, le manque des capacités institutionnelles dans la surveillance et la communication des émissions nuit aussi à leur aptitude à se conformer (Eicke *et al.*, 2021). Zhong *et al.* (2022) recommandent que les normes d'équivalence entre les politiques soient plus complètes afin d'éviter un transfert disproportionné des coûts de l'action climatique vers les pays en développement.

Pour finir, l'UE a déposé un rapport final préalablement à l'adoption d'une motion au parlement européen. Dans celui-ci, six options différentes sont proposées et évaluées pour le choix de design final que prendra le MACF européen (Commission européenne, 2021b). En résumé, les options varient en fonction des émissions couvertes, de la profondeur dans la chaîne de valeur, de l'exonération ou du remboursement des coûts du carbone pour les exportations de l'UE, du maintien de l'allocation gratuite, du type de paiement, c'est-à-dire d'une taxe ou de la restitution de permis du SEQE ou de permis fictifs, et de la prise en compte des émissions réelles de la production dans la tarification du carbone (Commission européenne, 2021b).

Par la suite, la Commission européenne, se penchant sur le MACF, a analysé les options en fonction de leur efficacité à limiter les fuites de carbone, de leur capacité à réduire davantage les émissions locales en comparaison du système actuel et de l'influence qu'elles ont sur les changements dans les politiques environnementales de ses partenaires commerciaux (Commission européenne, 2021a). À ce sujet, les résultats de leur étude suggèrent que la possibilité de démontrer les émissions réelles augmente l'incitatif au changement, contrairement à un scénario où la norme est fixe. De plus, le MACF se devait d'avoir un impact relativement bas sur l'emploi. Ainsi, l'abandon total et instantané du système d'allocation gratuite est l'option avec la plus forte incidence sur le chômage, justifiant plutôt un retrait progressif. Conséquemment, la Commission européenne tranche que l'option 4 offre les meilleurs bénéfices aux moindres coûts et devrait s'implanter

comme un système parallèle, mais équivalent, au SEQE-UE (Commission européenne, 2021a).

En effet, les importateurs doivent restituer un nombre de permis MACF selon les produits importés et équivalent au nombre requis dans le SEQE-UE pour un même produit. Bien que le prix des permis serait le même, les deux systèmes ne seront pas liés l'un à l'autre. Par ailleurs, l'intensité des émissions de carbone des produits, et donc la quantité de permis requis, sera basée sur des valeurs par défaut. Cependant, les importateurs auront la possibilité de demander une réduction du MACF sur la base des performances individuelle de leur production. Finalement, pour limiter l'impact négatif et laisser le temps aux importateurs de récolter les données nécessaires à la conformité, l'option choisie prévoit une période d'introduction progressive de 10 ans, commençant en 2026. Durant cette dernière, les allocations gratuites du SEQE seraient progressivement supprimées de 10 % par année concomitamment à une introduction progressive des MACF. De plus, il serait initialement introduit que sur les importations de quelques matériaux de base et produits de matériaux de base (Commission européenne, 2021a). Plus précisément, les biens ciblés sont ceux des secteurs à forte intensité d'énergie et plus spécifiquement, les industries du ciment, de l'aluminium, des engrais, de la production d'énergie électrique, du fer et de l'acier (Commission européenne, 2021a).

Le MACF proposé par l'UE aura un impact relatif, puisque, avec les prix du carbone actuel, les exportations de l'UE devraient diminuer de 0,04 %, tandis que les émissions de CO<sub>2</sub> dans les pays de l'UE augmenteraient de 0,24 % (Korpar, Larch et Stöllinger, 2022). Cependant, ces données cachent les changements structurels à l'économie européenne qui ferait augmenter ses émissions. En effet, le MACF, en améliorant la compétitivité de la production nationale, favoriserait une hausse de la part des industries à plus forte intensité d'émissions de GES dans l'économie de l'UE (Korpar *et al.*, 2022). Donc, bien qu'à court terme la quantité d'émission augmente, le fait que l'outil permet d'augmenter la couverture de la politique carbone suggère des bénéfices à long terme.

En bref, un MACF est un outil au grand potentiel pour pallier les limites d'un système international où la coopération en matière environnementale demeure difficile. Bien qu'il

pose un certain risque au niveau des relations interétatiques, il a aussi la possibilité de véritablement renforcer la lutte au changement climatique, ce que la recherche a bien démontré dans ses possibilités de diminution des fuites de carbones. D'ailleurs, l'augmentation des engagements des pays dans la dernière décennie sous-entend la pérennité de la tarification du carbone comme approche centrale pour des actions climatiques plus ambitieuses (Mehling *et al.*, 2019).

## **2.5 Objectif de la recherche**

La revue de littérature a bien démontré théoriquement qu'une politique de tarification unilatérale engendre des risques importants au niveau de la compétitivité des industries nationales et des fuites de carbones (Antimiani *et al.*, 2016; Jakob, 2021; Venmans *et al.*, 2020). D'importantes limites quant à l'instauration et à la portée de la politique ont été soulevées et ses déterminants, notamment politiques, économiques, environnementaux, institutionnels et liés au commerce, ont été identifiés (Khan *et al.*, 2022; Steinebach *et al.*, 2020). Conséquemment, ces facteurs réduisent la capacité d'un gouvernement à mettre en place un prix du carbone permettant une pleine internalisation des coûts de la pollution atmosphérique (Neuhoff *et al.*, 2019). Cela s'est soldé par une tarification du carbone trop peu élevée, avec des mesures d'atténuation des coûts, notamment au travers de l'émission de permis gratuit, qui a pour effet de limiter l'efficacité de la politique sur les réductions de GES et donc les engagements des pays dans la lutte contre les changements climatiques (Khan *et al.*, 2022). Dans cette optique, les chercheurs se sont abondamment penchés sur des solutions à ces problèmes d'iniquité et d'efficacité dans l'application d'une tarification du carbone.

Bien que la solution optimale soit un prix du carbone au niveau mondial, la difficulté de coopérer à l'international, ainsi que certains aspects de responsabilité historiques, rendent cette avenue peu probable, poussant les gouvernements vers des outils de second rang comme les permis gratuits ou les remises basées sur la production (Böhringer *et al.*, 2012; Dechezleprêtre *et al.*, 2017; Fischer *et al.*, 2012). De ces solutions, le MACF, abondamment discuté dans la littérature (Böhringer *et al.*, 2021; Branger *et al.*, 2014; Cosbey *et al.*, 2019; Keen *et al.*, 2022; Ozai, 2022; Perdana *et al.*, 2023; Zhong *et al.*, 2022), ressort comme l'outil avec plus grand potentiel pour contrebalancer les impacts

négatifs et renforcer les effets positifs d'une politique unilatérale. Il demeure controversé, associé à des mesures protectionnistes (Böhringer *et al.*, 2022), mais aussi sujet à débat sur son efficacité pour réduire les fuites de carbone (Kuik *et al.*, 2010) et pour protéger la compétitivité des industries FIEEEEC (Böhringer *et al.*, 2015).

Comme le MACF reste avant tout théorique, puisqu'aucun État n'avait jusqu'à récemment mis en place un tel mécanisme<sup>4</sup>, la littérature s'est principalement affairée à prédire les effets potentiels pour justifier ou non son implantation (Böhringer *et al.*, 2021; Branger *et al.*, 2014; Perdana *et al.*, 2023). Ces études se sont donc penchées à valider ou invalider les effets néfastes comme les fuites de carbone et la perte de compétitivité, comparant l'efficacité de différents outils et designs. Les résultats, généralement favorables à un MACF, ont par ailleurs permis d'établir des formes plus optimales de la solution selon différents impacts visés comme la productivité, les émissions ou les revenus. Ces recherches informent donc à la fois sur la pertinence, ainsi que sur l'implémentation (Böhringer *et al.*, 2017; Fischer *et al.*, 2012).

Un autre axe de recherche fréquent est celui de sa légitimité au regard du droit international et des accords internationaux (Eckersley, 2010; Mehling *et al.*, 2019). Cette dimension a, elle aussi, mené vers des recherches sur la forme pratique que pourrait ou devrait prendre un MACF dans la réalité (Cosbey *et al.*, 2019). Cela a fortement complété les propositions faites dans les études prédictives, donnant naissance à de nombreux modèles potentiels pour un MACF, comme en témoigne le rapport d'étude de l'UE de 2021 (Commission européenne, 2021b).

Finalement, la recherche s'est aussi penchée sur l'origine des émissions et par extension sur les véritables « fautifs », mettant en opposition la comptabilisation basée sur la production contre celle sur la consommation (Barrett *et al.*, 2013; Franzen *et al.*, 2018; Peters *et al.*, 2008b; Peters *et al.*, 2008a). Ce courant théorique a ainsi mis en lumière les inégalités qui découlent du choix, mais surtout l'inefficacité potentielle d'une politique

---

<sup>4</sup> L'UE a bien officialisé son MACF, mais ce dernier n'entre en vigueur qu'à partir du 1<sup>er</sup> octobre 2023.

de tarification du carbone qui ne prend pas en compte cet aspect de localisation des émissions.

Considérant l'importance des connaissances déjà développées, autant dans la justification que dans la formalisation, notre recherche visera à les mettre en application pour explorer les facteurs influençant l'implantation d'un MACF. Conséquemment, les résultats auront pour but de répondre à la question principale suivante : *comment la spécificité économique d'un pays pourrait-elle influencer la mise en place d'un MACF?* Ainsi, l'étude explorera certains déterminants spécifiques au contexte national qui doivent être considérés lorsqu'un gouvernement évalue la possibilité de mettre en place un outil d'ajustement à la frontière. Plus spécifiquement, nous nous attarderons à l'analyse de facteurs principalement liés à la structure du commerce et la composition de l'industrie locale dans une perspective prenant en compte la nature complexe du système des échanges internationaux au travers des CVM.

Bien que la littérature ait identifié de nombreux et différents types de facteurs (Khan *et al.*, 2022), ce choix découle d'une nécessité de synthèses et de précision dans notre objet de recherche. En effet, le sujet des politiques carbone et des MACF comporte plusieurs aspects autant sociaux que légaux ou politiques, mais la complexité d'intégrer tous ces facteurs dans une seule étude n'est pas réaliste. Il était donc nécessaire de faire des choix et de limiter le nombre d'angles d'analyse pour améliorer la précision de l'étude. De plus, Steinebach *et al.* (2020) ont conclu que la rigueur d'une politique carbone nationale est fortement dictée par les interdépendances commerciales et les préoccupations relatives aux désavantages concurrentiels sur le marché mondial. Un MACF étant un complément à l'outil de tarification du carbone devant permettre de réduire les risques et donc favoriser une plus grande ambition, les facteurs commerciaux devraient logiquement influencer son design. Qui plus est, cette recherche s'inscrit dans le domaine des affaires internationales et plus particulièrement de la politique commerciale.

La recherche en politique des affaires internationales se définit comme « un ensemble d'actions qu'une autorité publique entreprend pour façonner le monde des affaires internationales dans le but de relever un défi sociétal. » (Van Assche, 2022 : 181,

traduction libre). En ce sens, ce domaine de recherche se décline en trois axes, soit l'analyse du *processus politique* (*policy process*) pour identifier les orientations de la politique commerciale; la détermination des politiques optimales pour répondre au défi identifié par l'*analyse de politique* (*policy analysis*) et; l'*évaluation des politiques* (*policy evaluation*) pour vérifier l'efficacité des mesures mises en œuvre pour répondre au défi sociétal (Van Assche, 2022 : 181, traduction libre). La présente étude s'oriente dans le deuxième axe sur l'analyse de politique.

Dans les faits, notre étude se rapproche de celle réalisée par la Commission européenne (Commission européenne, 2021b), mais faute de moyens et de temps, à moins grande échelle. Ainsi, nous nous affairons plutôt à construire un modèle théorique permettant d'établir les principaux choix à faire en matière de design, ainsi que sur l'implantation ou non de l'outil, selon la *spécificité économique* d'un pays. Pour ce faire, nous nous baserons sur le cas de l'UE et de la littérature pour construire un modèle que nous pourrons par la suite appliquer à un autre cas. L'utilisation du cas de l'UE vient du fait qu'elle est dans la dernière phase d'implantation d'un MACF et que son format est sensiblement finalisé, bien qu'il reste encore des aspects à déterminer, ayant été approuvé par le Parlement européen le 16 mai 2023 (Règlement 2023/956, 2023). Ensuite, nous nous pencherons sur le Canada comme cas empirique pour tester notre modèle. Plusieurs raisons expliquent ce choix, qui favorise une complémentarité avec les connaissances issues du cas européen.

Tout d'abord, la littérature s'est surtout concentrée sur le cas de plus gros joueur comme l'UE ou les États-Unis qui, bien qu'ouvert, possède des marchés intérieurs suffisamment grands permettant d'atténuer en partie les impacts d'une politique carbone unilatérale (Forslid *et al.*, 2017). Au contraire, le Canada, moins étudié dans les cercles académiques, se caractérise par une économie ouverte, mais relativement petite, ce qui la rend vulnérable à des chocs (Mendicino et Zhang, 2018). Nous considérons d'ailleurs qu'une politique carbone unilatérale constitue un exemple de choc pour les industries puisqu'elle engendre une augmentation des coûts de production asymétrique face à ses concurrents. À cet effet, le cas du Canada, avec des caractéristiques différentes, voire opposées, à l'UE, devrait favoriser une compréhension plus riche de l'enjeu.

Par ailleurs, la position du Canada dans les CVM rend son étude intéressante pour le cas d'un MACF, notamment par le fait qu'elle se situe généralement plus en amont, avec une certaine proportion de ses exportations axées sur les matières brutes ou relativement peu transformées (Scarffe, 2022). Une telle structure économique engendre une possible spécialisation dans des produits à plus forte intensité de carbone, devant donc faire face à plus de risque de fuites de carbone. À cela s'ajoute le fait que ce type d'industrie est plus vulnérable au choc de demande (Scarffe, 2022), dont les hausses de coûts de production pourraient affermir l'impact.

De plus, les recherches varient sur sa balance carbone dans les échanges. Wang *et al.* (2022) positionnent le Canada comme un net importateur de CO<sub>2</sub>, en accord avec l'hypothèse du havre de pollution qui place le flux de fuites de carbone d'un pays développé vers un pays en développement. En opposition, Yamano *et al.* (2020) considère le Canada comme ayant une balance positive, étant donc un exportateur net de CO<sub>2</sub>, une position relativement particulière pour un pays de l'OCDE.

Ainsi, le Canada est donc un sujet de recherche intéressant pour le concept de MACF et qui, à notre connaissance, a été moins documenté. Outre la recherche économétrique de Fischer *et al.* (2012), et l'analyse de l'industrie du ciment en Colombie-Britannique par Thivierge (2020), études donc sectorielles et régionales, les recherches récentes sur le Canada se sont surtout concentrées dans la dimension légale au regard du droit international (Lilly, Walter et Balkissoon, 2022; Ozai, 2022). Pourtant, le gouvernement a ouvertement abordé l'idée d'implanter un MACF. En effet, une consultation a été lancée à l'été 2021 par le gouvernement canadien pour soulever des questionnements sur les résultats environnementaux, les pressions économiques et les relations internationales d'un tel mécanisme (Gouvernement du Canada, 2021). Ces lignes directrices renforcent la pertinence d'utiliser le Canada comme cas pour tester notre modèle théorique, puisqu'elles favorisent l'intérêt de notre recherche en y conférant un aspect actuel.

Pour aider à développer notre cadre théorique, nous nous sommes penchés sur l'analyse détaillée produite par la Commission européenne (Commission européenne, 2021b) qui a préparé le terrain à l'implantation d'un MACF dans l'UE. Cela nous a offert la possibilité

de voir comment un MACF est passé de la théorie à la réalité, favorisant le développement d'un cadre conceptuel plus solide. Dès lors, ce dernier sera basé en partie sur la littérature et en partie sur la pratique, offrant la possibilité d'obtenir une analyse avec des fondements plus empiriques.

### 3. Cadre conceptuel

Notre cadre théorique se base sur une approche exploratoire dans laquelle nous développons un cadre permettant d'analyser les facteurs exerçant une influence potentielle sur l'implantation d'un MACF comme outil complémentaire à une tarification du carbone national. Grâce au fait que l'UE a officialisé sa politique (Règlement 2023/956, 2023), la recherche est fortement d'actualité et offre la possibilité d'étudier certains facteurs constitutifs de la *spécificité économique* d'un État et qui pourrait se répercuter sur la forme d'implantation. En utilisant les informations découlant de notre revue de la littérature (Cosbey *et al.*, 2019; Keen *et al.*, 2022; Mehling *et al.*, 2019) et de notre analyse du MACF européen (Commission européenne, 2021a, b), nous avons développé un cadre conceptuel pour analyser les avenues possibles pour le Canada dans sa tentative de restreindre les risques venant de sa politique carbone. Ainsi, étant donné qu'il s'applique spécifiquement aux politiques d'ajustement du carbone à la frontière, ses fondements sont invariablement liés aux théories issues de la littérature académique dans le domaine des politiques environnementales, mais aussi celle des théories du commerce international.

En effet, notre question de recherche comporte deux concepts; le format du MACF et la *spécificité économique*. Pour y répondre, notre modèle est donc construit en prenant en compte les connaissances de ces différents domaines d'étude. Le premier offre des perspectives sur notre variable dépendante, c'est-à-dire le format, alors que le deuxième est la base de notre variable indépendante, la *spécificité économique*. La jonction des deux domaines nous permet l'analyse pluridisciplinaire nécessaire à notre approche qui s'oriente dans un cadre d'*analyse de politique* (Van Assche, 2022).

Plus spécifiquement, l'épistémologie derrière le développement du cadre emprunte beaucoup à la littérature sur la conception de politique (*policy-design*) par cette volonté d'analyser la conception du MACF. Le but étant, comme l'exprime Barbosa De Aguiar, Soares et Leite Lima (2023) dans leur revue de littérature systématique sur le sujet, de nous permet d'étudier « comment elle [l'analyse de la conception] peut améliorer la

pratique de la formulation et aider les analystes politiques. » (Barbosa De Aguiar *et al.*, 2023 : 2, traduction libre).

Ainsi, l'élaboration de politique « implique une tentative délibérée et consciente de définir des objectifs et de les relier aux instruments censés permettre d'atteindre ces objectifs » (Howlett, Mukherjee et Woo, 2015 : 1, traduction libre). Dans cet esprit, notre cadre conceptuel est divisé en deux angles qui définissent les objectifs, soit la réduction des fuites de carbone et celui de la compétitivité. Nous avons choisi cette division puisque nous considérons que, malgré une certaine concordance entre ces deux objectifs, ils demeurent intrinsèquement différents, ce qui implique des formats potentiellement opposés l'un de l'autre, comme en témoignent les divergences de résultats (Böhringer *et al.*, 2015; Kuik *et al.*, 2010). Cette vision est d'ailleurs similaire à celle de Pirlot (2022) dans son étude juridique narrative sur les caractéristiques du format choisi et leurs impacts sur les objectifs visés. Nous nous distançons toutefois de sa recherche en limitant notre analyse à deux objectifs, contrairement aux cinq qu'elle énonce, et en excluant la dimension légale déjà bien abordée (Lilly *et al.*, 2022; Ozai, 2022).

Finalement, notre sujet de recherche à un point focal légèrement différent de la relation entre le design et les objectifs. En effet, sans renier cette relation, nous ajoutons une dimension à cette perspective en nous penchant sur le contexte national que nous croyons fortement influent sur le résultat. Cette perspective vient d'ailleurs de la littérature sur le transfert de politique (*policy transfer*), notamment des travaux de Mossberger *et al.* (2003). Ces derniers mettent de l'avant l'importance « d'évaluer dans quelle mesure les caractéristiques particulières du nouvel environnement politique diffèrent de l'environnement initial de la politique. », suggérant des variables contextuelles telles que les institutions politiques, sociales et économiques (Mossberger *et al.*, 2003 : 431, traduction libre). Pour simplifier, nous suggérons de les englober sous un concept général que nous nommons simplement *spécificité nationale*.

Cette dernière se définit simplement comme l'ensemble des systèmes, autant légaux, culturels ou sociaux que politiques, institutionnels ou économiques, dont l'interaction forme un système complexe et dynamique qui induit un fonctionnement. Elle est donc

propre à chaque pays et témoigne des différences entre les nations. Notre recherche se penche exclusivement sur le dernier, l'économique, que nous définissons conceptuellement comme la *spécificité économique*. Les autres déterminants ont été sciemment exclus de notre recherche. En effet, les inclure aurait requis un devis de recherche systématique et impliquant une complexité trop élevée pour l'intégration de tous ces aspects. Sans nier l'intérêt académique de ces perspectives, nous considérons plus approprié de les analyser individuellement dans des études subséquentes. Ce choix implique aussi que nous évitons de traiter de toutes les options de format en n'abordant pas certaines questions. Ces dernières englobent des interrogations notamment sur l'utilisation des revenus et l'exemption de certains pays moins développés, mais aussi le contexte administratif (Keen *et al.*, 2022).

Tout d'abord, un résumé des concepts importants issus de la littérature des politiques environnementales, c'est-à-dire les MACF, la compétitivité et les fuites de carbone, est de mise. Par la suite, nous développerons en détail notre concept de *spécificité économique* en nous appuyant sur la littérature académique dans les domaines du commerce international. Nous concluons par l'explication des liens et relation entre nos concepts pour former notre cadre permettant l'analyse du design d'implantation d'un MACF.

### **3.1 Mécanisme d'ajustement du carbone à la frontière**

Le concept fondamental de cette recherche est le MACF, un outil avec un fort potentiel pour limiter les risques associés à la mise en place d'une politique de tarification du carbone unilatérale, réduisant ainsi l'arbitrage entre performance environnementale et performance économique. En effet, le MACF devrait permettre des politiques carbone plus ambitieuses à travers une hausse plus marquée du prix du carbone, grâce à une limitation du problème de *passager clandestin* à l'international (Keen *et al.*, 2022). C'est donc une opportunité d'accentuer l'acceptabilité sociale qui pourrait à son tour favoriser une plus grande internalisation pigouvienne des externalités négatives. Pour cause, les autres outils de contingence en place réduisent le prix ou favorisent la production, allant ainsi à l'encontre de l'objectif de réduction des GES (Cosbey *et al.*, 2019). Malgré ces promesses, le MACF demeure un outil complexe et impliquant beaucoup d'incertitude

légale (Böhringer *et al.*, 2022), ainsi que sur son efficacité mondiale (Böhringer *et al.*, 2021) et nationale (Böhringer *et al.*, 2015; Fischer *et al.*, 2012; Kuik *et al.*, 2010). La *spécificité économique* sera d'ailleurs un important déterminant pour le choix de l'outil et son design.

À cet effet, il peut donc prendre différentes formes, bien que son principe reste le même, c'est-à-dire d'égaliser le coût de pollution payé par les producteurs locaux avec ceux des producteurs étrangers (Cosbey *et al.*, 2019). La première question de forme implique la manière qu'est appliqué le MACF pour l'égalisation des prix, soit par une taxe ou un SPE prélevés à la frontière. Dans l'optique de limiter les inévitables contestations des partenaires commerciaux à l'Organe de règlement des différends, le mécanisme devra au minimum suivre le principe du *Traitement national* en appliquant le même type de tarification carbone établie pour les producteurs locaux (Mehling *et al.*, 2019). De plus, dans le cas d'une contestation, la forme choisie influencera la justification légale puisque les deux types de système se conforment à différents paragraphes du GATT.

En effet, un SPE serait rangé dans la catégorie des régulations et plus spécifiquement l'article III § 4 du GATT (Cosbey *et al.*, 2019). Encore une fois, le MACF ne devra pas imposer des normes plus sévères que celles locales, signifiant que les taux d'émissions de référence sont les mêmes qu'à l'interne (Cosbey *et al.*, 2019). Comme une conformité à l'article I du GATT et son principe de la *Nation la plus favorisée* est aussi nécessaire, toutes les importations doivent être traitées également, bien qu'il soit possible d'invoquer l'article XX légiférant sur les exceptions acceptées par le GATT (Böhringer *et al.*, 2022). L'UE a d'ailleurs opté pour ce système, avec la même valeur par défaut de l'intensité carbone pour tous les importateurs. Ces derniers peuvent toutefois faire la démonstration de l'intensité réelle des émissions issues de leur production et des coûts du carbone déjà payés dans le pays d'origine pour assurer un véritable incitatif à la réduction des émissions et l'implantation de politique de tarification du carbone ailleurs dans le monde (Commission européenne, 2021a).

L'autre format général est pour le cas d'une taxe carbone, en conformité avec l'article III § 2 du GATT, dont le traitement à la frontière devrait s'apparenter à celui des

taxations indirectes, telles que les accises et les taxes sur la valeur ajoutée (Böhringer *et al.*, 2022). Dans le même esprit, des ajustements fiscaux à la frontière sont permis s'ils respectent les principes de généraux du *Traitement national* en appliquant les mêmes normes à tous les produits, qu'ils soient locaux ou étrangers. Cela implique donc que théoriquement, les importations pourraient être plus taxées que les produits nationaux, si leur contenu en carbone est plus élevé (Cosbey *et al.*, 2019). Toutefois, la définition de taxe carbone demeure sujette à débat quant à savoir si elle est effectivement une taxe indirecte ou plutôt une taxe directe et pourrait avoir une incidence sur la deuxième question de forme.

Cette dernière réfère à l'implantation d'un mécanisme de remboursement des paiements de carbone pour les exportations nationales, ce qui est nommé dans la littérature comme un MACF complet (Perdana *et al.*, 2023). Ainsi, dans le cas où la taxe carbone serait vue comme une taxe directe, un tel système serait interdit par le GATT, puisque considéré comme une subvention aux exportations (Cosbey *et al.*, 2019). À l'opposé, des remboursements ou des exemptions sont acceptés pour les taxes indirectes selon l'Accord sur les subventions et les mesures compensatoires (Mehling *et al.*, 2019). Cependant, ces entorses ne doivent pas être faites en excès, rendant difficile de s'y conformer dans le contexte d'un SPE où le prix du carbone varie (Mehling *et al.*, 2019). À cela s'ajoute le fait qu'il n'y a pas de provisions pour des exemptions dans le cas de régulation, sous lequel tombent les SPE (Cosbey *et al.*, 2019). Qui plus est, l'application d'un remboursement pour les exportations risque de réduire les arguments dans le cas d'une contestation, particulièrement si elle est faite au travers des exceptions de l'article XX, notamment ceux sur la protection de l'environnement et la préservation des ressources naturelles (Mehling *et al.*, 2019). Ces exceptions sont d'ailleurs seulement tolérées si leur justification est cohérente avec les objectifs de la législation.

Bien que les considérations précédentes soient importantes, elles ne sont généralement pas influencées directement par la structure commerciale et économique d'un pays, mais plutôt dans la politique interne. Toutefois, le cas d'une contestation à l'OMC implique de se questionner sur le sujet. En effet, il peut être assumé qu'un pays ayant un nombre limité de partenaires commerciaux est plus vulnérable à ce type de contestation et évitera donc

de se risquer avec un outil facilement contestable. Cette situation ne sera pas explicitement évaluée dans notre modèle, mais sera subséquemment considérée dans la discussion.

La revue nous a ainsi permis d'identifier trois raisons principales pour justifier l'implémentation d'un MACF, soit la compétitivité, les fuites de carbone et la promotion de la tarification du carbone à l'étranger (Keen *et al.*, 2022). Ces motifs représentent aussi trois dimensions du sujet, soit l'économique, l'environnemental et le politique qui, bien qu'interrelié, entreront parfois en concurrence l'un contre l'autre. Ils seront ainsi à la base des choix dans son design et son implémentation. Toutefois, nous excluons celui de la promotion internationale, car son aspect politique va au-delà de la portée de notre recherche. Conséquemment, la compétitivité et les fuites de carbone représentent les deux sous-concepts de notre étude permettant d'évaluer la mise en place d'un MACF selon certains déterminants de la spécificité d'un État.

Avant d'entamer leurs définitions, deux dernières interrogations demeurent nécessaires à statuer concernant le format que prend le MACF, à savoir quels produits ou secteurs y seront assujettis et quelles gammes d'émissions y seront incluses (Cosbey *et al.*, 2019). Il existe trois types d'émissions pouvant être contenues dans le calcul d'émissions du cycle de vie d'un produit, l'un direct et les deux autres indirects (Cosbey *et al.*, 2019). Ainsi, le premier (*scope 1*) concerne les émissions directement issues du processus de production. Ce type d'émission n'est donc pas sujet à débat, puisque visé explicitement par la mesure. Le deuxième (*scope 2*) est lié aux émissions indirectes provenant de l'utilisation d'énergie, que ce soit électrique, thermique ou autre. Cette gamme peut être, selon le produit, la source majeure d'émissions dans la production, notamment dans le cas des métaux (Böhringer *et al.*, 2021). Leur inclusion peut donc avoir un impact important sur l'efficacité du MACF (Böhringer *et al.*, 2021; Perdana *et al.*, 2023). Malgré cela, il existe des difficultés à les intégrer qui proviennent du fait que les émissions ne sont pas directement imputables au producteur, car elles ont été émises en amont, par un tiers comme une centrale électrique. Elles sont donc moins accessibles à des tarifs douaniers et plus à risque d'enfreindre les règles de l'OMC (Cosbey *et al.*, 2019). Elles demeurent pourtant une conséquence de l'activité productrice, souvent très émettrice (Böhringer *et al.*, 2021). Le dernier type (*scope 3*) concerne le reste des émissions indirectes dans la

chaîne de valeurs d'une entreprise, autant dans les intrants que dans la gestion des déchets ou le transport. Ratisant large et donc complexe à évaluer, ce type est généralement exclu des considérations, surtout qu'il ne représente qu'une partie minime des émissions (Cosbey *et al.*, 2019).

L'inclusion ou non du *scope 2* sera donc le seul choix à faire pour cette question, mais pourrait fortement influencer la performance environnementale du MACF, notamment pour les pays ayant une empreinte carbone énergétique faible. Cependant, vu sa complexité, l'UE limite son inclusion pour de la première phase d'implantation de son MACF, bien qu'elle le considère encore comme un facteur important et planifie sa intégration plus étendue dans les phases subséquentes (Commission européenne, 2021a). L'enjeu, majeur pour certains secteurs énergivores (Perdana *et al.*, 2023), est d'ailleurs lié à la dernière question de design, celle sur le choix des produits touchés.

Chaque secteur n'est pas touché équitablement par un MACF, certains étant plus favorisés (défavorisé) que d'autres (Fischer *et al.*, 2012). De plus, bien qu'un MACF touchant l'ensemble des importations semble idéal, une couverture limitée ciblant les secteurs FIEEEEC se dessine comme une alternative potentiellement plus efficace, et ce, pour plusieurs raisons (Cosbey *et al.*, 2019). En effet, ce sont les secteurs les plus à risque d'être affectés par une politique unilatérale et offrant le plus grand gain par rapport aux coûts administratifs. Les produits moins à risque et moins polluants sont dans ce contexte administrativement plus coûteux avec moins de bénéfice. De plus, les FIEEEEC ont un plus grand potentiel de se conformer aux règles internationales de l'OMC. En effet, comme ils sont plus énergivores, leur impact environnemental est plus élevé et donc plus facilement identifiable. De plus, les secteurs FIEEEEC sont généralement des producteurs de matières brutes en amont de la chaîne de valeur, facilitant la gestion pour les gouvernements et la conformité pour les importateurs (Keen *et al.*, 2022).

Toutefois, un enjeu demeure sur le niveau de profondeur dans la CVM que doit couvrir le MACF. En effet, les CVM étant complexes, prendre en considération chaque étape de production peut accentuer grandement la complexité de la mesure. La Commission européenne (2021b) catégorise la production de bien en 5 types : les matières premières,

les matières de base, les produits de base, les composantes (produits semi-finis) et les produits finaux (leur définition est fournie en annexe 2). Il s'agit donc d'évaluer quelles étapes de production le MACF doit-il prendre en considération pour être le plus optimal.

Surtout, les CVM ont un fort risque de *contournement* (Böhringer *et al.*, 2022) et de *transbordement* (Cosbey *et al.*, 2019). Le premier se présente par le détournement du commerce par la réduction des importations des produits touchés au profit d'importation de produits à plus forte valeur ajoutée qui utilisent des produits FIEEEC étranger comme intrants (Böhringer *et al.*, 2022). Le deuxième implique le transit des produits touchés par un pays exempté du MACF, risque qui s'accroît avec la complexité de la CVM (Cosbey *et al.*, 2019). Il s'agit donc d'arbitrer entre ces risques pour évaluer la profondeur que doit prendre le MACF.

Cet arbitrage est propre à chaque pays, en fonction des objectifs de la mesure et de certains déterminants liés à la spécificité de l'État qui les influenceront. Avant d'aller en détail dans le concept de *spécificité économique* qui est au cœur de notre analyse, il faut préciser notre cadre conceptuel en discutant des sous-concepts que nous avons identifiés comme objectifs pour un MACF.

### **3.2 Fuite de carbone**

À cet effet, le deuxième concept important est celui des fuites de carbone. Notre revue de littérature a pu démontrer qu'aussi simple qu'il paraissait, ce concept a été utilisé sous de nombreuses variations, complexifiant sa définition et justifiant des choix méthodologiques lors de son utilisation. En terme simple, la fuite de carbone implique le transfert d'activité polluante d'un pays A vers un pays B (Peters *et al.*, 2008b). Cela peut se faire par la relocalisation physique d'entreprise (Martin, Muûls, *et al.*, 2014) ou une réorganisation des réseaux commerciaux (Grubb *et al.*, 2022). Qui plus est, ces modifications aux réseaux de production se font prétendument en direction des pays plus laxistes au niveau des réglementations environnementales, les *havres de pollution* (Branger *et al.*, 2014). Parallèlement, un autre des aspects traités dans notre revue est l'inégalité dans la direction des fuites de carbone qui serait, selon certaines études, dirigées des pays développés vers les pays en voie de développement (Duan *et al.*, 2021).

Toutefois, ce phénomène ne semble pas systématique puisque certains pays de l'OCDE, dont le Canada, demeurent des exportateurs nets de GES (Yamano *et al.*, 2020). Les différences entre les résultats semblent s'expliquer parfois par la méthodologie utilisée, parfois par l'indicateur, mais aussi par la définition employée.

Ainsi, deux versions ont été définies dans la littérature, soit *forte* et *faible* (Peters *et al.*, 2008b). La première a été utilisée plus fréquemment dans les approches d'équilibre général, alors que la seconde est plutôt employée dans les recherches portant sur les émissions imbriquées dans le commerce (Peters *et al.*, 2008b). Notre recherche s'intégrant plus à ce dernier courant théorique, nous opterons pour la version *faible* qui peut s'exprimer simplement comme le total des émissions intégrées dans les importations d'un pays A vers un pays B (Afionis *et al.*, 2016). Autrement dit, ces fuites sont induites par la demande et générées en dehors d'un pays afin de répondre à ses besoins de consommation locale (Afionis *et al.*, 2016). En ce sens, nous nous rangeons derrière l'argumentaire de Peters *et al.* (2008b) pour justifier ce choix lorsqu'ils considèrent que les fuites de carbone demeurent un problème dès qu'une augmentation de la consommation intérieure provient de la production dans des régions étrangères, et pas seulement si la production intérieure est remplacée par la production étrangère. Cette perspective est d'ailleurs basée sur une vision de la pollution comme un problème global et holistique étant donné la nature de *bien commun mondial* de l'atmosphère.

Par ailleurs, les fuites de carbones se matérialisent sous trois principaux canaux de transmissions (Mehling *et al.*, 2019). Le premier, celui que nous avons traité plus en détail dans notre revue, est celui de la substitution des biens produits localement par des biens étrangers, dû notamment à l'augmentation des coûts de production. Le deuxième est lié au flux de capitaux qui sont déviés à cause d'une baisse de rendement induite par la hausse des coûts de production. Ces deux premiers canaux sont interreliés et parfois regroupés en un seul, le canal de *compétitivité* (Cosbey *et al.*, 2019). L'autre est celui de *l'énergie*. En réduisant la demande pour des combustibles fossiles, la tarification carbone unilatérale réduit leurs prix mondiaux, causant une augmentation de la consommation ailleurs dans le monde (Mehling *et al.*, 2019). Ce canal semble toutefois inévitable et difficile à contrôler sans un prix mondial du carbone (Cosbey *et al.*, 2019). Il ne sera donc pas sujet à notre

étude. Le canal de *compétitivité* sera donc celui choisi pour notre recherche et représente le troisième concept de notre cadre.

En somme, notre concept de fuite de carbone est important à démontrer puisqu'il s'agit de l'assise légale pour mettre en place un MACF aux yeux de l'OMC (Cosbey *et al.*, 2019). Plus les fuites, ou potentiels de fuites sont importants, plus cela renforcera le cas d'un lien entre l'outil et la volonté de protection de l'environnement (Mehling *et al.*, 2019). De plus, comme il existe un aspect sectoriel aux fuites (Aichele *et al.*, 2015), il est nécessaire d'évaluer les secteurs qui sont les plus à risque pour avoir une intervention ciblée et donc mieux justifiée. Cela se concrétise généralement par une attention particulière aux industries FIEEEEC.

Ainsi, ce concept pèse beaucoup dans les modalités de mise en place du MACF. Celui-ci est d'ailleurs fortement influencé par la *spécificité économique* d'un pays qui sera déterminante dans sa matérialisation. Par exemple, les taux de fuites sont plus élevés pour les petits pays ouverts, car plus dépendants du commerce (Peters *et al.*, 2008b). De plus, l'évaluation des risques sectoriels pour mieux cibler les industries implique autant le concept de fuite de carbone, par la forte intensité d'émissions (FIE), que notre troisième concept, celui de la compétitivité, à travers l'aspect d'exposition aux échanges commerciaux (EEC).

### **3.3 Compétitivité**

Bien qu'il ne puisse pas s'agir d'une justification légitime au regard des accords de l'OMC, ou à tout le moins dans le cas des exceptions de l'article XX de l'Accord général sur les tarifs douaniers et le commerce (GATT) (Mehling *et al.*, 2019), le concept de compétitivité demeure sans aucun doute l'argumentaire informel des gouvernements. Pour preuve, tous les systèmes de tarification du carbone ont implanté des mesures de contingence qui nuisent pourtant aux objectifs climatiques, comme les allocations gratuites et les remboursements, mais qui favorisent la neutralité de la politique pour les entreprises. Malgré tout, le document proposant un MACF dans l'UE (Commission européenne, 2021a) ne mentionne pas explicitement la compétitivité comme

raisonnement pour son implantation, bien qu'implicitement, la recherche d'un terrain de jeu égale édictée sous-entend cette visée.

Nous avons tout d'abord utilisé la définition de Berger ((2008, cité dans Venmans *et al.*, 2020 : 1070, traduction libre) qui établit la compétitivité comme « la capacité d'une firme, d'une industrie ou d'un secteur de vendre (mesuré en termes de part de marché ou d'exportations nettes), de faire du profit et d'attirer des investissements. ». Cela nous a permis de mettre en lumière le mécanisme d'augmentation des coûts de production, asymétrique au niveau international, et de la hiérarchie de ses effets sur les décisions des entreprises (Dechezleprêtre *et al.*, 2017). Ainsi, pour qu'une firme demeure compétitive, elle doit être en mesure de transférer ses coûts au consommateur, ce qui est généralement possible quand la compétition internationale est limitée (Venmans *et al.*, 2020). Dans le cas contraire, les entreprises, qualifiées d'exposés aux échanges, ne sont pas en mesure d'utiliser cette stratégie et deviennent vulnérables aux compétiteurs internationaux. L'identification de ces secteurs varie selon les systèmes de tarification existants et les choix nationaux, notamment les seuils, bien que les critères demeurent généralement les mêmes.

Toutefois, comme notre recherche est au niveau du commerce international, cherchant avant tout à comprendre les effets de la *spécificité économique* sur le design du MACF, nous optons pour une vision élargie de la compétitivité dans le contexte d'une tarification du carbone. Comme l'évaluation de ce concept est multidimensionnelle (Venmans *et al.*, 2020), mais que nous manquons de temps, nous considérons approprié de se focaliser seulement sur les facteurs liés à la structure des échanges du pays et d'exclure des considérations plus politiques comme l'importance d'un secteur dans une région donnée qui serait susceptible d'influencer les votes (Carbone *et al.*, 2017).

Parallèlement, notre revue de littérature nous a permis de constater que la ligne de séparation entre compétitivité et fuite de carbone n'est pas aussi claire qu'elle y paraît dans le contexte des échanges internationaux (Keen *et al.*, 2022). Pour Thivierge (2020), le fait d'analyser seulement la production locale et non celle extérieure, pour évaluer l'effet sur la compétitivité, résulte en l'impossibilité d'évaluer les fuites de carbone. Il est

donc nécessaire de voir le commerce à travers les importations et les exportations pour mieux systématiser la compétitivité des industries nationales. Thivierge (2020) l'a d'ailleurs fait, lui permettant d'établir une corrélation entre la taxe carbone de la Colombie-Britannique et la perte de part de marché des industries canadiennes face à leurs concurrents américain dans le secteur du béton. L'utilisation des données d'intrant et d'extrait rend donc le portrait de l'économie locale plus complet et permet de voir où se situent la compétitivité, les faiblesses et les risques. En ce sens, la démonstration de fuite de carbone peut aussi être considérée comme une matérialisation de la perte de compétitivité d'un secteur national face à l'étranger. Les caractéristiques structurelles d'une économie, et particulièrement celles externes (Steinebach *et al.*, 2020), sont conséquemment nécessaires pour évaluer l'impact d'un MACF (Zhong *et al.*, 2022) et l'influence de son design.

Enfin, comme nous analysons la décision d'un État concernant l'utilisation d'un MACF comme outil complémentaire à sa politique carbone unilatérale, il sera nécessaire d'évaluer sa position dans l'échiquier international. Effectivement, chaque pays a un réseau complexe de relation qui aura un impact sur ses décisions concernant sa politique commerciale. L'implantation d'un MACF pourrait donc nuire à ses relations, générant un désincitatif à agir, notamment par crainte de représailles (Overland *et al.*, 2022). En ce sens, les pays exportateurs voudront potentiellement réduire leur relation avec l'État ayant un MACF puisqu'il complexifie les échanges. Étant donné que le mécanisme agit comme une entrave au commerce, il est aussi possible qu'il engendre des changements dans les chaînes de valeurs, par exemple en déviant certaines étapes de production ailleurs (Najarzadeh *et al.*, 2021). Un pays plus ouvert au commerce et plus imbriqué dans les CVM pourrait donc avoir des réticences à mettre en place ce type de politique. D'ailleurs, l'importance des importations en biens à forte intensité carbone comme intrant à la production engendre un risque que les industries locales impliquées perdent encore plus leur compétitivité (Böhringer *et al.*, 2015).

Il demeure donc important de bien saisir les spécificités d'un pays qui pourraient nuire à sa capacité d'implanter un MACF efficace, particulièrement en réduisant sa compétitivité dans ses positions commerciales. Ainsi, au-delà de la compétitivité explicitée par les coûts

de production et les fuites de carbone, il est nécessaire de la situer dans son contexte national et international qui se matérialise par sa position dans un réseau complexe d'échanges (Najarzadeh *et al.*, 2021), influencée par divers déterminants internes et externes (Peters *et al.*, 2008a). Notre dernier concept prend justement en compte cette dynamique, pour nous permettre de répondre à notre question de recherche.

### **3.4 La spécificité économique**

Comme le suggère Mossberger *et al.* (2003), les interrogations sur l'efficacité et le choix d'une politique doivent prendre en considération l'environnement d'implantation. Cet environnement est naturellement lié aux caractéristiques spécifiques d'un pays, c'est-à-dire les facteurs contextuels ou « variables contextuelles » (Mossberger *et al.*, 2003 : 431, traduction libre), que nous regroupons sous un concept parapluie, la *spécificité nationale*. Plus précisément, notre recherche se concentrant sur un seul des sous-systèmes, soit l'économique, nous avons affiné notre conceptualisation en l'isolant sous un autre concept, la *spécificité économique*.

A Dictionary of Economics définit l'économie comme « The system of activity connected with the production, trade, and consumption of goods and services of a region, country, or other (not necessarily geographic) area » (Black *et al.*, 2017). Ainsi, nous pouvons déjà voir que celle-ci se distingue en deux dimensions, soit locale et étrangère, représentant le système intérieur d'un pays et ses interactions avec l'extérieur. Autrement dit, l'interne touche aux facteurs économiques nationaux, alors que l'externe touche aux facteurs commerciaux.

La différence avec le concept d'économie classique et notre concept de *spécificité économique* est notre incorporation d'une dimension environnementale au système. Nous voulons ainsi réintégrer le sous-produit de l'activité économique que sont les externalités négatives environnementales (Nordhaus, 2013). Il est d'ailleurs important de noter que le concept doit être compris comme un tout, car ses déterminants sont interreliés, s'influencent les uns les autres. C'est l'autre raison pour laquelle nous avons opté pour la création de ce concept plus précis. Bien qu'il ne soit pas intrinsèquement nouveau, puisque ses éléments constitutifs se fondent entièrement sur la littérature académique, il

n'en demeure pas moins inédit dans la forme que nous développons ici. Avant d'aller plus en détail, il est nécessaire d'établir les autres fondements théoriques qui ont mené à son développement et que nous n'avons pu aborder dans notre revue de littérature.

### ***3.4.1 Fondement théorique de la spécificité économique***

Étant donné que notre cadre théorique s'applique spécifiquement aux politiques d'ajustement du carbone à la frontière, ses fondements sont invariablement liés aux théories issues de la littérature académique dans le domaine des politiques environnementales, mais aussi celui des échanges commerciaux internationaux. Ainsi, dans le but d'opérationnaliser notre cadre, il est nécessaire d'aborder la littérature sur les échanges internationaux pour nous permettre de construire une sélection d'indicateurs théoriquement fondés qui matérialiseront notre concept de *spécificité économique*. L'objectif de cette section est donc de présenter quelques théories liées à ceux-ci et des enseignements importants que nous pouvons en tirer pour identifier les résultats attendus par notre cadre.

La structure commerciale d'un pays peut être saisie à la fois comme artificiel, c'est-à-dire modelé par les décisions politiques, et naturel, au travers des contraintes géographiques (Bergstrand et Egger, 2013). Dans les deux, les orientations commerciales du pays, soit la direction et la forme de ses réseaux d'échanges, y sont intrinsèquement liées par leur influence sur le coût des échanges (Anderson et van Wincoop, 2004), aussi appelé friction commerciale (*trade friction*) (Bergstrand *et al.*, 2013). Ce concept économique général implique autant une dimension spatiale (coût de transport), que culturelle (coût d'information), politique (coût des barrières) ou financière (taux de change) (Anderson *et al.*, 2004).

Il existe ainsi un aspect plus temporaire (artificiel) et un plus permanent (naturel) de la structure des échanges. Invariablement, l'aspect géographique, lié à la position spatiale d'un pays, est permanent. Dans sa dimension naturelle, le coût des échanges se représente principalement par les coûts de transport, bien que le temps soit parfois utilisé (Anderson *et al.*, 2004), et est donc inévitablement lié à la position géographique d'un pays (Hummels, 2007). En ce sens, il est le facteur le plus difficile à aborder pour un

gouvernement cherchant à améliorer sa position commerciale, puisque seule l'innovation technologique dans les communications ou le transport peut réduire son coût (Bergstrand *et al.*, 2013). Les coûts de transports sont d'ailleurs des frictions au moins égales sinon plus importantes que les tarifs douaniers (Hummels, 2007).

Ces derniers sont la principale incarnation des frictions du commerce non naturel et inclus autant les barrières tarifaires que les non tarifaires (Bergstrand *et al.*, 2013). Par cela, la dimension artificielle est plus temporaire, puisqu'elle est liée à la politique d'un État (Bergstrand *et al.*, 2013). Les frictions associées ne sont donc pas aussi statiques et immuables que dans la dimension naturelle. C'est d'ailleurs pour cette raison qu'avec le temps et les changements de politiques commerciales, les coûts artificiels représentent désormais un moins grand poids financier que ceux du transport, malgré les innovations technologiques (Hummels, 2007).

Ainsi, l'impact du coût de l'échange est donc formateur dans la structure du commerce d'un État, bien qu'il demeure souvent difficile à comptabiliser correctement (Anderson *et al.*, 2004). Les frictions, autant artificielles que naturelles, ont fortement diminué dans les dernières décennies, permettant ainsi le développement d'un nouveau paradigme dans les échanges, les CVM (Van Der Marel, 2015). Elles redéfinissent le commerce n'ont plus simplement en termes d'échanges de biens finis, mais plutôt d'activité de production, fragmentée à travers le monde dans des chaînes d'approvisionnement produisant de la valeur ajoutée dans différentes localisations avant d'atteindre le consommateur final (Gereffi, Humphrey et Sturgeon, 2005).

La compétitivité n'est donc plus seulement dans la production d'un bien, mais aussi dans les différentes étapes du processus de productions, modifiant les flux d'échanges qui sont désormais portés par le commerce de biens intermédiaires (Koopman, Wang et Wei, 2014; Timmer, Erumban, *et al.*, 2014). Cette fragmentation a pour effet une réduction relative de la distance entre les pays, puisqu'ils sont connectés indirectement à des États tiers à travers les importations de leur partenaire bilatérale (Johnson, 2014). Les exportations brutes d'un pays ne sont donc plus aussi représentatives de sa production réelle, celle-ci

ne constituant parfois qu'une fraction de la valeur ajoutée dans le processus de production (Johnson, 2014).

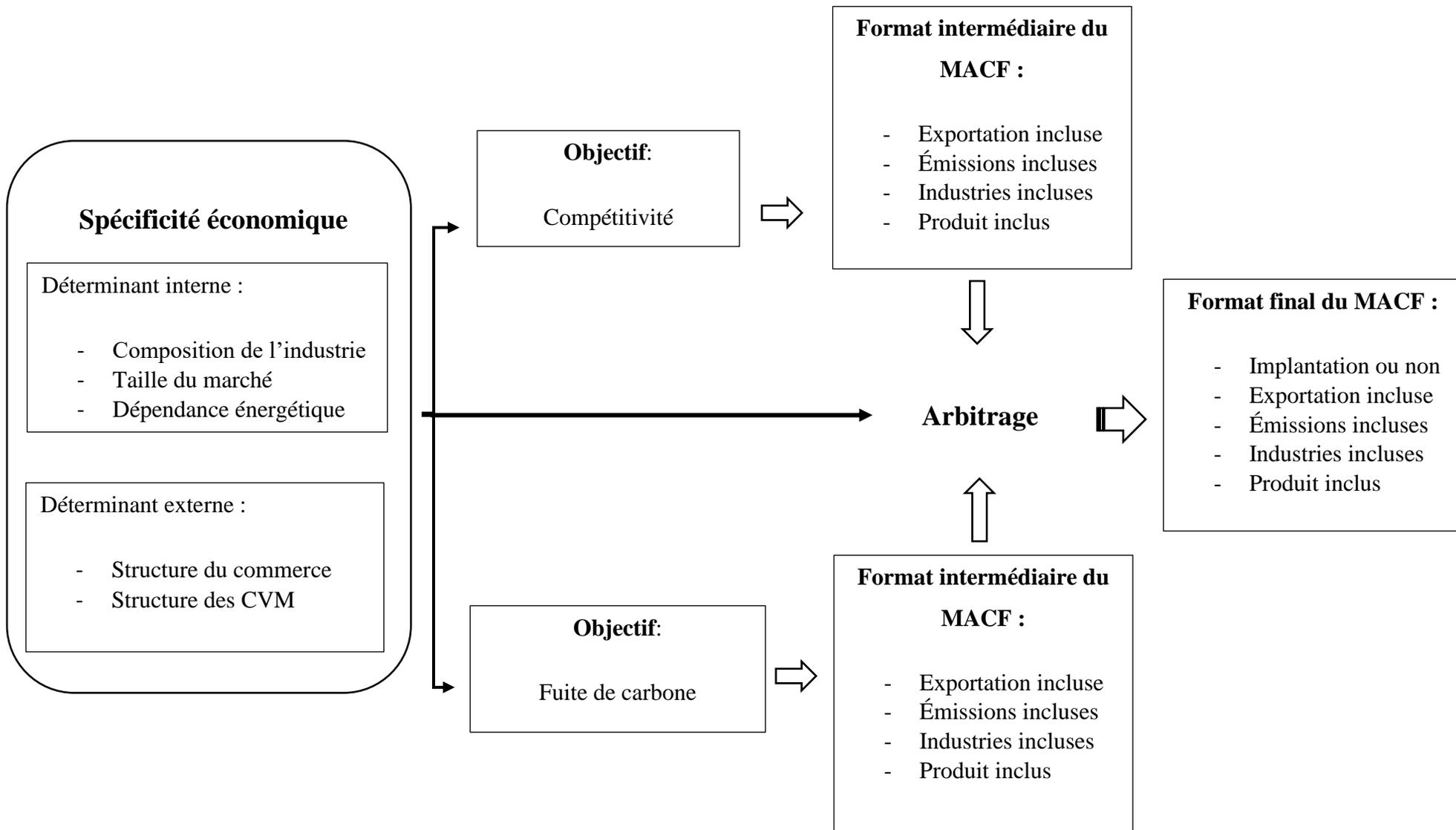
Nonobstant ces développements et la terminologie « mondiale », ces chaînes de production restent majoritairement régionales, voire locales (Miroudot et Nordström, 2020). Il semble donc que malgré la réduction générale des frictions commerciales qui ont permis l'avènement des CVM, les coûts des échanges naturels demeurent toujours assez importants pour favoriser la plus courte distance spatiale. En ce sens, le ratio de valeur ajoutée sur le commerce brute dans les échanges entre des pays géographiquement proches est généralement plus faible (Johnson, 2014). C'est aussi le cas pour les frictions commerciales artificielles, puisque les pays les plus intégrés ont des ratios de valeurs ajoutées dans leurs échanges bilatéraux plus bas (Johnson, 2014). Cela laisse entendre que les frictions commerciales, autant naturelles qu'artificielles, sont encore plus importantes dans le contexte d'une CVM puisqu'elles seraient gonflées, conséquence des multiples franchissements de frontière des différents intrants intermédiaires (Johnson, 2014). Ce dernier fait implique aussi une plus grande facilité de contournement des barrières, particulièrement pour les produits simples, mais aussi pour les industries *footloose*, c'est-à-dire celle dont la production est standardisée et flexible, pouvant être facilement déplacée sans perte de productivité (Van Assche et Gangnes, 2020).

Enfin, d'autres facteurs viennent s'ajouter pour expliquer la structure des échanges, c'est-à-dire la *spécificité économique*. Par exemple, la taille du pays a une influence, notamment due aux économies d'échelles dans la production (Miroudot *et al.*, 2020). Effectivement, un petit pays ne peut pas produire de manière rentable tous les biens qu'il consomme, contrairement à un plus gros pays (Miroudot *et al.*, 2020). La composition de son industrie locale est donc plus spécialisée et influencée autant par sa dotation naturelle, comme dans le cas de matière première, que par ses politiques de développement (Van Der Marel, 2015).

L'aspect que nous voulions mettre de l'avant en abordant cette littérature est en deux temps. Premièrement, la structure des échanges est malléable, mais contrainte par certaines caractéristiques physiques (Johnson, 2014). Effectivement, la marge de

manœuvre d'un gouvernement pour influencer son commerce demeure astreinte à sa géographie et a des déterminants structureaux comme la taille (Van Der Marel, 2015). Cet aspect est essentiel pour comprendre l'impact potentiel d'un MACF. Deuxièmement, de nombreux facteurs affectent les coûts des échanges bruts et en valeur ajoutée (Anderson *et al.*, 2004; Johnson, 2014). Il est donc possible que la faible friction commerciale naturelle limite les potentiels effets négatifs du MACF, puisqu'elle compenserait l'augmentation des coûts artificiels. D'autre part, selon la position dans une CVM, des politiques de « service » agissant sur l'innovation ou le marché de l'emploi (Van Der Marel, 2015), sont d'autant de canaux parallèles pouvant plausiblement compenser les distorsions. De plus, par sa nature, le commerce dans des CVM facilite grandement le contournement (Van Assche *et al.*, 2020), réduisant éventuellement l'efficacité d'une politique commerciale comme le MACF. Finalement, la perspective des CVM nous permet de voir les échanges non plus en tant que biens, mais en tant que facteurs primaires sous-jacents à leurs productions (Johnson, 2014).

Bref, ces bases théoriques nous permettent de mieux comprendre les conséquences d'une politique pouvant causer des frictions commerciales, mais aussi leurs sources qui apparaît directement liée à la situation d'un pays, autant intérieure qu'extérieure. Ces fondements viennent ainsi appuyer notre thèse selon laquelle la *spécificité nationale* implique une nécessité d'adaptation du MACF à chaque contexte national pour en assurer l'efficacité. La *figure 1* permet une visualisation de notre cadre conceptuel où il est possible de voir la chaîne logique. Les déterminants internes et externes de la *spécificité économique* influenceront la définition des objectifs en identifiant par exemple l'ampleur des risques et les secteurs plus problématiques. À leur tour, les objectifs, que nous limitons à deux, ont un impact sur la façon dont est implanté le MACF. Étant donné que nous les considérons comme ayant des perspectives dichotomiques, ils sont tout d'abord présentés en silo, avec un format intermédiaire du MACF comme étant un idéal-type pour l'objectif précis. Finalement, un arbitrage est fait entre les deux designs intermédiaires et qui est à nouveau influencé par la *spécificité économique* permet l'itération finale du format du MACF. Dans la réalité, la *spécificité nationale* serait à prendre en compte et influencerait les choix et l'arbitrage final pour le design, mais elle ne fait pas partie des considérations de cette recherche et a donc été exclue.



**Figure 3.1** Cadre conceptuel

Source : Élaboré par l'auteur basé sur (Anderson *et al.*, 2004; Bergstrand *et al.*, 2013; Ceglowski, 2017; Commission européenne, 2021b; Cosbey *et al.*, 2019; Forslid *et al.*, 2017; Hummels, 2007; Keen *et al.*, 2022; Koopman *et al.*, 2014; Kowalski *et al.*, 2015; Mendicino *et al.*, 2018; Miller et Temurshoev, 2017; Miroudot *et al.*, 2020; Mossberger *et al.*, 2003; Muradov, 2017; Neuhoff *et al.*, 2019; Peters *et al.*, 2008b; Steinebach *et al.*, 2020; Van Der Marel, 2015)

Pour mieux comprendre la figure, la prochaine section présentera une description générale de ces dimensions, c'est-à-dire les déterminants internes et externes, qui composent la *spécificité économique* et qui se matérialisent de manière unique dans chaque pays. Une opérationnalisation de ce concept général sera mise de l'avant dans le chapitre 4 sur les données, nous permettant d'avoir un portrait plus clair de sa signification à travers différents indicateurs quantitatifs tirés de cette littérature précédemment discutée.

### ***3.4.2 Dimension interne***

Cette catégorie inclut différents aspects de l'économie nationale du pays, dont la composition de l'industrie locale, la taille du marché et la dépendance énergétique.

*3.4.2.1 Composition de l'industrie locale :* Cet indicateur jouera sur les objectifs de compétitivité et de fuite de carbone. En effet, si le pays est spécialisé dans des industries à plus forte intensité carbone, il sera pénalisé s'il conserve une politique carbone unilatérale, non seulement au niveau de la compétitivité, mais aussi des fuites de carbone. Par ailleurs, la composition de l'industrie locale influencera le choix des biens touchés, ainsi que l'implantation ou non d'un MACF complet. Il sera donc nécessaire d'évaluer le poids des industries pour mieux comprendre les risques encourus. De plus, une économie plus axée sur les services aura tendance à être moins énergivore et donc mieux paraître dans les statistiques agrégées de transfert d'émission (Peters *et al.*, 2008a). Il est donc important de comprendre la structure locale de production et d'aller au-delà des indices généraux qui pourraient biaiser notre vision des phénomènes. Finalement, le type d'industrie implique aussi une perspective de vulnérabilité au choc externe, tout comme la faible diversification qui pourrait accentuer cette situation (Alouini *et al.*, 2020).

*3.4.2.2 Taille du marché :* Ce facteur aura un impact sur plusieurs objectifs. Le rationnel derrière ce déterminant vient du fait que premièrement, les petits pays ont une tendance à être plus ouverts (Alouini *et al.*, 2020) et donc deuxièmement, ils sont plus vulnérables à la volatilité des termes de l'échange (Mendoza, 1995). Par exemple, une petite taille limite la capacité du pays à compenser les pertes liées à une restriction des échanges par la substitution à l'importation, problème moins présent dans les grands marchés (Alouini *et al.*, 2020). En effet, les plus gros pays ont une plus grande disponibilité d'intrant

intermédiaire produit localement (Tian, Dietzenbacher et Jong-A-Pin, 2021). De plus, ils sont avantagés par le *home market effect* qui est défini comme le fait que les firmes se concentrent dans les marchés plus importants pour réduire leur coût de transports (Forslid *et al.*, 2017). Forslid *et al.* (2017) démontre d'ailleurs théoriquement que cet effet peut réduire l'impact négatif sur la compétitivité d'une politique carbone, mais qu'il s'estompe à mesure que la taille des pays comparés devient similaire. Ainsi, un petit marché peut être limité dans son aptitude à attirer les biens et les investissements, phénomène qui s'accroîtrait si des entraves au commerce sont mises en place. Par ailleurs, Peters *et al.* (2008a) ont utilisé une régression pour corréliser les variables de tailles (GDP, population et superficie) et le taux d'émission imbriqué dans les échanges et ont trouvé une relation plus forte pour les pays de l'OCDE, notamment dans les importations. Cela signifie que la taille d'un pays est un important facteur sur son commerce et plus particulièrement dans une perspective d'échange d'émission (Peters *et al.*, 2008a). De plus, ils démontrent une relation entre l'augmentation du PIB/habitant et une hausse des importations d'émissions. Ils lient cette situation à la théorie de la courbe environnementale de Kuznets qui prédit un lien entre la dégradation de l'environnement et le revenu par habitant. Cette théorie n'est pas à l'étude ici, mais permet d'amener un point important lié à la corrélation entre le développement et les émissions. Les pays développés ont une tendance à se spécialiser dans des tâches à plus haute valeur ajoutée, comme les services (Tian *et al.*, 2021). Ces dernières ont souvent une empreinte carbone faible, qui pourraient surestimer le niveau de fuite potentiel total d'un pays. Comme mentionné pour l'indicateur précédent, il sera donc important de regarder le portrait général, mais surtout sectoriel et plus particulièrement les secteurs industriels.

3.4.2.3 Dépendance énergétique : Nous entendons ce facteur comme l'intensité énergétique de la production locale, tout comme celle extérieure. Il sera donc aussi compris comme l'importation des émissions dans la production locale. Il s'agit ici de la dépendance énergétique autant dans la production que dans la consommation. Plus la différence d'intensité est importante entre deux pays, plus le taux de fuite de carbone sera important (Böhringer *et al.*, 2021). Böhringer *et al.* (2021 : 675, traduction libre) notent aussi que « l'intensité carbone influe sur le prix du CO<sub>2</sub> nécessaire pour atteindre un objectif donné de réduction des émissions ». Effectivement, plus l'intensité est élevée,

moins le prix du carbone a besoin de l'être pour inciter à des changements, puisqu'il existe logiquement plus de possibilités d'optimisation à moindre coût (Böhringer *et al.*, 2021). Par ailleurs, l'intensité carbone, lorsque mise en perspective par rapport au prix du carbone, représente le coût à payer par les industries pour leurs émissions. L'UE utilise cette dernière pour identifier les secteurs assujettis au SEQUE-UE (Juergens, Barreiro-Hurlé et Vasa, 2013). L'impact de celui-ci sera donc notamment sur le potentiel de fuite de carbone et la compétitivité des biens à forte intensité en énergie, tout comme l'importance d'inclure ou non les exportations.

### ***3.4.3 Dimension externe***

La deuxième dimension, liée aux échanges, inclut la structure du commerce et la position dans les CVM. Elle offre un portrait des dépendances et des engagements d'un pays avec l'extérieure, ainsi que de sa position dans les réseaux commerciaux.

*3.4.3.1 Structure du commerce* : Ce déterminant est axé sur une perspective plus traditionnelle du commerce, excluant donc les CVM de son analyse. Ainsi, plus un pays est ouvert au commerce, plus il est dépendant de ses échanges pour sa croissance économique et plus il sera sensible au choc extérieur (Rodrik, 1998). Il aura donc une certaine sensibilité envers des politiques qui pourraient nuire à ceux-ci. Ce facteur influence donc les objectifs de compétitivité et le design au niveau de l'inclusion ou non des exemptions pour les exportations. Il a aussi un impact sur les fuites de carbone, car plus un pays est ouvert, plus les possibilités de transfert d'émission dans le commerce sont grandes. L'intensité des échanges est d'ailleurs un critère utilisé par l'UE pour définir les secteurs à risque (Juergens *et al.*, 2013).

La concentration des partenaires influence la décision d'implanter ou non un MACF. Plus un pays a un commerce concentré, plus il sera difficile pour lui de mettre en place un mécanisme qui augmenterait le coût des échanges et qui nuirait à ses partenaires (Jiménez *et al.*, 2022). Il devient en quelque sorte dépendant de ceux-ci, mais cette relation est aussi bénéfique selon Jiménez *et al.* (2022). La concentration dans les secteurs commerciaux aura un impact sur les choix des produits à intégrer dans le MACF, mais aussi sur la décision même d'implantation. Bien que nous n'abordions pas directement cet aspect, une

concentration sectorielle est source de risque politique pour un gouvernement qui dépend des votes pour se maintenir en place. Il serait donc un aspect qui serait pris en compte dans la réalité, mais que nous avons expurgé de notre conceptualisation théorique. L'objectif de compétitivité serait fortement touché, autant pour une concentration des importations, que des exportations, nécessitant un arbitrage avec les fuites de carbone au niveau du design, mais surtout pour la décision d'implantation.

3.4.3.2 Structure des CVM : Les CVM sont comprises comme l'intrication des diverses étapes de productions d'un bien éparpillé à travers différents pays (Miroudot *et al.*, 2020). Il s'agit ici non pas des échanges bruts, mais plutôt de ceux en valeur ajoutée et qui compose la majeure partie des échanges contemporains (Miroudot *et al.*, 2020). Il permet de définir la spécialisation dans les tâches de production et donc son incorporation dans des réseaux d'échange plus large (Timmer, Miroudot et de Vries, 2018). Si les mêmes facteurs qui déterminent la structure du commerce sont aussi importants pour déterminer celle des CVM, notamment la géographie et la taille du pays (Timmer *et al.*, 2018), ou encore les politiques (Van Der Marel, 2015), la relation cause-effet-résultat, ainsi que le poids de chacun, peut différer du commerce dit traditionnel (Johnson et Noguera, 2017). Surtout, de nouveaux facteurs s'ajoutent et changent les possibilités d'action des gouvernements (Timmer *et al.*, 2018). En ce sens, les sources de compétitivité ne sont plus les mêmes (Ceglowski, 2017). Il devient donc nécessaire d'analyser la structure des CVM d'un pays pour mieux saisir les implications de celle-ci. Deux aspects permettent la compréhension de ceux-ci, soit la position (Koopman *et al.*, 2014; Mancini *et al.*, 2022) et la participation (Koopman *et al.*, 2014). Ils impliquent chacun différentes considérations dans le développement d'une politique commerciale (Van Der Marel, 2015).

La participation dans les chaînes de valeur mondiales se définit sous deux angles, soit la participation en amont (backward) et la participation en aval (forward) (Koopman *et al.*, 2014). La première se matérialise comme la proportion de la valeur ajoutée étrangère incorporée dans les exportations brutes d'un pays, alors que la seconde s'étudie comme la proportion de la valeur ajoutée nationale incorporée dans les exportations des pays étrangers dans les exportations brutes d'un pays (Koopman *et al.*, 2014). Autrement dit,

l'amont implique un approvisionnement en intrants étrangers pour la production d'exportation alors que l'aval fournit des intrants locaux à des partenaires étrangers pour leur production d'exportation. Dans le monde des chaînes de valeur mondiales, la compétitivité des exportations est inextricablement liée à l'accès à des importations intermédiaires à des prix compétitifs (Kowalski *et al.*, 2015).

Pour le cas d'une politique carbone unilatérale, sans protection, la participation en aval est impactée puisque celle-ci augmente le coût des produits locaux, à tout le moins pour les industries à forte intensité d'émissions. L'ajout d'un MACF complet, donc incluant les exportations, pourrait corriger cet impact. À l'opposé, la participation en amont peut être affectée négativement par le MACF, puisqu'il augmenterait les coûts des importations, réduisant ou modifiant la participation d'un pays. En effet, considérant que le coût de la participation en amont augmente avec un MACF, s'il est appliqué de manière complète, cela pourrait favoriser une réorientation vers des activités plus en aval dans la chaîne, ne nécessitant pas l'importation des produits énergivore. Paradoxalement, une politique carbone unilatérale sans contingence peut améliorer la participation en amont, car les producteurs locaux deviennent moins compétitifs face aux producteurs étrangers. Il s'agit donc de savoir quel est le degré de participation d'un pays dans les CVM pour comprendre l'influence de cette spécificité sur la forme du MACF.

Toutefois, la participation n'est pas suffisante pour comprendre son impact sur la décision, puisque les effets peuvent être autant négatifs que positifs selon la position dans la CVM. Cette dernière s'exprime comme la distance soit par rapport à la valeur ajoutée, soit par rapport à la distance finale dans la chaîne de production (Miller *et al.*, 2017). Autrement dit, dans quelle étape de fabrication un pays s'est spécialisé. Ce deuxième indicateur nous permettra donc d'affiner ce déterminant. L'interprétation de cet indicateur est légèrement différente face à la participation. En effet, un positionnement plus en amont implique une participation plus en aval, alors qu'une position plus en aval équivaut à une participation

plus en amont.<sup>5</sup> De plus, deux perspectives peuvent être utilisées pour définir la position; *upstreamness*, où une position devient plus en amont en remontant la CVM, s'éloignant des produits finaux et; *downstreamness*, dans laquelle la position en amont se rapproche des matières premières et s'éloigne de la valeur ajoutée (Mancini *et al.*, 2022). Les perspectives et les indicateurs de position seront définis plus en détail dans le chapitre sur les données. Lorsque la perspective n'est pas spécifiée, notre utilisation des termes *upstream* et *downstream* doit être considérée par rapport à l'*upstreamness* (Koopman *et al.*, 2014).

Ainsi, l'augmentation des coûts des échanges, et plus particulièrement les biens intermédiaires, a pour effet de rapetisser la CVM, en réorientant vers l'intérieur certaines activités de production autrefois extérieure (Mancini *et al.*, 2022). Le succès dans une CVM est d'ailleurs intrinsèquement lié à l'accès à des importations d'intermédiaires à bon prix (Kowalski *et al.*, 2015). Une politique commerciale comme le MACF a donc un impact naturellement négatif. En effet, une politique favorable au CVM cherchera à réduire les distorsions du marché qui provoque une allocation sous-optimale des ressources, notamment à travers des interventions politiques qui les limite, au lieu de les accentuer (Pietrobelli, Rabellotti et Van Assche, 2021).

Dans cet esprit, les politiques commerciales doivent réduire les restrictions et les réglementations qui nuiraient à la participation dans celle-ci, ce qui a été identifié dans la littérature comme le rôle de *facilitateur* d'un gouvernement (Van Assche, 2022). À l'opposé, elles doivent aussi chercher à encourager l'amélioration sociale et environnementale, dans leur rôle de *régulateur* (Van Assche, 2022). Un MACF a un effet restrictif pour la participation, donc de *facilitateur*, mais positif pour l'amélioration, c'est-à-dire le rôle de *régulateur*. Qui plus est, nous trouvons nécessaire de rappeler que le raisonnement théorique derrière une politique de tarification du carbone est précisément de réduire les échecs du marché pour corriger les signaux erronés liés aux externalités

---

<sup>5</sup> Dans la littérature sur les CVM, les termes anglais *backward*, *forward* pour la participation et *upstream*, *downstream* pour la position sont utilisés. Malheureusement, la traduction française ne fait pas la distinction entre ces mots, *backward* et *upstream* étant traduits par amont, alors que *forward* et *downstream* par aval. Pour éviter toute confusion, nous utiliserons les termes amont et aval lorsque nous parlerons de participation, tandis que pour la position, les termes anglais *upstream* et *downstream* seront utilisés.

négligentes de la production et ainsi optimiser l'allocation des ressources. En ce sens, ce déterminant demeure relativement paradoxal, car le MACF permet théoriquement une meilleure allocation des ressources, tout comme la CVM, mais la promotion de leur utilisation contingente sous-entend une incohérence. Inévitablement, le succès de l'application sera fortement dépendant des capacités politiques des autorités publiques, autant nationales qu'internationales.

Au final, l'analyse des CVM d'un pays nous permet de comprendre plus en profondeur quels sont ses avantages comparatifs dans le commerce international et donc les tendances politiques vers leur conservation, tout comme les possibilités de compensation (Van Der Marel, 2015).

### **3.5 Sommaire**

Notre cadre théorique, bien que nouveau, demeure fondé sur des théories issues de la littérature académique. Ces fondements nous ont orientés dans le choix de nos indicateurs en deux temps. Tout d'abord, en définissant les frictions commerciales dans une perspective plus large qui incorpore des aspects autant naturels qu'artificiels (Anderson *et al.*, 2004), ils nous permettent de mieux comprendre les flux commerciaux et donc la source de compétitivité et de risques de fuite de carbone. Ensuite, en considérant les implications du commerce fragmenté d'une CVM (Gereffi *et al.*, 2005; Miroudot *et al.*, 2020), la complexité nouvelle des échanges met en lumière des canaux additionnels de risques qui ne sont plus simplement bilatéraux, mais bien mondiaux (Johnson, 2014). Finalement, la structure des échanges d'un pays doit aussi être considérée par rapport à ses principaux partenaires. Comme Böhringer *et al.* (2017) le mentionne, un petit pays face à un large partenaire est plus susceptible de subir les contrecoups de sa politique tarifaire. Il y a donc de nombreux facteurs qui entrent en ligne de compte pour former la *spécificité économique* et comprendre ses effets sur le design d'un MACF.

Par ailleurs, bien que nous considérons la *spécificité économique* comme un tout, il faut tout de même nuancer puisque certains indicateurs seront moins importants sur certains choix de design. Ils n'en demeurent pas moins interreliés et complémentaires. Pour mieux saisir cette dynamique, nous pouvons déjà formuler un cas fictif pour chaque objectif,

nous permettant d'identifier les principaux enseignements de la littérature académique que nous avons consulté.

Pour ce faire, prenons l'exemple d'un pays très ouvert, situation duquel nous pouvons déduire un coût des échanges faible. Cette ouverture est aussi inversement corrélée à la taille du pays, nous le présumons donc petit (Alouini *et al.*, 2020). Ces deux facteurs impliquent, selon la théorie, une plus grande participation dans les CVM (Tian *et al.*, 2021; Van Der Marel, 2015). Cette caractéristique peut mener à un risque plus élevé d'amplification des frictions du commerce (Johnson, 2014), mais l'impact dépendra de la position dans les CVM (Van Der Marel, 2015). Si le pays fictif participe en amont, il voudra mettre en place un MACF qui inclue une remise aux exportations, pour protéger la compétitivité de sa production axée sur des biens intermédiaires (Tian *et al.*, 2021). Il faudra aussi une profondeur suffisante pour inclure des produits transformés plus complexes pour protéger sa position et sa compétitivité, s'il en a une. Si toutefois son intégration est plus en aval, le MACF serait généralement dommageable et non voulu, puisqu'il dépend des importations de biens intermédiaires (Kowalski *et al.*, 2015), sans être nécessairement en mesure de les produire localement (Alouini *et al.*, 2020). Dans le cas d'une implémentation, le pays voudra garder une profondeur simple, ce qui pourrait réduire l'effet d'amplification. Dans ce cas, il n'aura pas trop d'incitatifs à inclure les exportations, car il a déjà limité les coûts en amont. Si nous complétons le portrait avec une dépendance énergétique faible, le pays n'aura que peu d'intérêt à inclure les exportations, particulièrement s'il participe en amont, puisque son coût du carbone sera relativement peu élevé.

Si nous reprenons le même cas, mais avec l'objectif de fuite de carbone, les résultats divergeront. En effet, le petit pays, étant plus ouvert, sera plus à risque de voir sa consommation être alimentée par les produits étrangers, réduisant l'effectivité de son prix du carbone (Steinebach *et al.*, 2020). De plus, s'il est positionné *upstream* dans les CVM, il voudra mettre un MACF partiel, avec une profondeur suffisante pour équilibrer avec les biens qu'il produit. S'il est plus *downstream* le risque de fuite augmente, étant donnée sa dépendance à des produits plus en amont généralement polluant. Il aura donc un plus grand intérêt à mettre en place un MACF plus profond. En outre, l'intensité d'émission

impacte la pertinence du MACF puisque plus son intensité d'émission est élevée, moins l'outil sera bénéfique, car le pays consommera moins de produit étranger vert. Elle influence donc le design au niveau des exportations. En effet, malgré qu'un remboursement des exportations équivaut à une dérobade du prix du carbone, si le pays a une productivité environnementale plus verte, d'un point de vue global, il est préférable d'encourager sa production. Ce fait est associé à une perspective mondiale des émissions et des fuites de carbone faible (Peters *et al.*, 2008b).

Il faut aussi noter qu'invariablement, un MACF permet de mettre un prix du carbone sur l'ensemble de la consommation, et non uniquement sur la production intérieure. Il a donc nécessairement un impact positif sur les fuites de carbone *faible*, position que nous avons adoptée dans cette recherche. Toutefois, certains aspects de la *spécificité économique* feront en sorte que l'incidence est plus marquée. En effet, un grand pays est naturellement moins à risque de fuite de carbone dû à sa taille, qui engendre notamment un *home market effect* et l'importante disponibilité d'intrants intermédiaires locaux (Forslid *et al.*, 2017; Tian *et al.*, 2021). L'effet positif reste appréciable, mais un peu plus réduit comparativement à celui d'un plus petit pays. Parallèlement, de par cette nature plus auto-suffisante (Baldwin et Lopez-Gonzalez, 2014), les grands pays ont un avantage qui devrait se traduire par une plus grande facilité à réconcilier les deux objectifs et par cela l'applicabilité d'un MACF dans leur contexte national.

En somme, ces exemples donnent un aperçu des considérations à prendre en compte lors des choix de format et qui guident l'analyse. Ils ont été construits en prenant en considération la littérature académiques identifiées aux sections précédentes, suggérant des lignes directrices sur ce qui est attendu au regard de la théorie. Cependant, les exemples demeurent des simplifications de notre modèle dû à l'interdépendance des déterminants de la *spécificité économique*. En ce sens, la modification d'un déterminant, comme nous avons tenté de démontrer avec la taille, peut changer complètement les résultats. C'est pour cette raison que nous promouvons dans cette recherche une approche plus appliquée qui implique de se positionner plutôt comme décideur politique dans un contexte national spécifique. Le prochain chapitre est consacré à cet aspect en développant notre méthodologie.

## 4. Méthodologie

### 4.1 Philosophie de recherche

Notre recherche s'inscrit dans une volonté de développer plus amplement les connaissances axées sur les problèmes et les solutions adaptées à ceux-ci. Autrement dit, nous cherchons à explorer comment les moyens doivent être mis en place pour atteindre les objectifs. Cette relation entre les deux a été conceptualisée sous le terme *design* (Van Buuren et al., 2020). Conséquemment, l'analyse du *design* est nécessaire pour produire des solutions qui résistent aux défaillances, restreignant les échecs possibles dans l'application de la politique. Il s'agit donc de produire des savoirs pouvant guider les acteurs lorsqu'ils conçoivent et mettent en œuvre des interventions publiques dans des contextes spécifiques. Une politique est d'ailleurs définie par Howlett (2010 : 44) comme « a complex entity composed of policy goals and means arranged in several layers, ranging from the most general level of a relatively abstract governance mode, to the level of a policy regime and finally to the level of specific programme settings ». Le domaine de l'analyse de politique a été justement critiqué par le passé pour ses « méthodologies techniques [...], ne générant pas le type de connaissances axées sur les problèmes attendus [...] et donc trop peu de "connaissance utilisable". » (Fischer, 2006 : 224, traduction libre). En ce sens, la raison d'être de l'analyse de politique doit être fondamentalement pragmatique (Dunn, 2017). Elle implique ainsi une partie d'analyse descriptive établissant « ce qui est », mais aussi une séquence plus normative sur « ce qui doit être » (Dunn, 2017 : 4). Pour Dunn (2017), cette approche normative découle du besoin pour l'analyste de trancher entre les résultats souhaités et les plans d'action préférables et qui impliquent de faire des compromis entre des valeurs concurrentes comme l'efficacité, l'équité ou la liberté.

Nous avons ainsi opté pour une approche d'analyse prospective inspirée de la littérature sur les politiques publiques, notamment celle de l'élaboration des politiques (*policy-design*) et du transfert de politique (*policy transfer*) (Mossberger et al., 2003). Invariablement lié, ce premier courant de recherche se questionne sur comment choisir, développer et implémenter une politique publique efficace, alors que le second, en

réponse à ses questions, base les décisions sur l'expérience faite par des décideurs politiques étrangers. Dans son courant appliqué, le transfert de politique, qui est une forme de prise de décision par analogie, nécessite l'évaluation d'information notamment sur la performance de la politique, la similitude des problèmes et des objectifs et la différence de contexte (Mossberger *et al.*, 2003). Puisque les MACF ne sont pas encore en application, nous serons en mesure d'analyser seulement les deux derniers aspects. Concrètement, il s'agit d'établir le portrait de la situation de l'UE, d'identifier les concordances entre son contexte, ses problèmes et ses solutions, et d'appliquer ces savoirs au cas du Canada.

Plus largement, les fondements de l'analyse du design proviennent autant du côté de la science politique que dans le paradigme de la science de la conception<sup>6</sup> (*design science*) développée par Herbert A. Simon dans son livre de 1969 intitulé *The Sciences of the Artificial* (Romme et Meijer, 2020). L'origine du livre vient du fait que les phénomènes *artificiels*<sup>7</sup> ont un aspect de « contingence » dans leur malléabilité par l'environnement, contrairement aux phénomènes naturels qui ont un aspect de « nécessité » par leur soumission aux lois naturelles. Plus simplement, un artificiel ne peut être compris qu'en fonction de son contexte, alors que le naturel est fonction de lois générales transcendant le contexte. Cela soulève la question à savoir si les premiers peuvent véritablement être étudiés avec les outils du second (Simon, 1996 : xi). Le problème abordé dans le livre est donc « de montrer comment il est possible de faire des propositions empiriques sur des systèmes qui, dans d'autres circonstances, pourraient être tout à fait différents de ce qu'ils sont » (Simon, 1996 : xi, traduction libre). Dès lors, Simon s'intéresse à la conception d'artefacts<sup>8</sup> dans un environnement donné pour atteindre des objectifs donnée, c'est-à-dire à la façon dont les choses « devraient être » (Van Buuren *et al.*, 2020).

---

<sup>6</sup> Nous voyons la science de la conception comme une application du paradigme des sciences de l'artificiel.

<sup>7</sup> Le terme artificiel se définit comme: « to denote systems that have a given form and behavior only because they adapt (or are adapted), in reference to goals or purposes, to their environment. » (Simon, 1996: xi). C'est donc ce qui est produit par l'humain.

<sup>8</sup> Un artefact peut être compris autant dans une perspective matérielle, comme en ingénierie, que dans une perspective sociale. Dans notre contexte, l'artefact est immatériel et représente une politique. Ce sont les décisions de conception (design) qui déterminent la structure, le comportement et les performances de l'artefact.

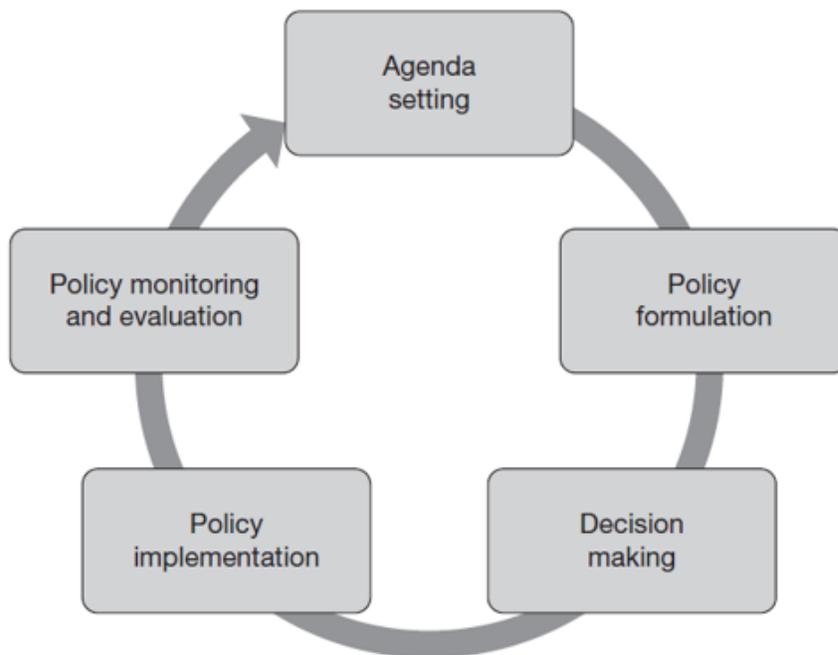
Nous n'entrerons pas dans les détails de sa pensée, surtout qu'elle s'applique à un large éventail de recherche appliquée comme la médecine et l'ingénierie, mais aussi les systèmes informatiques et la gestion des opérations. Toutefois, il est important de noter deux apports de la théorie des artificiels de Simon. Tout d'abord, il identifie deux propriétés essentielles des artefacts dans le domaine de l'administration publique et dont la nature rend l'approche scientifique pure inadéquate; l'intentionnalité humaine et la contingence environnementale (Romme *et al.*, 2020). Comme le mentionne Romme *et al.* (2020 : 150, traduction libre), pour Simon, « la science consiste principalement à étudier les pratiques actuelles (ou passées), alors que le design vise à créer des pratiques futures ». Ainsi, la recherche en politique et administration publique est donc « une discipline professionnelle à la frontière entre la conception créative et la validation scientifique » (Romme *et al.*, 2020 : 151, traduction libre). C'est cet esprit que nous voulons émuler dans notre étude.

Un second aspect de sa pensée est pertinent à notre recherche. Pour Simon (1996 : 5, traduction libre), l'efficacité d'un *design* vient de la relation entre « l'objectif, le caractère de l'artefact et l'environnement dans lequel l'artefact fonctionne ». Il ajoute, en reformulant les deux derniers aspects en *environnement interne*, c'est-à-dire sa substance, et *l'environnement externe*, soit le contexte où il opère, qu'ils doivent être adaptés l'un à l'autre (Simon, 1996). Conséquemment, il est possible de « predict behavior from knowledge of the system's goals and its outer environment, with only minimal assumptions about the inner environment » (Simon, 1996 : 8). Cela implique aussi que des environnements intérieurs très différents peuvent accomplir des objectifs identiques dans des environnements extérieurs identiques (Simon, 1996 : 8).

Pour mieux comprendre l'apport de ce courant à notre étude, il faut le contextualiser dans celle-ci. Ainsi, l'efficacité du design du MACF est liée à l'adaptation entre son contenu (l'environnement interne), son contexte (l'environnement externe) et son objectif, ou autrement dit son format, la *spécificité économique* et les fuites de carbones ou la compétitivité. Nous espérons donc être en mesure de prédire le format du MACF, par la connaissance des objectifs et du contexte. Bien évidemment, cette prédiction n'est pas une inférence statistique, mais demeure toutefois rationnelle par la prise en compte

minutieuse des caractéristiques et de leurs interactions. Comme le dit Simon (1996 : 10) « In this manner the properties with which the inner environment has been endowed are placed at the service of the goals in the context of the outer environment. ».

Au-delà de ces aspects fondamentaux, il est important de comprendre où nous nous situons dans le contexte du processus d'élaboration des politiques, perçu par Howlett (2010 : 46) comme « an instrumental problem-solving activity, one in which various governing resources are marshalled into a set of techniques which could at least potentially or theoretically achieve the aims, objectives and goals of policymakers. ». Composée de cinq étapes, que nous présentons à la figure 3.1, l'élaboration d'une politique s'inscrit dans le stade de la *formulation politique*. Toutefois, comme le note Howlett (2010 : 47), ils ne peuvent être pris comme des synonymes, puisque l'activité de conception n'est que l'articulation d'un ensemble d'idée sur les formats et les résultats possibles qui pourraient être adoptés dans la pratique. La différence vient du fait qu'au-delà des considérations techniques sur l'efficacité d'une politique, les décisions dans le cycle de la politique impliquent aussi des tractations autant politiques qu'individualistes, dont une partie du courant académique de l'élaboration de politique s'est fortement intéressé (Howlett, 2010).



**Figure 4.1** The five stages of the policy cycle and their relationship to applied problem-solving.

Source : (Howlett, 2010 : 47)

Parallèlement, une autre partie des théoriciens de l'étude de la conception de politique promeuvent une élaboration rationnelle de la politique basée sur la connaissance, tout en demeurant consciente que sa formulation pratique est parfois plus motivée par des intérêts et des calculs politiques (Howlett, 2010). Dans ce contexte, l'élaboration a été séparée en deux dimensions, soit les aspects procéduraux et les composantes substantielles (Howlett, 2010). La première étudie les types spécifiques d'activités de formulation des politiques qui engendre un format plutôt qu'un autre, dans une perspective plus sociopolitique. La seconde s'intéresse au contenu même du design en termes d'instruments, ou moyen, et guidé par l'information logique. Dès lors, il est possible de dissocier le contenu du processus de mise en œuvre et d'ainsi considérer différentes conceptions comme des idéal-type, exempt de biais politique (Howlett, 2010). En se concentrant sur la substance de la politique publique, une recherche en conception de politique peut analyser à la fois les objectifs et les moyens pour les atteindre. La formulation des objectifs implique d'ailleurs des considérations de faisabilité liées aux contextes et aux instruments disponibles (Howlett, 2010). Nous nous rangeons dans la seconde dimension, insufflant ainsi une vision plus instrumentaliste à notre étude.

Plus spécifiquement, nous concevons l'approche du design en politique publique en tant qu'*optimisation* et qui se définit comme « une méthode permettant de trouver la meilleure solution (dans certaines limites) à un certain problème », à travers la transposition des connaissances (Van Buuren *et al.*, 2020). Il existe aussi deux autres approches, dont fait partie Romme *et al.* (2020), soit celle de l'*exploration* et celle de la *co-création*, qui perçoivent plutôt la conception comme étant respectivement un art créatif et un effort participatif (Van Buuren *et al.*, 2020). Ces dernières impliquent toutefois une participation active et itérative des chercheurs avec leur objet de recherche, une approche méthodologique hors des possibles pour notre présent mémoire, dus à l'échelle trop « macro » de notre sujet. La science de la conception demeure ainsi intrinsèquement axée sur l'amélioration de la pratique, contrairement à l'approche plus classique orientée vers le développement cognitif de théories explicatives, autrement dit le développement du savoir pour le savoir (Holmström, Ketokivi et Hameri, 2009). Notre épistémologie de recherche, en référence aux postulats sur ce qui constitue une connaissance acceptable, valide et légitime (Saunders, Thornhill et Lewis, 2009), se veut donc plus axée sur la science de la conception.

À première vue, nous nous écartons d'une vision plus traditionnelle de la recherche académique, notamment par la non-adhésion à la dichotomie épistémologique classique entre l'objectivisme et le subjectivisme, ontologiquement le réalisme et le nominalisme (Saunders *et al.*, 2009). La science de la conception comporte d'ailleurs des similitudes avec un autre paradigme de recherche connu, le pragmatisme. Dans celui-ci, la philosophie de recherche est avant tout déterminée par la question de recherche (Saunders *et al.*, 2009). Sans entrer dans les détails et nuances, ce paradigme perçoit le savoir comme justifié par l'action et l'expérience des résultats (Morgan, 2014). Dès lors, il s'oriente dans la pratique, c'est-à-dire qu'il base la recherche sur un problème réel dans une situation réelle pour trouver la solution effective à celui-ci, informant ainsi sur les actions futures (Saunders *et al.*, 2009), en se basant sur les croyances développées par les actions passées (Morgan, 2014). Ce n'est pas sans rappeler le but de la science de la conception qui est de produire des designs pour répondre à des objectifs et donc les pratiques futures (Romme *et al.*, 2020). Qui plus est, l'un des fondateurs de la science de la politique, Harold D. Lasswell, a basé une bonne partie de sa pensée sur les penseurs pragmatistes comme

Dewey et Pierce (Dunn, 2018). Dans la science de la conception, le chercheur s'intéresse à développer « un moyen de parvenir à une fin », un artefact pour résoudre un problème (Holmström *et al.*, 2009 : 67, traduction libre). Pour le pragmatisme la validité d'un concept, ou croyance dans la terminologie de Pierce, est définie en fonction de ses conséquences pratiques; si le résultat de l'action est bon, alors la croyance est vraie (Sanderson, 2009 : 708, traduction libre).

Ainsi, le pragmatisme considère l'acquisition de connaissance comme un continuum, contrairement aux philosophies de recherche plus classique que sont le positivisme et le constructivisme qui la positionne dans des extrêmes métaphysiques avec des barrières définies (Goles et Hirschheim, 2000). La première considère le savoir comme objectif, acquis par des preuves empiriques avec une approche déductive, et généralement associé aux méthodes quantitatives de recherche (Morgan, 2007). La seconde perçoit la connaissance comme relative, ou subjective, dont la complexité de la réalité implique une approche inductive utilisant des méthodes qualitatives (Morgan, 2007). En faisant fi de ces débats métaphysiques, acceptant la possibilité de cohabitation de ces deux modes de raisonnement, le pragmatisme permet, par cette flexibilité, d'adopter la démarche et la méthodologie de recherche la plus appropriée pour répondre à une question de recherche spécifique (Morgan, 2007).

Notre approche, bien qu'ayant une certaine affinité avec le pragmatisme par son acceptation de la connaissance comme un continuum, demeure orientée dans une perspective pratique de la science de la conception. De plus, nonobstant ce point, il demeure important, en tant que chercheur, d'aborder plus en détail certains aspects de notre philosophie face à notre sujet de recherche, notamment notre ontologie, qui nous distancie du pragmatisme de Pierce définie dans Morgan (2014). Par exemple, le positivisme dans l'analyse politique a été caractérisé comme « une croyance que l'intervention politique doit être basée sur les lois causales de la société et pouvant être vérifié par des observations empiriques neutres » (Dryzek, 2002 : 217). Bien que nous sommes d'accord avec la critique de Dryzek sur le fait qu'il n'existe pas de lois universelles qui fondent les sociétés, nous nous distançons de sa perspective lorsqu'il considère futile l'analyse politique exempte des compromis normatifs de la politique. La

vision pragmatique de Dunn (2017) répond bien à cette dichotomie en intégrant des aspects descriptifs et normatifs dans l'analyse politique :

« Policy analysis is partly *descriptive*. [...] to describe and explain the causes and consequences of policies. But it is also *normative* [...]. This normative commitment stems from the fact that analyzing policies demands that we choose among desired consequences (ends) and preferred courses of action (means). The choice of ends and means requires continuing trade-offs among competing values. » (Dunn, 2017 : 4)

Ainsi, le but d'une politique n'est pas toujours clairement explicité et est fortement influencé par les valeurs, donc empreint de son aspect politique, ce qui rend la définition d'une variable dépendante unique difficile (Dryzek, 2002). Conséquemment, différentes valeurs impliqueront aussi différentes variables dépendantes. C'est dans cette perspective que notre cadre conceptuel inclue les objectifs ciblés par le MACF, que nous considérons comme influent sur la variable dépendante, c'est-à-dire les choix dans le format. Notre recherche s'éloigne ainsi d'un positivisme pur qui fait normalement abstraction des subjectivités comme les valeurs, mais demeure dans ce courant général notamment par son affinité avec l'instrumentalisme. Pour cause, nous ne prenons pas de positionnement moral sur le choix des objectifs. Ils servent plutôt de guide pour l'optimisation des instruments de la politique du MACF.

Nous conservons donc une perspective ontologique qui se veut plus réaliste, car nous considérons nos variables indépendantes comme étant neutres et explicatives des concepts qu'elles représentent. La *spécificité économique* est justement opérationnalisée par des indicateurs quantitatifs que nous concevons comme la représentation la plus objective de la réalité. Pour cela, nous nous rangeons derrière les postulats sous-jacents à ceux-ci et donc de leur ontologie plus positiviste. L'utilisation de données secondaires favorise d'ailleurs ce constat en offrant une forme de distance avec l'objet de recherche (Saunders *et al.*, 2009).

Nous sommes toute de même conscients que le choix de ces indicateurs demeure subjectif au chercheur et est intrinsèquement lié à nos croyances, corolaire à une vision plus

constructiviste de la science. Bien que nous voyions ces indicateurs comme les plus représentatifs de notre concept, leur agencement demeure le fruit de notre vision du monde, insufflant un certain relativisme à notre perspective plus présente chez les réalistes critiques (Saunders *et al.*, 2009). Qui plus est, comme le mentionne Behfar et Okhuysen (2018), un chercheur n'est jamais qu'un simple rapporteur neutre de données, mais plutôt un raisonneur actif qui construit des liens pour développer des théories. C'est cette perspective de la recherche, associée au raisonnement abductif (Behfar *et al.*, 2018), que nous soutenons et adoptons dans ce mémoire.

Par ailleurs, nous nous rangeons derrière l'argumentaire de Dryzek (2002) lorsqu'il mentionne que d'attendre pour des vérifications empiriques avant de mettre en place une intervention politique est incohérent puisque les données nécessaires ne peuvent exister avant l'implantation même de la politique. Nous considérons donc que notre recherche, malgré les limites à sa capacité d'inférence, demeure nécessaire et pertinente pour l'avancement des connaissances dans le domaine. Surtout, comme explicitée précédemment, la science de la conception nous permet de formuler des propositions rationnelles, sans nous engager directement dans une normativité morale ni un positivisme causal. Notre recherche est donc conséquemment empreinte d'instrumentalisme, mais non naïve par notre conscience que les choix que nous avons pris, notamment dans la construction de notre concept de *spécificité économique*, sont subjectifs.

Nous voulons clore cette section fondamentale par certains commentaires sur les possibilités méthodologiques. En effet, la science de la conception et le pragmatisme sont fortement associés à des recherches de type participatif (Romme *et al.*, 2020) qui implique une forte dose d'implication du chercheur et donc de subjectivité (Behfar *et al.*, 2018). Puisque nous ne sommes pas en mesure d'utiliser ce type d'approche, nous chercherons à demeurer le plus objectif possible pour assurer la crédibilité des résultats. Nos résultats doivent ainsi être perçus comme le fruit d'un travail se voulant le plus neutre possible, au-delà des considérations précédentes et permettant une utilisation effective des connaissances que nous développons.

D'autre part, cette forte volonté d'ancrage de notre recherche dans la réalité, pour ainsi développer des savoirs directement transférables, nous a conduits dans une sorte d'impasse méthodologique. En ce sens, bien qu'une approche quantitative pure aurait pu donner des résultats intéressants, la quasi-inexistence du phénomène ne permet pas une stratégie basée sur l'inférence statistique. Dans la même perspective, l'objet de recherche, qui consiste en la relation entre la *spécificité économique* et le design du MACF, ne permet pas une approche avec des méthodes purement qualitative pour plusieurs raisons. La première est que la dimension du concept de *spécificité nationale* que nous avons choisi, celle *économique*, ne pouvait s'opérationnaliser de manière convaincante par des données qualitatives. La seconde est que l'existence seulement théorique du phénomène à l'étude aurait impliqué un trop grand risque de biais du chercheur dans le cas de collecte de données par entrevue. Finalement, nous considérons que la trop grande subjectivité liée aux méthodes qualitatives ne concordait pas avec les visées de notre recherche qui se veut plus pratique.

## **4.2 Stratégie de recherche**

La recherche de la méthodologie la plus adaptée et optimale pour mener à bien notre enquête avec des résultats probants nous a ainsi poussés à explorer toujours plus loin dans les journaux académiques pour trouver une démarche s'appliquant bien à notre questionnement et nos données. Conséquemment, nous avons fait de nombreuses allées et venues entre la question de recherche, la méthodologie et les résultats attendus, découlant en de nombreuses itérations de chacun d'eux et des possibilités qui en résulteraient. Force est de constater qu'aucune des méthodologies plus traditionnelles ne permet de véritablement arriver au résultat espéré.

Pour rappel, nous cherchons à comprendre comment les déterminants économiques et commerciaux d'un pays influenceront le choix de design d'un MACF. À cet effet, nous évaluerons sa structure économique et commerciale pour analyser les orientations possibles de l'outil d'ajustement frontalier. Le but de la recherche est donc d'examiner comment une politique d'ajustement du carbone peut être mise en place de la manière la plus satisfaisante en fonction des caractéristiques d'un État, mais aussi de ses objectifs.

Notre approche ne peut être qu'exploratoire étant donnée la relative nouveauté du phénomène.

Étudier un phénomène nouveau est complexe et nécessite une bonne dose de créativité et de rigueur puisqu'il n'existe généralement pas de courant théorique explicite pour l'étudier (Bukve, 2019a). Surtout, nous cherchons à lui donner un ton plus pratique pour développer des résultats applicables et servant d'outils à la prise de décision. Les possibilités pour ces cas sont généralement, soit d'employer une théorie développée pour un autre phénomène et vérifier sa capacité explicative dans un nouveau contexte, soit d'explorer le phénomène en vue de construire les bases pour une nouvelle théorie (Bukve, 2019a). Notre recherche se retrouve donc dans la deuxième approche. Bukve (2019a) mentionne qu'il est important dans ce cas que le chercheur connaisse bien le domaine de recherche. Avec l'analyse de la littérature que nous avons faite et continuons de faire depuis plusieurs mois pour répondre à notre question de recherche, nous sommes confiants que nous répondons à cette exigence.

En ce sens, nous avons bien trouvé des cadres théoriques dans la littérature sur les politiques publiques pour analyser l'élaboration des politiques (policy-design) et du transfert de politique (policy transfer) (Dunn, 2017; Mossberger *et al.*, 2003). De plus, le cadre conceptuel que nous avons développé est issu des connaissances construites dans le domaine des politiques de tarification du carbone, notamment les apports sur le format que peut prendre un MACF (Cosbey *et al.*, 2019; Keen *et al.*, 2022; Mehling *et al.*, 2019; Pirlot, 2022). Toutefois, aucune des approches ou connaissances théoriques ne permet de répondre adéquatement et pleinement à notre question de recherche.

En effet, la première s'oriente plutôt dans une analyse sociopolitique des dynamiques en jeu lors de la construction de politique, notamment à travers les acteurs impliqués et leur capacité, le processus politique, les institutions locales, etc. (Barbosa De Aguiar *et al.*, 2023). Nous nous en éloignons par l'intérêt non pas au processus, mais à la substance de la politique, et plus particulièrement dans son interaction avec les caractéristiques économiques d'un pays. En ce qui a trait aux savoirs développés sur le format des MACF, les études se sont concentrées sur une description des options, les objectifs, ainsi que les

contraintes légales liées à ces choix, outrepassant les considérations au regard du contexte économique du pays. Ces dernières ont donc été fortement utiles pour la construction d'un modèle conceptuel, mais insuffisantes ou inadéquates pour l'orientation que nous lui avons donnée.

Notre recherche est donc moins exhaustive, par son orientation spécifiquement économique qui fait abstraction de facteurs politiques, sociaux et culturels, mais par cela plus précise, en allant au-delà des simples considérations légales. Bien que cet aspect demeure une limite à notre recherche, elle est aussi une de ses forces qui, nous l'espérons, permettra d'enrichir les connaissances autant dans le domaine de l'élaboration de politique que celui des politiques de tarification du carbone.

Notre approche méthodologique se veut donc fortement exploratoire, basée sur une stratégie comparative orientée sur des cas (case-centred) (Della Porta, 2008). Bukve (2019b) considère cette approche comme une troisième stratégie de recherche entre celle basée purement sur des cas et celle basée sur des variables. Il l'a définie comme « the comparative study of a limited number of cases with the purpose of studying variation by use of non-statistical designs and methods » (Bukve, 2019a : 162). En fait, la stratégie comparative est argumentée comme étant la seule méthode scientifique disponible pour des études où l'unité d'analyse est sur une dimension macro et dont l'occurrence est trop faible pour permettre une inférence statistique forte (Della Porta, 2008). Elle se base non pas sur des tests statistiques, mais sur des raisonnements logiques (Della Porta, 2008).

Par ailleurs, si à première vue il peut être considéré que nous sommes plutôt dans une perspective orientée sur les variables, quelques caractéristiques de notre recherche poussent à l'opposé vers une orientation vers les cas. Effectivement, nous abordons les cas individuels comme des unités complexes (Della Porta, 2008), et même si les cas sont opérationnalisés par des variables, elles sont indissociables l'une de l'autre dans leur relation avec la variable dépendante. L'unité d'analyse, c'est-à-dire le pays, ne peut être anonymisée, contrairement au cas d'une orientation sur les variables (Della Porta, 2008).

À l'opposé, nous abordons aussi les variables, dans une première instance de notre travail, d'un point de vue anonyme, en leur définissant un effet sur la variable dépendante. Par

exemple, la participation à une CVM influence les choix décisionnels pour chaque option. Nous le percevons comme techniquement le même, peu importe le contexte. Toutefois, cette relation n'est ni exclusive ni suffisante, ne pouvant donc pas être observée en silo. En effet, le choix final pour l'option, par exemple de l'inclusion des exportations, ne peut pas être dissocié de la position dans les CVM, tout comme de la taille du marché ou de l'ouverture au commerce. C'est la combinaison des facteurs qui est le point déterminant, et non l'individualité de chaque variable.

Bref, nous considérons que notre stratégie comparative est plus axée sur des cas que sur des variables. Elle s'opérationnalise en étudiant les différences entre des pays dissemblables pour contraster les contextes et ainsi « faire ressortir les caractéristiques uniques de chaque cas particulier » (Della Porta, 2008 : 217, traduction libre).

### **4.3 Devis de recherche**

Dans l'objectif d'analyser la transférabilité d'une politique et son applicabilité à un différent contexte, nous commencerons par étudier le cas de l'UE et notamment des déterminants de sa *spécificité économique* que nous avons identifié dans le chapitre précédent. Mossberger *et al.* (2003) mettent de l'emphase sur l'importance de faire cette analyse détaillée du contexte initial pour identifier les différences et ainsi assurer un transfert réussi. Nous nous écartons toutefois de son approche qui est plus axée sur le contexte socioculturel pour nous concentrer sur celui économique.

Nous procéderons donc par une analyse comparative des facteurs économiques et commerciaux des deux pays pour établir les différences et similitudes. Par la suite, nous serons en mesure de mieux comprendre les choix faits par l'UE dans son design de MACF et les choix potentiels pour le design d'un MACF canadien. L'analyse comparative des structures commerciales des deux pays permettra d'examiner les phénomènes qui servent de justification aux objectifs pour la mise en place d'un MACF. Les différences dans leur matérialisation devraient logiquement influencer les choix dans le design, nous permettant d'offrir une prescription qui se conforme au contexte.

Dans les faits, nous commencerons par récolter les données des deux pays pour nous permettre de calculer tous les indicateurs que nous avons sélectionnés. Une fois que les données sont traitées et transformées en variables, permettant d'opérationnaliser notre concept de *spécificité économique*, nous procéderons à une comparaison entre les deux sous forme de graphiques et de tableaux. Ce faisant, nous identifierons les similitudes et différences. Ensuite, nous modéliserons les choix que l'UE a faits dans son design, que nous lierons à sa *spécificité économique*. Cela nous permet de déterminer quel objectif pourrait être atteint en fonction du contenu et du contexte. Une fois cette étape faite, nous évaluerons la nécessité de faire une deuxième itération de modèle avant de procéder aux deux dernières étapes, l'application au cas du Canada et la prescription. Ainsi, comme il n'est pas possible de déterminer le but exact, c'est-à-dire explicite et implicite, de la politique, nous développerons deux formats intermédiaires, chacun optimisé en fonction d'un objectif précis. La dernière phase sera de combiner en un format final, avec des compromis basés sur l'ampleur des risques.

À cet effet, comme la littérature l'a démontré, les preuves d'effets négatifs d'une tarification du carbone sont fortement démontrées théoriquement, mais empiriquement inconstant. Notre analyse des facteurs ne pourra donc évidemment pas non plus faire la démonstration effective de fuite de carbone ou de perte de compétitivité. Toutefois, elle pourra valider la présence et l'ampleur du risque associé à ceux-ci par la démonstration de canaux de fuite dans le commerce et de dépendance énergétique dans la production. Il s'agit ici d'explorer le phénomène, en se basant sur une approche *exploratory data analysis* (EDA). Les informations récoltées nous guideront dans la similarité des cas et dans l'objectif à poursuivre.

#### **4.4 Méthode**

Cette approche, mise de l'avant par Tukey dans les années 1970, privilégie l'étude et la visualisation des données avant d'avancer vers la vérification d'hypothèse (MacInnes, 2020a). En ce sens, EDA peut être perçu comme « the statistical embodiment of inductive research; through its visualization and quantitative techniques, EDA comprises the research practices that allow researchers to detect empirical phenomena. » (Jebb, Parrigon et Woo, 2017 : 267). Cette approche à ses forces puisqu'elle favorise le développement

de nouvelles connaissances en analysant en amont la structure et le schéma des données d'un phénomène. À l'opposé, ses faiblesses demeurent importantes, notamment une plus grande probabilité que les découvertes soient le produit du hasard, ne pouvant ainsi fournir des conclusions définitives, faute de preuves statistiquement solides.

L'EDA est donc une étape importante dans la recherche académique qui n'agit pas en remplacement des études dites confirmatrices (*confirmatory data analysis (CDA)*), mais bien en symbiose (Jebb *et al.*, 2017). D'un point de vue théorique, elle pousse à la découverte des conditions limites d'un phénomène, aussi appelé détection de phénomène (Jebb *et al.*, 2017). C'est précisément ce que nous cherchons à faire dans notre recherche puisque le phénomène n'est qu'à ses balbutiements empiriques, limitant la possibilité de faire des inférences statistiques basées sur des données *ex-post*. Il existe toute de même de nombreuses informations disponibles dans des ensembles de données qui peuvent être mobilisés et explorés pour développer la connaissance du sujet. Pour son fondateur, John W. Tukey, il est nécessaire de s'assurer que les renseignements importants contenus dans les données elles-mêmes ne soient pas négligés (MacInnes, 2020a).

À cet effet, l'utilisation de graphiques pour visualiser les données sera omniprésente dans notre étude. Elle a d'ailleurs deux fonctions qui consistent en deux étapes d'une recherche. Tout d'abord, elle favorise l'analyse initiale des données pour révéler des schémas ou des caractéristiques inattendus beaucoup plus explicitement qu'un tableau de chiffre (MacInnes, 2020a). Comme le fait valoir MacInnes (2020a : 9, traduction libre) « [...], ce n'est que sous forme de graphique que le détail numérique granulaire des données peut être vu d'une manière capable de suggérer des relations entre ses éléments constitutifs. ». Ensuite, les graphiques permettent de transmettre l'information de manière claire et concise et servent ainsi à communiquer efficacement les résultats de l'analyse (MacInnes, 2020a).

L'EDA demeure toutefois controversé et associé à des tromperies statistiques, comme le *p-hacking* bien qu'il se limite, aux yeux de Jebb *et al.* (2017 : 269, traduction libre), au cas où « les résultats découverts lors de l'exploration des données sont rapportés comme s'ils avaient été spécifiés à l'avance ». Toutefois, ce problème n'existe que dans le

contexte d'une CDA qui, par sa nature, « renonce à l'exploration pour fournir des preuves statistiques plus solides de ses effets. » (Jebb *et al.*, 2017 : 269, traduction libre). Pour limiter les critiques de manipulation des résultats, il demeure donc nécessaire d'être transparent dans la formulation de son devis de recherche en évitant de présenter une approche exploratoire comme étant confirmatrice et dont les conclusions sont définitives (Jebb *et al.*, 2017). Dans notre cas, nous avons développé un cadre théorique basé sur la littérature, que nous utilisons ensuite pour le cas de l'UE afin d'affiner notre modèle. Par la suite, nous l'appliquerons à nouveau avec le cas du Canada pour produire un argumentaire normatif sur le design du MACF. En ce sens, nous évitons le problème de *p-hacking*, en divisant nos données exploratoires, c'est-à-dire celle de l'UE, de celle « testant » notre cadre avec les données canadiennes, comme le suggère MacInnes (2020b).

« In other words, the error occurs when researchers rely on abductive reasoning to generate initial explanations but present them as deductively derived. The presentation of hypotheses as prethought ideas when they, in fact, emerge from patterns the researcher finds in the data (e.g., hypothesizing after results are known, or HARKing) leads to flawed knowledge claims that are labeled as certain when they can, in fact, only be plausible. » (Behfar *et al.*, 2018 : 327)

Ces considérations sur la valeur des résultats nous mènent au questionnement sur l'évaluation de la qualité d'une recherche.

#### **4.5 Critère de qualité**

Comme nous utilisons une approche originale dans notre étude, qui se rapproche d'une étude comparative, mais utilisant seulement des données quantitatives, il est difficile d'assurer la validité des résultats. En effet, aucun critère exact et s'appliquant parfaitement à notre recherche n'a été défini dans la littérature précédente. Pourtant, la nécessité d'appuyer nos résultats sur des critères de qualités éprouvés demeure importante afin de garantir la valeur académique de notre contribution. Dans cet esprit, nous avons opté pour suivre les lignes directrices pour « *improve 'theory related' contributions to international business research* » présenté par l'éditorial du neuvième numéro du volume 53 du *Journal*

of *International Business Studies* (Santangelo et Verbeke, 2022). Bien que ce journal se concentre sur les recherches au niveau des firmes internationales, plutôt que des politiques commerciales, il demeure pluridisciplinaire et intrinsèquement lié à notre objet d'étude, et donc cohérent avec notre perspective de recherche. Les auteurs identifient cinq types de contribution théorique : 1) *Éléments essentiels*; 2) *Liens proposés*; 3) *Mécanismes sous-jacents*; 4) *Éventualités et conditions limites*; 5) *Contribution à la modélisation conceptuelle* (Santangelo et al., 2022). Pour chacun des types, ils mettent de l'avant des recommandations concrètes pour assurer d'éviter les erreurs communes, en fonction de l'apport visé.

À première vue, nous sommes tentés d'argumenter que notre apport se situe dans la première catégorie, celle des *éléments essentiels*. En effet, nous proposons un nouveau concept, celui de la *spécificité économique*. Toutefois, il s'agit avant tout d'un construit théorique permettant d'englober l'ensemble des facteurs constituant le contexte national. Il n'est donc pas intrinsèquement nouveau. La nouveauté provient plutôt de la relation que nous suggérons avec le design de la politique de MACF qui n'a jusqu'à présent pas été analysé. D'ailleurs, la revue de littérature systématique de Zhong *et al.* (2023), qui a été publié à la moitié de notre recherche, vient valider notre orientation de recherche en confirmant l'importance de la spécificité du contexte, notamment économique, dans le design d'un MACF. Nous sommes donc plutôt dans la deuxième catégorie, celle des *liens proposés*. Dans ce cas, deux principes directeurs sont soulevés pour les erreurs liées à ce type de contribution.

La première erreur est ce qu'ils nomment (Santangelo *et al.*, 2022 : 1849) « *strained prescription* » et qui pourrait être compris comme un jugement normatif de la raison d'être de l'objet de recherche principal dans le domaine d'étude. Ainsi, ils critiquent la perte de vue de sa nature principale en théorisant seulement sur des dimensions connexes. En ce sens, « Theory in the social sciences is always a social construction itself, but prescriptive components of theory and the conceptual models derived from it should be made explicit and focus on how international business could be made better in an actionable sense » (Santangelo *et al.*, 2022 : 1849). Nous évitons ce piège en proposant deux objectifs

distincts, sans priorisation et qui sont reliés directement à l'objet de recherche principale, les politiques commerciales.

La deuxième erreur est de proposer un « nouveau » lien, omettant les connaissances déjà acquises dans le domaine (Santangelo *et al.*, 2022). Ils avancent donc l'importance de se baser sur la combinaison de variables utilisées dans des travaux antérieurs dans le domaine et de faire des efforts pour inclure toutes les variables explicatives plausibles et leurs liens (Santangelo *et al.*, 2022 : 1849). L'utilisation conséquente de différentes théories pour expliquer les effets des variables que nous avons sélectionnés sur l'objet de recherche permet d'éviter cette erreur. De plus, nous avons déjà explicité la limite à notre recherche qui n'aborde pas d'autres dimensions du sujet comme la politique et le social. Comme nous étudions un phénomène nouveau, il est difficile d'assurer d'avoir pris en compte toutes les variables potentielles. Des études subséquentes pourraient ainsi venir confirmer ou infirmer notre choix de variables.

Malgré que nous suivons ces lignes directrices, il nous faut tout de même aborder sommairement les critères plus classiques comme la fiabilité et la validité (Saunders *et al.*, 2009). La fiabilité s'inscrit dans une nécessité de réplication et de cohérence, c'est-à-dire qu'un chercheur peut reproduire les résultats s'il réapplique les mêmes étapes. Nos indicateurs peuvent être facilement répliqués et notre interprétation de ceux-ci est ancrée dans la littérature sur les CVM et le commerce traditionnel. Toutefois, l'interprétation des résultats de concordance entre la variable dépendante et la variable indépendante demeure plus subjective et biaisée par notre position en tant que chercheur.

En ce sens, comme nous l'avons déjà mentionné, la *spécificité économique* est un concept théorique, dont les déterminants l'opérationnalisant sont basés sur les fondements de la théorie des échanges, les rendant non seulement déjà acceptés par la communauté académique, mais aussi valable au regard d'une des formes de validité, celle du construit. Comme Bukve (2019a) le mentionne, un concept théorique ne peut pas être mesuré directement, mais plutôt à travers des indicateurs empiriques le décrivant. Le choix des bons indicateurs pour mesurer le concept est donc une des trois exigences en matière de validité pour assurer une recherche scientifique rigoureuse.

Elle se complémente par la *validité interne* et la *validité externe*. La validité externe concerne la possibilité de généraliser les résultats à d'autres contextes, alors que la validité interne implique l'exactitude de la relation rapportée entre les variables (Saunders *et al.*, 2009). Il faut toutefois mettre en perspective le but de notre recherche avant de parler de validité au sens scientifique du terme.

Notre recherche est à deux niveaux. Le premier est une exploration des impacts d'un concept théorique sur les caractéristiques d'un objet de recherche par la description des composantes de la *spécificité économique* et de leur influence sur l'atteinte des objectifs de la politique. Pour Saunders *et al.* (2009), une étude exploratoire peut difficilement remplir le critère de la validité interne, particulièrement par son absence d'inférence causale. Nous avons déjà discuté cet aspect, mais nous voulons préciser à nouveau que nos inférences entre les composantes et leur effet sont basées sur les connaissances développées dans la littérature académique et explicitement citées. Cela vient aussi favoriser notre validité externe. Effectivement, les relations que nous soutenons sont généralisables justement parce que fondées sur des piliers théoriques. Toutefois, il est aussi clair que les résultats finaux ne peuvent pas être directement généralisés puisqu'ils sont fortement induits par le contexte spécifique d'un pays. Ils sont donc plutôt *transférables*, terme plus utilisé en recherche qualitative et qui met de l'avant la subjectivité du lecteur pour décider s'il peut utiliser ces résultats dans un autre contexte (Saunders *et al.*, 2009). Pour cela, il importe d'être transparent dans nos étapes, ce que nous nous efforçons de faire.

Quant au deuxième niveau, il est axé sur la prescription en lien avec les résultats de notre enquête et donc plus normatif. La validité scientifique n'est pas possible dans ce cas, puisqu'il s'agit d'une visée plus pratique. Dans ce contexte, au regard de la science de la conception, la seule validité qui compte quant au résultat de la recherche (l'artefact), est qu'il remplisse le rôle (objectif) qui lui a été assigné.

Nous concluons ce chapitre méthodologique par un commentaire sur la sélection des cas. Notre approche plus appliquée a motivé le choix des cas. Ainsi, comme notre méthodologie n'est pas purement quantitative, il n'était pas nécessaire d'avoir un

échantillonnage probabiliste (Saunders *et al.*, 2009). Nous avons plutôt opté pour un échantillonnage raisonné et plus spécifiquement critique dans le cas de l'UE, car étant le seul pays à avoir officialisé l'implantation d'un MACF. Le choix du Canada a été fait sur la base de l'hétérogénéité pour assurer la plus grande variation possible, selon différentes caractéristiques nationales que nous avons énumérées dans la section 3.4 (Saunders *et al.*, 2009).

## 5. Données

### 5.1 Source de données

Dans l'optique de dresser un portrait de la *spécificité économique*, nous emploierons des données secondaires issues des tableaux d'entrées-sorties multi-pays. Ces derniers facilitent grandement le calcul des différents indicateurs que nous avons choisi, en permettant de saisir les relations interindustrielles entre tous les partenaires commerciaux (Afionis *et al.*, 2016). Ils ont d'ailleurs trouvé un fort écho dans la littérature académique, mais aussi institutionnelle à travers l'OCDE (Jiménez *et al.*, 2022; Koopman *et al.*, 2014; Kowalski *et al.*, 2015; Miller *et al.*, 2017; Timmer, Erumban, *et al.*, 2014). Toutefois, ces modèles nécessitent une grande quantité de données harmonisées qui ne sont pas facilement accessibles, obligeant le modélisateur à introduire un certain nombre d'hypothèses et un processus de calcul et de formalisation complexe (Afionis *et al.*, 2016). Avec ces considérations, il n'était pas réaliste pour notre mémoire de construire notre propre ensemble de données utilisant les données brutes produites par les départements statistiques pour chaque pays. Pour cette raison, nous optons pour l'utilisation de données secondaires compilées et longitudinales pour avoir un portrait évolutif de notre concept (Saunders *et al.*, 2009).

Ces ensembles de données ont été sélectionnés selon plusieurs critères. Tout d'abord, leur horizon temporel devait être assez large, commençant au minimum en 2005, année d'implantation du SPE européen, et au-delà de 2018, année d'implantation du système de tarification du carbone canadien. Cela nous permet d'avoir une vue d'ensemble de l'évolution de la *spécificité économique*. L'ensemble de données doit tout de même avoir un certain niveau d'agrégation pour faciliter la comparaison. Plus particulièrement, nous désirons traiter l'UE comme une seule économie, puisque l'intégration à cet organe supranational uniformise la politique douanière de tous ses membres, ainsi qu'une harmonisation partielle de leur politique commerciale. Il est donc important d'avoir des données qui excluent le commerce entre ses membres pour comprendre les impacts d'une politique de MACF sur ses échanges avec l'extérieur. Finalement, bien qu'évident, le dernier critère est celui de l'accessibilité de l'ensemble de données.

Ainsi, plusieurs options s'offraient à nous, remplissant plusieurs de nos critères, dont cinq principales identifiées par Tukker, Pollitt et Henkemans (2020), soit Eora, EXIOBASE, WIOD, GTAP-MRIO et ICIO de l'OCDE. L'avantage d'utiliser ce type de bases de données vient du fait qu'elles sont déjà uniformisées et donc permettent une comparaison plus rigoureuse que si nous utilisions les données glanées dans différents organes statistiques nationaux et qui nécessiteraient un long travail de concordance (Bacchetta *et al.*, 2012). Cependant, au regard de nos critères, deux se démarquaient, soit Eora et ICIO. Nous avons finalement sélectionné les bases de données de l'OCDE, car, malgré qu'elles s'arrêtent en 2018, elles se conforment à toutes nos attentes, contrairement à Eora. En effet, bien qu'elles se rendent jusqu'en 2021, l'accès aux ensembles gratuitement n'inclut que les données avant 2016.

Il existe plusieurs avantages à l'utilisation de données secondaires comme leur accessibilité, le fait qu'elle puisse dresser un portrait évolutif de la situation et surtout leur applicabilité à des contextes macro comme notre étude (Saunders *et al.*, 2009). Des désavantages existent toutefois, notamment l'absence de contrôle sur la qualité et différent type d'inadéquation avec la recherche incluant une difficulté d'agrégation ou liée au but initial de la collecte (Saunders *et al.*, 2009). Notre choix de bases de données permet, selon nous, d'éviter ces problèmes. En effet, les données proviennent d'un organisme international reconnu et elles ont été utilisées à de nombreuses reprises dans divers articles académiques (Tukker *et al.*, 2020). De plus, leur but lors de la collecte, c'est-à-dire d'identifier le portrait des échanges internationaux autant économique qu'environnemental, s'inscrit parfaitement dans notre orientation de recherche. Finalement, bien qu'il reste plusieurs limites à la qualité de certaines sources de données (Yamano *et al.*, 2020), il n'en demeure pas moins qu'elle représente le portrait le plus accessible et complet d'un phénomène macroéconomique et permettant un certain degré de comparaison.

Plus précisément, nous utiliserons les bases de données TeCO<sub>2</sub> pour les fuites de carbones (OCDE, 2021a) et TiVA pour la compétitivité (OCDE, 2021b), pour avoir un portrait du CO<sub>2</sub> imbriqué dans le commerce et de la valeur ajoutée dans le commerce pour chaque pays. Elles se basent sur une conception du commerce comme une chaîne de valeur

mondiale, c'est-à-dire que la production est constituée de plusieurs étapes pouvant être géographiquement éclatées, rendant les mesures conventionnelles du commerce incohérentes face à cette réalité (Guilhoto, Webbi et Yamanoi, 2022). Ces dernières considèrent seulement la provenance du bien final dans le calcul des échanges, faisant fi des intrants intermédiaires étrangers nécessaires à sa production. Surtout, ce type de commerce ne représente plus que 30 % de total mondial, alors que les échanges en biens intermédiaires sont plus denses que jamais (Yanikkaya et Altun, 2020). Pour prendre en compte cette nouvelle réalité des échanges, la base de données du TiVA considère la valeur ajoutée par chaque pays dans la production de biens et de services consommés dans le monde entier (Guilhoto *et al.*, 2022). Cela permet d'ailleurs d'éviter le problème de comptabilité double qui gonfle les chiffres. En effet, les statistiques commerciales classiques mesurent la valeur brute, ce qui implique que les intrants intermédiaires, qui traversent d'ailleurs plusieurs frontières, soient comptabilisés plusieurs fois (Yanikkaya *et al.*, 2020).

Le TeCO<sub>2</sub> est basé sur les mêmes principes (Yamano *et al.*, 2020). Conséquemment, il est dès lors possible de relier la consommation d'un pays, autant en valeur ajoutée qu'en émission, à la production étrangère, même en l'absence de relations d'échanges directes (Guilhoto *et al.*, 2022). En identifiant les liens commerciaux autant directs qu'indirects, nous pouvons avoir une meilleure idée de la situation commerciale réelle, notamment de la véritable source d'émissions. Ainsi, nous pouvons nous renseigner précisément sur l'origine et l'existence des canaux de risques. Au travers d'indicateurs que nous présentons dans la prochaine section, nous aurons un portrait suffisamment clair pour informer la direction la plus optimale que devrait prendre le design du MACF.

## **5.2 Indicateurs**

Grâce aux bases de données que nous avons choisies, qui sont fortement similaires, nous pouvons utiliser chacun des ensembles de données pour calculer chacun de nos indicateurs dans une perspective économique, avec le TiVA et, lorsqu'applicable, environnementale avec le TeCO<sub>2</sub>. Nous donnons un exemple de la logique de ce processus assez simple avec notre premier indicateur de la structure du commerce, le taux de pénétration des importations. Par la suite, nous définirons seulement l'indicateur, car le procédé sera le

même pour tous. Cette perspective ne s'applique évidemment pas à tous les indicateurs. De plus, notre recherche incluant une dimension de CVM, nous procéderons tous au long des mesures en utilisant les données autant du commerce brut que celui en valeur ajoutée, pour offrir une meilleure conjecture sur la réalité économique d'un pays.

### ***5.2.1 Déterminants externes***

Nos déterminants externes ont été sélectionnés à la suite de notre lecture approfondie de la littérature sur le commerce international et les CVM et que nous considérons importante pour développer un portrait complet de la *spécificité économique* dans le cadre qui nous intéresse, celui des MACF. La perspective des CVM renforce d'ailleurs la compréhension des flux d'échanges en identifiant les véritables sources de valeur ajoutée (Johnson, 2014). En effet, les données commerciales brutes impliquent une représentation du commerce international comme de simples relations bilatérales, alors que la réalité est tout autre, puisque, selon le pays, la valeur ajoutée représente entre 50 % et 90 % de ses exportations brutes (Johnson, 2014). Autrement dit, entre 10 % et 50 % de la valeur des exportations proviennent de l'achat d'intrant étranger.

#### ***5.2.1.1 Structure du commerce***

Ouverture au commerce : L'ouverture au commerce est définie par deux indicateurs complémentaires communément employés dans l'analyse commerciale (Bacchetta *et al.*, 2012), soit le taux de pénétration des importations et le commerce par rapport au PIB. Ce dernier permet de comprendre l'importance du commerce pour un pays, alors que le premier accentue la lecture de sa dépendance, justifiant l'utilisation concomitante de ceux-ci. Nous suppléons ce déterminant par l'utilisation de la méthodologie de l'UE pour identifier les secteurs fortement exposés aux échanges (Juergens *et al.*, 2013).

Comme déjà soulevé, évaluer les risques commerciaux liés à une politique unilatérale de tarification du carbone n'est pas une tâche évidente, notamment due aux nombreux autres facteurs qui entrent en jeu dans la décision de localisation de la production (Peters *et al.*, 2011). À cet effet, nous cherchons plutôt à évaluer si le potentiel de fuite est bien présent et l'ampleur de celui-ci. Nous optons donc pour une approche plus axée sur le commerce et la consommation d'émissions de GES. Nous cherchons ainsi à comprendre la

dépendance de la consommation d'un pays à l'importation d'émissions et de valeur ajoutée. Pour ce faire, nous utiliserons le taux de pénétration des importations, que nous appliquerons aux données d'émissions et de valeur ajoutée imbriquées dans le commerce. La formule originale est la suivante, que nous avons tirée de Bacchetta *et al.* (2012) :

$$\mu_{jt} = \frac{m_{jt}}{C_{jt}}$$

Dans lequel  $m_{jt}$  représente l'importation du bien  $j$  au cours de l'année  $t$ , alors que  $c_{jt}$  est la consommation intérieure du même bien au cours de la même année et  $\mu_{jt}$  le taux de pénétration du bien  $j$  au temps  $t$ . Pour notre recherche, nous ne modifions pas l'équation, mais plutôt la nature des données employées. Comme discuté précédemment, l'utilisation de la valeur ajoutée permet d'avoir un portrait plus précis du commerce en désagrégeant les importations de biens intermédiaires de ceux finaux. Pour le cas des fuites de carbone, le taux de pénétration des importations devient ainsi le taux de pénétration des émissions alors que  $m_{jt}$  et  $c_{jt}$  s'identifient respectivement comme les émissions étrangères de CO<sub>2</sub> incorporées dans la demande finale intérieure et le total des émissions de CO<sub>2</sub> incorporées dans la demande finale intérieure.

À notre connaissance, personne n'a utilisé cet angle pour comprendre les risques d'une politique de tarification du carbone unilatérale. Il est possible que cela vienne du fait qu'une telle approche n'offre pas une réponse définitive à l'existence du phénomène, dû à sa simplicité qui ne prend pas en compte le côté politique. Il demeure malgré tout un indicateur de ce que l'on pourrait appeler fuite de carbone induite par la consommation, en opposition à celles induites par la politique. Nous la considérons comme suffisante et révélatrice dans le contexte descriptif et normatif de notre recherche. Peters *et al.* (2008a) ont utilisé une mesure similaire pour évaluer le taux de fuite de carbone, mais considéraient la production au lieu de la demande finale, avec une direction des échanges limités aux pays non-signataires du Protocole de Kyoto.

De plus, nous voulons remédier à l'une des principales critiques de la méthode basée sur la consommation liée au fait qu'elle ne prend pas en compte les différentes intensités de carbone entre les pays (Jakob, 2021). Pour ce faire, nous calculerons l'intensité d'émission

dans le commerce brute. Nous calculerons aussi cette dernière dans sa dimension en valeur ajoutée. L'utilisation des intensités d'émissions permet de soustraire l'effet d'échelle, l'un des trois effets du commerce et donc de conserver seulement les impacts liés à la composition des échanges et les différences de technologies de production entre les pays (Duan *et al.*, 2021 : 3). Concrètement, le calcul des intensités d'émissions dans les échanges représente le concept de terme de l'échange de pollution (TEP) mis de l'avant par Werner Antweiler et qui consiste en un rapport entre la teneur en polluants par unité monétaire d'exportation et la teneur en polluants par unité monétaire d'importation (Grether et Mathys, 2013).

En ce sens, un pays sera perçu comme « gagnant » lorsque son TEP est en dessous de 1, signifiant que les émissions incorporées dans ses importations sont plus importantes que celles incorporées dans ses exportations (Grether *et al.*, 2013). Autrement dit, le pays importe les aspects les plus polluants de son économie et produit ceux qui le sont moins. Inversement, un pays étant au-dessus de 1 est perdant dans le sens où le commerce a augmenté ses émissions locales.

Le deuxième indicateur de l'ouverture au commerce, celui du ratio échange-PIB, sert aussi à estimer la dépendance au commerce dans la croissance, et donc l'impact potentiel d'une politique commerciale restrictive. Il se calcule simple avec la formule suivante (Bacchetta *et al.*, 2012) :

$$O^i = \frac{X^i + M^i}{Y^i}$$

Où  $X^i$ ,  $M^i$  et  $Y^i$  sont respectivement les exportations totales, les importations totales et le PIB du pays  $i$ . Nous emploierons ici la valeur ajoutée présente dans le TiVA et dont le résultat revient sensiblement au même que dans le calcul du PIB par l'approche par la production<sup>9</sup>. En effet, dans les autres bases de données de l'OCDE que nous avons consultées (STAN et les comptes nationaux<sup>10</sup>), la valeur ajoutée totale dans le STAN était égale à celle dans les comptes nationaux. Dû à différent postulat et calcul, notamment

---

<sup>9</sup> Valeur ajoutée brute plus les impôts moins les subventions sur les produits.

<sup>10</sup> <https://stats.oecd.org/>

pour assurer un équilibre entre les données (Guilhoto *et al.*, 2022), la valeur ajoutée dans le TiVA est plus élevée que dans le STAN, mais légèrement en dessous d'environ 5 %, des autres mesures du PIB que nous avons trouvé, puisqu'il manque les taxes sur les biens finaux. Nous considérons cette marge comme un moindre mal pour assurer une cohérence entre nos différentes données.

Finalement, similaire à l'indicateur du taux d'ouverture, l'intensité des échanges par secteur est utilisée par l'UE pour identifier les industries admissibles aux permis d'émissions gratuits (Juergens *et al.*, 2013). Il est défini comme le ratio de la somme des exportations et des importations sur la taille du marché (Juergens *et al.*, 2013) :

$$Ti = \frac{Xj + Mj}{TOj + Mj}$$

Où Xj, Mj et TOj représente les exportations, les importations et le chiffre d'affaires du secteur j. Le seuil minimum pour qu'une industrie soit considérée comme intensive est de 30 % (Juergens *et al.*, 2013). Toutefois, cet indicateur est utilisé conjointement avec le coût du carbone qui sera présenté dans la section sur la dépendance énergétique. Lorsqu'employé en parallèle de celui-ci, le seuil est réduit à 10 %.

Une plus grande ouverture au commerce a été associée à une volatilité macroéconomique nationale plus importante, notamment par une plus grande vulnérable aux chocs mondiaux autant dans l'offre que dans la demande (di Giovanni et Levchenko, 2009). Les secteurs les plus ouverts se déconnectent d'ailleurs du cycle économique national, en s'arrimant à celui mondial (di Giovanni *et al.*, 2009). Dans ce contexte, une politique commerciale se doit d'être conséquente avec l'ampleur des risques externes associés. En ce sens, si un pays est fortement ouvert, sa croissance devient soumise au dynamisme de ses échanges, limitant possiblement les orientations de sa politique commerciale. Il faut noter que cela implique aussi la dépendance de sa croissance aux émissions étrangères. De plus, une plus grande ouverture est aussi liée à une plus grande spécialisation (di Giovanni *et al.*, 2009), ce qui justifie d'ajouter des indicateurs sur la prépondérance de certains produit et pays dans le système commercial d'un pays.

Concentration des partenaires: Bien que les échanges soient internationaux, les pays ont une tendance générale à commercer plus intensément avec un nombre restreint de pays (Wang *et al.*, 2022), pour de nombreuses raisons qui vont de la proximité géographique ou culturelle, aux accords internationaux et avantages comparatifs, bref lorsque les coûts des échanges sont le plus bas (Anderson *et al.*, 2004). Comme nous nous intéressons à une politique commerciale, il est important de connaître la composition géographique des liens commerciaux. À cet effet, nous construirons un indice de la proportion de chaque partenaire dans les importations et exportations totales d'un pays. Ce calcul s'exprime simplement par les exportations du pays  $i$  vers le pays  $j$ , divisées par le total des importations du pays  $j$ . Nous répéterons l'opération pour les données sectorielles pour comprendre la composition des échanges par industries.

Par la suite, nous calculerons l'indice Herfindahl-Hirschman (IHH) des importations et pour les exportations, et ce, pour les données géographiques et sectorielles. La formule, qui est la somme des carrés des parts sectorielles (partenaires) dans les exportations (importations) totales, s'exprime comme suit (Bacchetta *et al.*, 2012) :

$$h^i = \sum_k (S_k^i)^2$$

Où  $S_k^i$  est la part du secteur (pays)  $k$  dans les exportations ou les importations du pays  $i$ .

Cet indice, utilisé fréquemment dans les analyses de fusion et d'acquisition et des effets sur la concurrence, peut être vu comme une simple mesure du pouvoir de marché, et donc de la dynamique de compétitivité d'un marché (Magee et Magee, 2008). Son utilisation dans le contexte des échanges internationaux (Magee *et al.*, 2008; Vivoda, 2019) offre un portrait similaire. Ayant une valeur située entre presque 0 et 10 000, plus elle est élevée, plus la concentration est forte et donc plus le niveau de dépendance peut causer un risque lorsqu'il y a un choc (Vivoda, 2019). L'utilisation de cet indice nous permettra de synthétiser l'information de la composition des échanges sous un seul indicateur, tout en démontrant le niveau de dépendance au commerce qui pourrait venir entrer en jeu dans le choix de la politique du MACF. Surtout, la diversification a été étudiée comme source d'atténuation de la volatilité et donc de sa capacité à résister aux chocs (di Giovanni et

Levchenko, 2012). Nous serons donc mieux en mesure de comprendre certains risques liés à l'implantation d'un MACF, notamment sur les relations avec les partenaires et les difficultés d'acceptation par les industries. Cette partie nous permettra aussi de faire une étude sur l'avantage comparatif révélé, en ciblant les secteurs clés.

Indicateur relativement simple, il offre la possibilité d'identifier quel secteur a un avantage comparatif dans les échanges en évaluant sa prépondérance dans le commerce national et international. Il se calcule comme suit (Bacchetta *et al.*, 2012) :

$$RCA_k^i = \frac{X_k^i / X^i}{X_k / X}$$

Où  $X_k^i$  représente les exportations du pays  $i$  pour le bien  $k$ ,  $X^i$  le total des exportations du pays  $i$ ,  $X_k$  le total des exportations mondiales du bien  $k$  et  $X$  le total des exportations mondiales.

Dans une perspective de fragmentation du commerce en chaîne de valeur, nous utiliserons aussi les données en valeur ajoutée, qui implique de faire le même calcul, mais en remplaçant les variables par la valeur ajoutée locale dans la demande finale étrangère, dont la somme de tous les secteurs se dénote comme le revenu des CVM, en opposition au terme revenu des exports (Timmer, Los, *et al.*, 2014). Cette méthode établit donc la spécialisation d'un pays dans certaines activités de production d'un bien et non la production du bien total. Pour cette raison, Beaudreau (2013) l'a rebaptisé avantage comparatif vertical révélé (RVCA), un terme que nous emploierons par la suite. De plus, Bacchetta *et al.* (2012) conseil de faire une normalisation de l'indice pour retirer l'asymétrie de la mesure. En effet, un avantage comparatif à une valeur entre 1 et infini, alors que le désavantage comparatif est limité entre 0 et 1. La normalisation proposée est simple et se calcule comme suit :

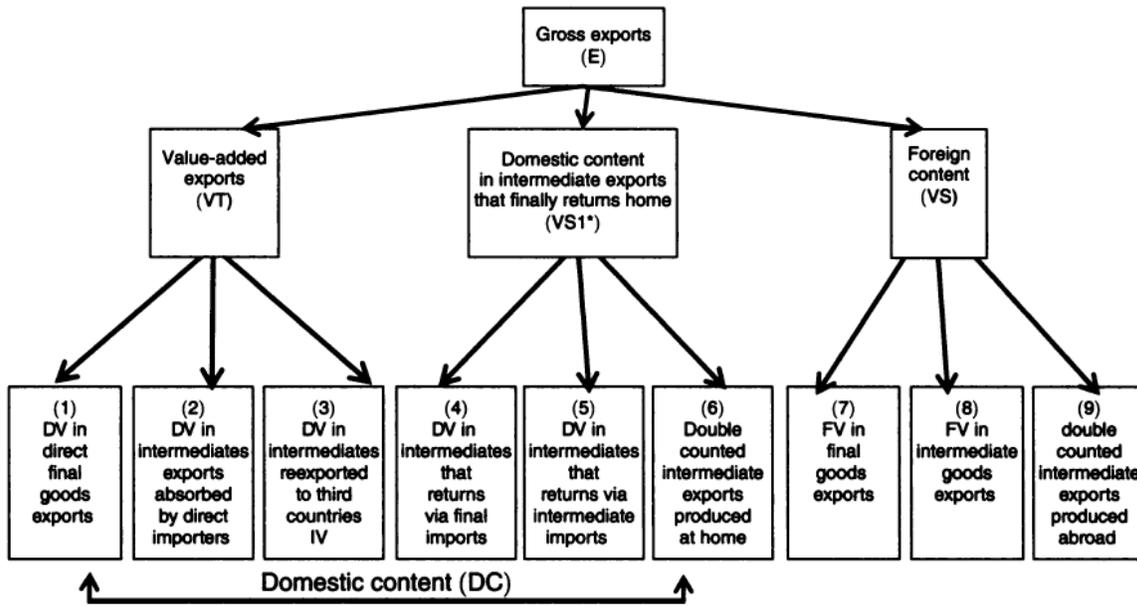
$$NRCA_k^i = \frac{RCA_k^i - 1}{RCA_k^i + 1}$$

Cette normalisation déplace le seuil de l'avantage à 0 et les valeurs extrêmes à -1 et 1. L'interprétation diffère toutefois selon les données brutes et les données en valeurs ajoutées (Timmer, Los, *et al.*, 2014). Ainsi, un NRCA au-dessus de 0 pour une industrie signifie qu'elle représente une part plus importante du revenu d'exportation d'un pays, par rapport à la part dans le revenu des autres pays. Le NRVCA est plus spécifique, puisqu'il identifie la spécialisation dans certaines activités de la chaîne de valeur mondiale liées à la production d'un produit (Timmer, Los, *et al.*, 2014). Conséquemment, un NRVA positif exprime qu'un pays reçoit une plus grande part de ses revenus CVM en ajoutant de la valeur au bien produit par rapport aux autres pays. Comme le précise Timmer, Los, *et al.* (2014 : 643), un avantage comparatif vertical n'implique pas systématiquement que le pays est aussi un gros exportateur du bien, puisqu'il peut être dû à la réalisation d'activités lucratives en amont du processus de production, ou encore produire pour un vaste marché intérieur.

Ce dernier indicateur nous aide ainsi à mieux saisir les secteurs importants pour le pays et par cela le risque de mettre des entraves au commerce pour ceux-ci.

#### 5.2.1.2 Structure des chaînes de valeur mondiales

La deuxième dimension des déterminants externes de la *spécificité économique* est la structure des CVM dans lequel le pays participe. Pour la saisir, nous optons pour deux indicateurs, soit la participation et la position dans les CVM. Les fondements pour le développement des calculs de participation viennent de Koopman *et al.* (2014) qui ont présenté un cadre unifiant les mesures de la spécialisation verticale et du commerce à valeur ajoutée de la littérature. Pour ce qui est du positionnement, les textes fondateurs sont notamment ceux de Antràs *et al.* (2012), Fally (2012) et Miller *et al.* (2017) (cité dans Mancini *et al.* (2022)). Dans les deux cas, la différenciation entre les exportations de biens intermédiaires et de produit fini est à la base de la différenciation entre exportation brute et exportation en valeur ajoutée. Pour cela, Koopman *et al.* (2014) ont divisé le contenu des exportations brutes en différentes catégories. Nous présentons leur résultat à la figure 5.1.



**Figure 5.1** Comptabilité des exportations brutes : Concepts

Source : (Koopman *et al.*, 2014 : 482, traduction libre)

Les exportations sont ainsi comprises en deux grandes catégories, soit la valeur ajoutée étrangère (7,8,9) et le contenu domestique (1,2,3,4,5,6). Nous n'utilisons pas la terminologie de Koopman *et al.* (2014), mais plutôt celle de Aslam, Novta et Rodrigues-Bastos (2017), desquels nous reprenons les équations. Ces derniers réutilisent sensiblement la même méthodologie, mais offrent une simplification de celle-ci. Ainsi, la valeur ajoutée étrangère représente FVA (7,8,9), alors que la valeur ajoutée domestique est DVA (1,2,3,4,5,6). Dans le cas d'une analyse de CVM, nous nous intéressons plus spécifiquement aux valeurs 3, 4 et 5 qui forment ce qui est identifié comme la valeur ajoutée indirecte (DVX) et le FVA (Aslam *et al.*, 2017).

La participation dans les CVM : Ainsi, le FVA est identifié dans la littérature comme un indicateur de la participation en amont, alors que le DVX identifie la participation en aval, lorsqu'ils sont mis en relation avec le total des exportations (Aslam *et al.*, 2017; Najarzadeh *et al.*, 2021). La participation générale du pays se définit par l'équation suivante (Aslam *et al.*, 2017):

$$GVC_{Participation} = \frac{DVX + FVA}{\text{Gross Exports}}$$

Où DVX représente la valeur ajoutée locale dans les exportations d'un autre pays et FVA la valeur ajoutée étrangère dans les exportations du pays. Plus le ratio est grand, plus un pays participe dans des CVM.

Cet indicateur demeure simple, mais nous aiguille tout de même vers la propension d'un pays à être actif dans des CVM. Nous le suppléons avec un autre indicateur proposé par Koopman *et al.* (2014), celui de la position dans les CVM.

Position dans les CVM : Nous nous basons à nouveau sur le texte de Aslam *et al.* (2017) pour développer l'équation. Ainsi, le ratio proposé permet de mesurer la position en amont dans une CVM, c'est-à-dire la distance avec la demande finale. Plus l'indice est large, plus le pays se situe dans les premières étapes de transformations, impliquant une spécialisation dans les ressources naturelles ou la production d'intrant intermédiaire dans une longue CVM. À l'opposé, les pays en aval ont tendance à avoir une plus grande part de spécialisation verticale du côté des importations en valeur ajoutée étrangère (Koopman *et al.*, 2014). L'indice de position se calcule comme le rapport logarithmique entre valeur ajoutée indirecte et valeur ajoutée étrangère (Aslam *et al.*, 2017) :

$$GVC_{Position} = \ln\left(1 + \frac{DVX}{\text{Gross Exports}}\right) + \ln\left(1 + \frac{DVX}{\text{Gross Exports}}\right)$$

L'un des avantages d'évaluer plus en profondeur la composition du commerce d'un pays avec les CVM est la possibilité de voir les échanges indirects et donc de comprendre la portée qu'une politique mal ciblée peut avoir. De plus, comme le note Kowalski *et al.* (2015 : 11, traduction libre), « Dans le monde des chaînes de valeur mondiales, la compétitivité des exportations est inextricablement liée à l'accès à des importations intermédiaires à des prix compétitifs. ». Un pays a donc un compromis complexe à faire dans ses choix entre économie et environnement.

Surtout, un aspect important dans la spécialisation verticale est sa plus grande sensibilité au coût des échanges comparativement au commerce traditionnel, dû au fait qu'il traverse

plusieurs frontières (Ma et Van Assche, 2010). En ce sens, il a été mis de l'avant l'effet cumulatif des tarifs frontaliers dans une CVM dont le résultat peut être exponentiel (Muradov, 2017). Outre l'impact des multiples frontières, cette situation est aussi induite par le fait que « les coûts commerciaux s'appliquent à la valeur brute des exportations plutôt qu'à la valeur nette générée par le dernier producteur » (Muradov, 2017 : 488, traduction libre).

Qui plus est, l'identification des avantages comparatifs au regard de ses CVM nous permet d'approfondir la compréhension des enjeux qui sont inclus dans les décisions sur le format du MACF. Autant la participation en amont qu'en aval peuvent être bénéfique pour un État, il n'y a donc pas d'intérêt systématique à favoriser l'un ou l'autre (Van Der Marel, 2015). De plus, la position face à la participation exercera une influence directe sur la compétitivité de l'industrie (Johnson, 2014). Une participation en amont est moins sensible aux coûts étrangers, puisque moins consommatrice d'intrant intermédiaire. Une participation plus en aval est quant à elle plus sensible aux coûts étrangers puisqu'elle incorpore plus de valeur ajoutée dans sa production, s'accumulant à chaque étape de production (Johnson, 2014). Dès lors, ses exportations peuvent être plus vulnérables aux facteurs endogènes lorsque la production implique surtout des facteurs primaires, mais exogènes lorsqu'elle implique de la valeur ajoutée extérieure. Conséquemment, plus une CVM est complexe, plus elle implique de liens et plus la transmission d'un choc en amont s'accumulera en aval. Cela implique qu'une augmentation des coûts des échanges diminuera la longueur de la CVM (Mancini *et al.*, 2022) ou autrement dit, une plus faible participation dans les CVM au profit de l'activité locale.

Il demeure important de spécifier que notre indicateur de position demeure relativement simple et approximatif. En effet, il ne prend pas en compte la longueur de la chaîne, c'est-à-dire le nombre d'étapes de production avant le produit fini (Fally, 2012). Il existe toutefois des méthodes proposées justement par Antràs *et al.* (2012); Fally (2012); Miller *et al.* (2017) qui permettent de calculer un indice de position plus détaillé qui prend en compte la distance en utilisant les matrices d'entrée-sortie de pays. Mancini *et al.* (2022) ont d'ailleurs produit une base de données de la position dans les CVM pour tous les pays et industries en utilisant ces méthodes. Elle est disponible pour plusieurs sources de

donnée, incluant celle du TiVA de l'OCDE, ce qui nous permet une intégration facile à nos résultats. Cependant, leurs données demeurent limitées pour notre présente recherche, puisqu'elles n'incluent pas l'UE comme une région distincte excluant le commerce entre les pays de l'UE. Nous ne pouvons donc qu'employer leurs résultats que pour le cas du Canada. Toutefois, cela nous permettra d'être plus précis dans notre proposition de MACF puisque nous prendrons en compte la situation complète des CVM du Canada.

Ainsi, cette base de données mesure à la fois la distance de la demande finale (*upstreamness*) et la distance des facteurs de production (*downstreamness*). L'utilisation conjointe des deux indices permet une lecture encore plus précise de la position dans une CVM, notamment quand des industries ne nécessitent pas beaucoup d'intrants, mais sont proches de la demande finale. Pour l'*upstreamness*, la valeur minimum est 1, signifiant que le produit est directement consommé sans autre étape de fabrication. Plus la valeur est élevée, plus le bien est loin de la demande finale et donc plus il est en amont. Pour le *downstreamness*, l'indice mesure la distance par rapport aux facteurs de production, soit la source de valeur ajoutée. À nouveau, le minimum est de 1. Plus la valeur est élevée, plus l'industrie est en aval, signifiant que son processus de production comprend une plus grande valeur d'intrants intermédiaires par rapport à son utilisation de facteurs de production primaire (capital, main-d'œuvre et ressource naturelle) (Mancini *et al.*, 2022).

La jonction des deux indices peut être représentée, comme dans l'étude de Scarffe (2022), sous forme de diagramme à quatre cadrans et dont la ligne de démarcation horizontale est la moyenne des industries du pays dans une perspective *downstream*, tandis que celle verticale est pour la perspective *upstream*. Si une industrie se retrouve dans le cadre en haut à gauche, cela signifie qu'elle est dans les débuts de la CVM et donc qu'une perturbation de l'industrie causerait un choc de l'offre dans tout le reste de la chaîne (Scarffe, 2022). Lorsqu'une industrie est située en haut à droite, elle se positionne au milieu de CVM complexe. En ce sens, sa perturbation peut causer des chocs autant de demandes que de l'offre (Scarffe, 2022). Une industrie en dessous à gauche de la moyenne a une courte CVM. Conséquemment, des dysfonctionnements dans celle-ci n'ont que peu de risque de propagation impactant d'autres industries, sauf dans le cas de l'électricité qui est un intrant majeur dans les processus de production (Scarffe, 2022). Finalement, une

position en bas à droite est représentative d'entreprise à la fin d'une CVM, dont les problèmes causeraient un choc de demande pour les industries plus en aval (Scarffe, 2022).

### ***5.2.2 Déterminants internes***

Nos déterminants internes sont plus simples, mais nécessaires, car il pourrait dicter les orientations du pays, notamment par leurs influences sur le coût des échanges. Ils incluent la taille, la composition de l'industrie et l'intensité énergétique générale de sa production.

#### **5.2.2.1 Taille**

Plusieurs dimensions peuvent être comprises lorsqu'il est question du concept de taille, soit économique, démographique, géographique et politique (Alouini *et al.*, 2020). Ces dimensions ayant chacune leur force et leur faiblesse, leur pertinence dépendra du sujet de recherche. La dimension politique est difficilement quantifiable et est ainsi exclue de notre analyse. Les trois autres ont été utilisés conjointement par Peters *et al.* (2008a), suggérant une corrélation entre la taille du pays, compris selon ces trois dimensions, et les émissions imbriquées dans les échanges. L'utilisation de variable géographique comme la superficie permet des postulats sur l'importance des ressources naturelles dans un pays ou le dynamisme, lié à la densité de la population (Alouini *et al.*, 2020). Puisque nous analyserons la composition de l'industrie comme second indicateur, rendant inutile le postulat des ressources, et que la densité interne peut difficilement indiquer à elle seule le dynamisme, nous optons pour retirer la dimension géographique de notre indicateur. Conséquemment, pour évaluer la taille du pays, nous utiliserons sa population et le PIB comme variables. Ces deux variables ont d'ailleurs été abondamment utilisées comme indice pour la taille d'un pays, autant individuellement que conjointement (Alouini *et al.*, 2020). Ces deux mesures nous permettent d'avoir un portrait sur la richesse d'un pays et donc de son niveau de consommation relatif, pouvant être un facteur d'attrait pour les biens étrangers. À cet effet, le PIB sera aussi indexé par rapport au PIB mondial, nous permettant de positionner l'économie du pays par son importance dans le monde. Nous utiliserons les données de la Banque mondiale pour cet indicateur (World Bank, 2023c).

Encore une fois, l'utilisation de donnée provenant d'un organisme international nous assure une meilleure comparabilité et nous évite le travail d'harmonisation.

La taille du marché influence d'ailleurs la participation dans les CVM. Un marché plus gros a tendance à être moins engagé en amont et plus en aval, venant du fait qu'ils ont un plus grand bassin de biens intermédiaires produit localement (Kowalski *et al.*, 2015).

#### 5.2.2.2 Composition de l'industrie

Notre second indicateur interne est une simple identification du portrait de l'économie nationale et de ses secteurs les plus importants. Avoir ces informations permet de mettre en perspective avec le commerce extérieur pour mieux connaître les capacités internes d'un pays et de ses besoins qui sont remplis par la production étrangère. D'ailleurs la structure de l'industrie a un lien direct avec la participation dans les CVM. Ainsi, une plus grande part du secteur manufacturier dans le PIB augmente le taux de participation en amont et réduit celui en aval (Kowalski *et al.*, 2015). Nous nous baserons donc sur la part de la valeur ajoutée de chaque secteur au PIB national. Nous pouvons aussi identifier les industries les plus émettrices en rapport avec la valeur ajoutée qu'elles engendrent. Notre dernier indicateur est aussi dans cette orientation.

#### 5.2.2.3 Dépendance énergétique

Le but de ce dernier indicateur est d'avoir un portrait de l'énergie utilisée dans la production, autant locale qu'étrangère. Ainsi, nous utiliserons les données présentes dans le TeCO<sub>2</sub> sur l'intensité de la production en GES pour comprendre l'implication énergétique dans la production et dans la consommation. L'intensité de CO<sub>2</sub> nous permet de calculer combien de pollution un pays ou secteur émet par unité produite. À cet effet, l'indicateur du TeCO<sub>2</sub> établit combien de tonnes d'émissions sont émises pour 1 million de dollars américains (Yamano *et al.*, 2020). Nous calculerons aussi l'indicateur en utilisant les données de valeur ajoutée qui donne la possibilité d'isoler la production locale de celle étrangère. Pour se faire, le ratio n'est plus calculé sur la production brute, mais sur la valeur ajoutée de la production. Nous pouvons par cela mieux comprendre le niveau de pollution engendré par l'économie locale sans l'apport du commerce. Parallèlement,

nous pouvons aussi calculer le coût de la politique de tarification du carbone nationale pour les industries. Ce dernier indicateur sert de barème pour définir les secteurs à risque du SESEQ-UE et qui sont admissibles à des allocations gratuites de permis. La formule est un ratio du coût du carbone sur la valeur ajoutée (Juergens *et al.*, 2013) :

$$Cc = \frac{(Dci + Ici) * Pc}{GVAi}$$

Où *i* représente le secteur, *Dci* les émissions directes, *Ici* les émissions indirectes, *Pc* est le prix du carbone et *GVAi* est la valeur ajoutée brute. Une industrie dont le *Cc* est au-dessus de 30 % peut être considérée à risque de fuite de carbone. Si l'indicateur est utilisé conjointement avec l'indicateur d'intensité des échanges présentés plus haut, complétant les critères de sélection des industries FIEEEEC, le seuil est réduit à 5 % (Juergens *et al.*, 2013).

De plus, il est aussi possible d'estimer un tarif douanier équivalent selon le prix du carbone et le pays d'origine. En ce sens, l'impact du taux d'ajustement à la frontière est variable et proportionnel selon la provenance du bien et l'intensité de sa production. Conséquemment, plus un bien à une valeur ajoutée élevée par rapport à son intensité en carbone, moins le ratio du coût d'ajustement sera élevé.

Cette logique risque d'être plus importante pour les biens FIE et ceux plus en amont, mais aussi affecter plus particulièrement les pays en développement qui ont une tendance à avoir une plus forte intensité d'émissions (Eicke *et al.*, 2021). Au-delà des technologies de production, c'est aussi une plus grande propension à utiliser des énergies fossiles pour répondre aux besoins énergétiques qui vient jouer sur cet effet. Mettre en relation l'intensité des importations avec la production locale permet aussi de donner une idée des risques de fuites de carbone (Böhringer *et al.*, 2021).

Ainsi, une bonne partie de la pollution dans la production est issue de l'utilisation d'énergie fossile (Böhringer *et al.*, 2021). Nous emploierons donc des données sur la source de production d'électricité que nous obtenons encore une fois des bases de données de l'OCDE (OCDE, 2015). Cela complétera le portrait énergétique en ayant une

meilleure idée des sources indirectes d'émissions dans la production, des risques qui s'y rattachent et des pays qui seront plus sensibles aux différents formats du MACF. De plus, Böhringer *et al.* (2021) ont démontré qu'une part croissante des émissions des pays provient de la production d'électricité. En conséquence de quoi, même si la technique de production d'un bien a une meilleure performance environnementale, si la source d'énergie électrique n'est pas basse en carbone, l'impact environnemental persiste.

Le prochain chapitre portera sur les résultats de notre recherche en présentant le portrait de la *spécificité économique* de nos deux cas à travers l'ensemble des indicateurs que nous venons d'énumérer.

## 6. Résultats

### 6.1 Portrait de la spécificité économique de l'Union européenne

#### 6.1.1 Déterminants internes de l'UE

Nous commençons ce chapitre par le portrait de la spécificité économique de l'UE, duquel nous pourrions tirer nos premières conclusions de son influence sur le design du MACF. Ce portrait, divisé en deux dimensions, en est un autant économique, à travers sa production et ses échanges en valeur monétaire, qu'environnemental par les émissions imbriquées dans ceux-ci.

Nous débutons par établir sa situation intérieure avec les déterminants que sont sa taille, la composition de son économie et sa dépendance énergétique. L'Union européenne est ainsi une organisation régionale qui unit politiquement et économiquement 27 pays européens en 2023. Avec une population de 447 millions d'habitants en 2018, elle représente le troisième pays le plus peuplé dans le monde derrière la Chine et l'Inde et justement les États-Unis (OCDE, 2023). Elle se classe toutefois deuxième pour son produit intérieur brut avec 15 043 milliards de dollars américains derrière les États-Unis et devant la Chine (3<sup>e</sup>) et le Japon (4<sup>e</sup>).<sup>11</sup>

Ainsi, l'UE peut être considérée comme une économie prépondérante dans le monde, autant par son bassin de population que par sa production qui n'a pas cessé d'augmenter avec le temps. Pour comprendre la part que joue chaque secteur d'activité dans la croissance de son économie, la figure 6.1 nous démontre la composition de son industrie par rapport à sa production brute, alors que la figure 6.2 fait de même pour la valeur ajoutée.

---

<sup>11</sup> Selon la méthode de calcul, le taux de change utilisé et les données, la Chine est parfois devant les États-Unis et l'UE. L'ordre du classement exact n'a pas d'influence sur notre recherche.

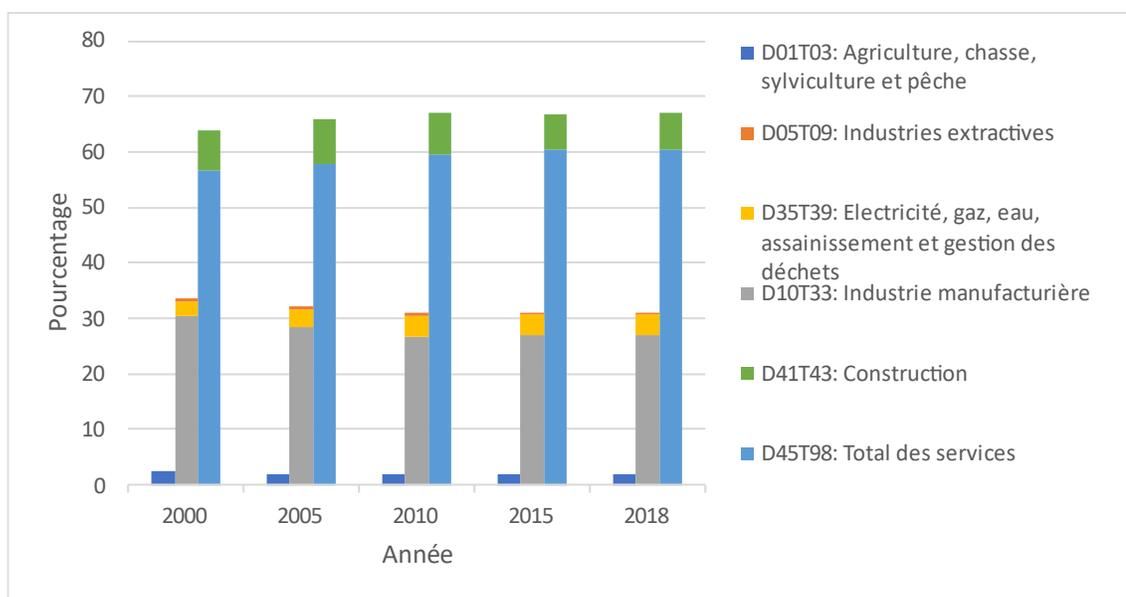


Figure 6.1 — Composition de l'industrie par secteur principal de l'UE (production brute)  
**Source :** construit par l'auteur avec les données du TiVA (OCDE, 2021a)

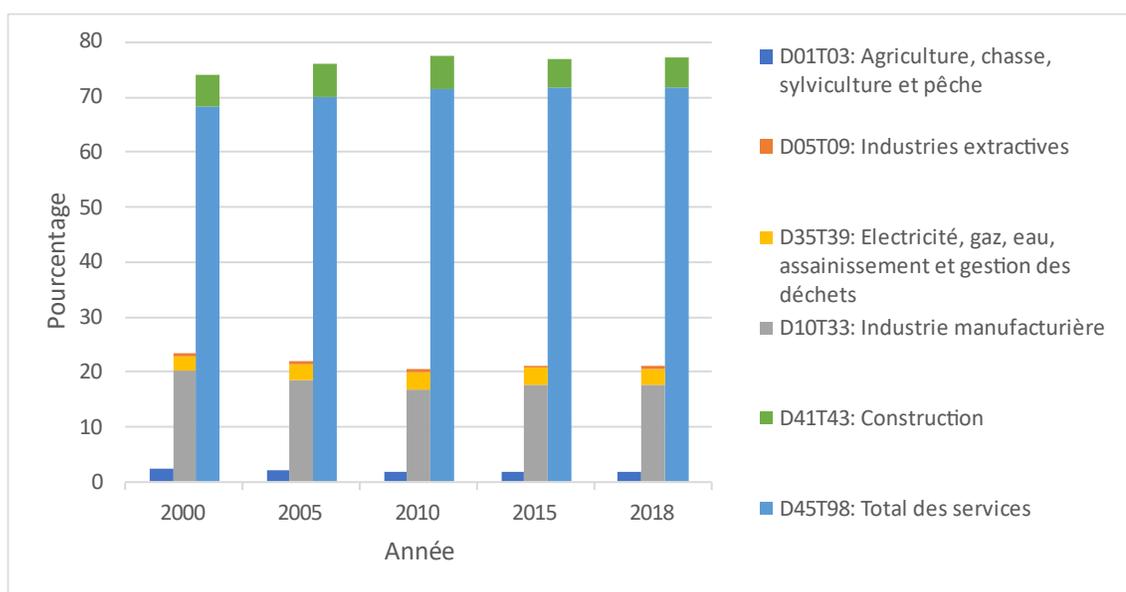
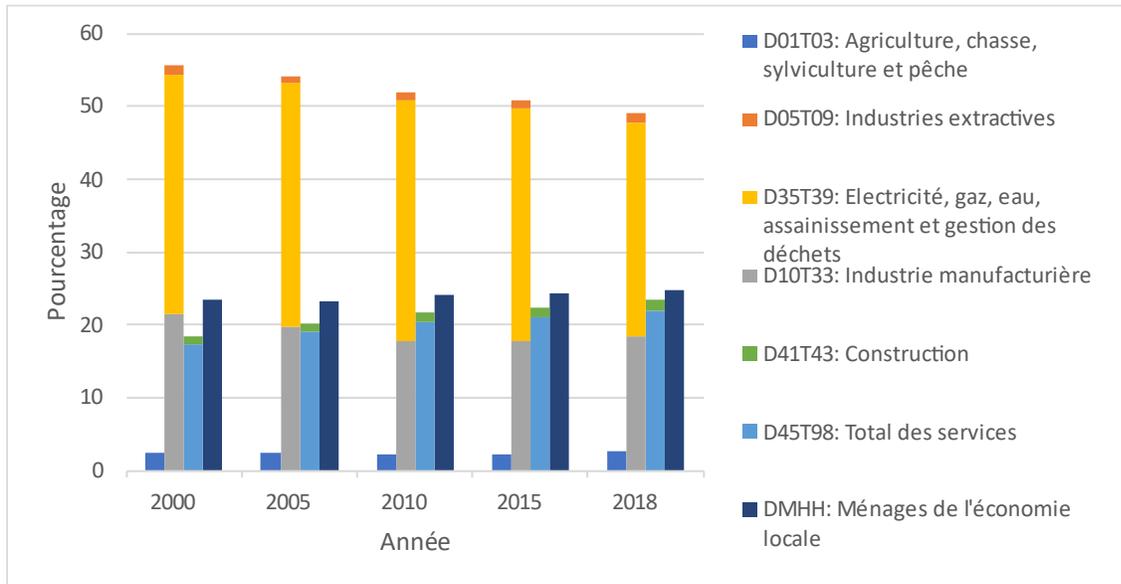


Figure 6.2 — Composition de l'industrie par secteur principal de l'UE (valeur ajoutée)  
**Source :** construit par l'auteur avec les données du TiVA (OCDE, 2021a)

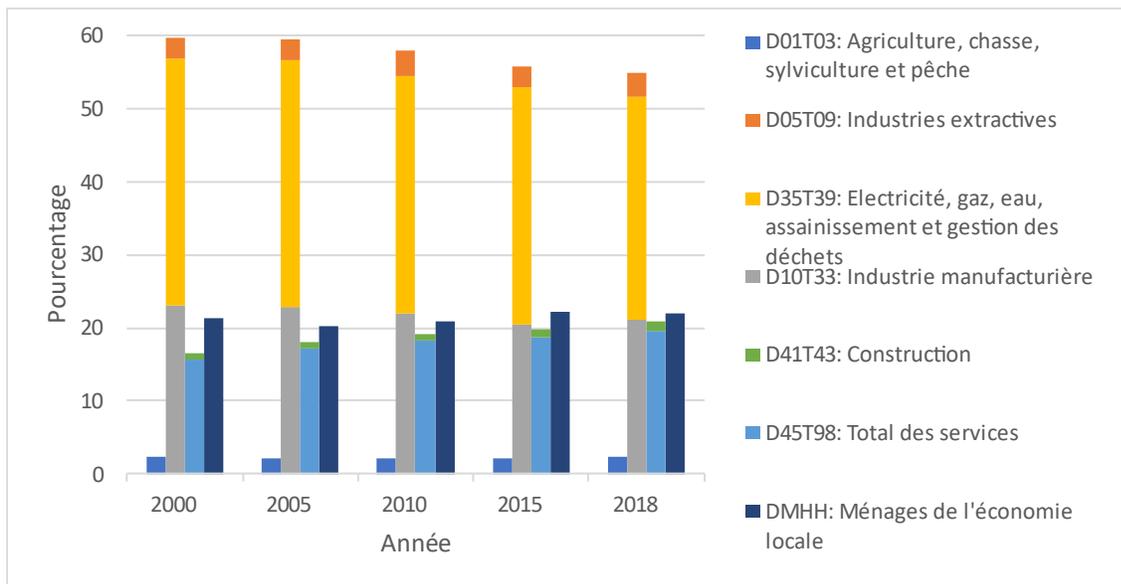
Ces figures nous démontrent clairement que le secteur des services est le moteur pour la croissance du pays, autant en termes de production que de valeur ajoutée. Comme nous nous intéressons à l'impact environnemental aussi, il demeure important de voir si la structure est la même pour les émissions. L'évolution de la composition des principaux

secteurs d'émissions dans l'économie est présentée aux figures 6.3 et 6.4, respectivement pour la production et pour la demande finale, c'est-à-dire la consommation.



**Figure 6.3 — Composition de l'industrie par secteur d'émissions de l'UE (production)**  
 Note : La figure inclut une section pour les ménages locaux qui fait référence à la combustion de carburants pour les véhicules à moteur par les ménages et de gaz naturel à usage résidentiel.

**Source :** construit par l'auteur avec les données du TeCO<sub>2</sub> (OCDE, 2021b)



**Figure 6.4 — Composition de l'industrie par secteur d'émissions de l'UE (consommation)**  
 Note : La figure inclut une section pour les ménages locaux qui fait référence à la combustion de carburants pour les véhicules à moteur par les ménages et de gaz naturel à usage résidentiel.

**Source :** construit par l'auteur avec les données du TeCO<sub>2</sub> (OCDE, 2021b)

Sans surprise, la composition est différente, avec le secteur des industries comme principal émetteur de pollution. Les services demeurent un secteur polluant, bien que moins prépondérants comparativement à sa part dans la croissance. Son niveau relativement élevé d'émission vient avant tout de l'industrie du transport et de l'entreposage qui contribue pour 63,37 % du total du secteur, soit 13,18 % de la consommation totale de l'économie européenne.

D'ailleurs, en séparant la production de consommation, nous pouvons voir les premiers risques de fuites de carbone. En effet, l'UE a produit 3 051,2 millions de tonnes de CO<sub>2</sub> en 2018, le troisième plus haut total derrière la Chine et les États-Unis. Cela représente une diminution de 422,7 millions, ou 12 % comparativement aux émissions de 2000. Au niveau de sa consommation, c'est plutôt 3 453,8 millions de tonnes qui ont été rejetées en 2018, soit une diminution de 10 % par rapport au niveau de 2000. Ainsi, la balance carbone entre la production et la consommation a augmenté durant cette période, passant d'un déficit de 9 % à 12 %, signifiant une dépendance accrue dans les émissions étrangères.

Le dernier déterminant nécessaire à notre portrait intérieur est celui de la dépendance énergétique. Tout d'abord, l'intensité d'émission dans la production, c'est-à-dire le nombre de tonnes d'émissions de CO<sub>2</sub> par million de dollars américains (t/M\$), a fortement décliné depuis 2000, et ce, pour tous les secteurs d'activités. D'un point de vue général, l'intensité est passée de 508,14 t/M\$ à 202,83 t/M\$, une diminution de 60 %. En accord avec les résultats précédents, la disparité entre les secteurs est elle aussi très importante, les services totaux ayant une intensité de 61,85 t/M\$ en 2018 comparativement à 474,42t/M\$ pour les industries. Le tableau 6.1 résume l'évolution des secteurs, alors que le tableau 6.2 présente l'évolution des industries les plus intenses en émissions.

**Tableau 6.1 Intensité de la production des principaux secteurs de l'UE  
(Tonnes/million dollar américain)**

Secteur	Année				
	2000	2005	2010	2015	2018
<b>D01T03: Agriculture, chasse, sylviculture et pêche</b>	529,49	394,60	303,75	298,20	289,14
<b>D10T33: Industrie manufacturière</b>	538,96	348,12	260,57	241,18	212,17
<b>D05T39: Industries (extraction, fabrication, électricité, gaz et eau)</b>	1209,29	802,97	620,68	578,12	474,42
<b>D41T98: Total des services (y compris la construction)</b>	126,28	86,04	68,93	69,75	61,85
<b>D45T98: Total des services</b>	128,51	88,20	70,62	70,72	62,30
<b>DTOTAL: TOTAL</b>	508,14	323,81	246,89	240,37	202,83

Note : La base de données du TeCO2 de l'OCDE calcule un facteur d'émission par le ratio de la production de CO2 sur la production brute. Notre calcul est basé lui aussi sur la production de CO2 comme numérateur, mais le dénominateur est la valeur ajoutée. L'intensité est en conséquence plus élevée que celle de l'OCDE.  
**Source :** Construction de l'auteur avec les données du TeCO2

**Tableau 6.2 Intensité de la production des industries les plus émettrices de l'UE  
(Tonnes/million dollar américain)**

Industrie	Année				
	2000	2005	2010	2015	2018
<b>D35: Électricité, gaz, vapeur et air conditionné</b>	9106,42	5373,40	3576,58	3682,25	2997,24
<b>D24: Industrie métallurgique</b>	3735,22	2190,68	1798,57	1834,16	1663,48
<b>D19: Cokéfaction et raffinage</b>	3607,15	2176,66	2097,27	1748,16	1330,39
<b>D05T06: Extraction de matières premières énergétiques</b>	1514,16	514,50	545,38	964,80	1095,46
<b>D23: Autres produits minéraux non métalliques</b>	1804,98	1274,93	1096,72	1170,16	1023,82
<b>D49T53: Transports et entreposage</b>	1068,21	737,01	631,40	642,38	584,57
<b>D03: Pêche et aquaculture</b>	1033,50	703,47	536,27	633,68	581,88

**Source :** Construction de l'auteur avec les données du TeCO2

La diminution importante de l'intensité dans tous les secteurs d'activité peut être mise en relation avec la part des énergies renouvelables dans la production d'électricité, et dans l'offre d'énergie totale. Ainsi, l'UE est passée de 16 % à 32 % d'électricité provenant de source renouvelable, tandis que l'évolution était de 7 % à 15 % pour la production d'énergie totale.

Les catégories que nous avons présentées sont volontairement larges et parfois imbriquées l'une dans l'autre. Nous avons fait ce choix pour donner un aperçu initial de la situation

du pays, mais aussi pour identifier les secteurs les plus pertinents à notre analyse. Dans la dernière section, nous avons commencé à préciser les résultats pour certaines industries spécifiques ayant un potentiel plus élevé de risque en identifiant celles ayant la plus forte intensité. Toutefois, cet indicateur n'est pas nécessairement le plus démonstratif, puisqu'il inclut des industries comme la pêche qui ne représente que 0,16 % du total des émissions de l'UE.

Nous optons donc pour une autre méthode de sélection en choisissant les industries dont la participation aux émissions totales du pays est au-dessus de la moyenne et hors secteur des services. En ce sens, nous excluons aussi l'industrie du transport et de l'entreposage, car, malgré un niveau de pollution élevé, elle n'est pas à risque de fuite de carbone ou de perte de compétitivité puisque sa délocalisation n'est pas possible. Finalement, nous ne prenons pas en compte le secteur primaire, c'est-à-dire l'agriculture et la pêche, car ce sont des secteurs avec des CVM courtes et qui se positionnent proche de la demande finale et des facteurs primaires. Les risques associés y sont donc différents. De plus, ils n'ont pas de prix du carbone directement associés à leurs émissions (Keen *et al.*, 2022). En prenant en compte ces caractéristiques, l'industrie D20 s'ajoute.

## **6.1.2 Déterminants externes de l'UE**

### *6.1.2.1 Structure du commerce de l'UE*

Pour nos déterminants externes, la première série de variables est liée à la structure commerciale et plus particulièrement à l'importance du commerce dans son économie. Il s'agit ainsi d'indicateurs qui témoignent de la dépendance au commerce pour sa croissance, autant dans sa consommation intérieure d'importation que ses revenus d'exportation.

Le taux d'ouverture de l'UE est relativement petit, autant en production brute qu'en valeur ajoutée, avec respectivement 39,88 % et 31,61 % en 2018, une évolution d'environ 7 % depuis 2000. Lorsque nous appliquons la même formule, mais avec les données d'émissions, le rapport est plutôt de 68,49 % en ce qui a trait à la production, comparativement à 45,11 % pour la consommation en 2018 alors qu'il était de 49,81 % et 35,65 % en 2000. L'augmentation est plus marquée et témoigne d'une part grandissante

d'émissions dans le commerce. Dans cette perspective, on peut considérer que la demande finale de CO<sub>2</sub> est moins alimentée par les échanges que dans le cas de sa production. Il est important de rappeler que la production étant un indicateur brut, il existe un important risque de comptabilisation double et d'une mauvaise assignation de l'origine.

Le prochain indicateur, le taux de pénétration des importations, vient compléter le portrait de la structure commerciale en établissant ce qui peut être considéré comme représentant la dépendance envers la production extérieure. Il est donc l'un des plus importants pour comprendre les risques liés à une politique de tarification du carbone unilatérale. Les données démontrent qu'au niveau économique, l'UE n'est que peu dépendante envers l'étranger, puisque le taux est de seulement 14,76 % pour la valeur ajoutée en 2018 et encore moins en valeur brute avec 9,50 %. À l'opposé, dans sa dimension environnementale, il est beaucoup plus élevé avec 28,38 % pour la demande finale, légèrement au-dessus de la moyenne de la période qui est de 26,27 %.

Ces données demeurent une agrégation et il importe d'avoir un portrait plus spécifique des principales industries que nous avons identifiées selon les critères de la sous-section précédente. La figure 6.5 démontre donc l'évolution dans le temps de six secteurs d'activité au niveau de leurs émissions. Nous remarquons qu'avec le temps, les émissions provenant de l'extérieur ont haussé de manière plus marquée avant 2008 pour se stabiliser par la suite. Cela est en accord avec les études précédentes qui ont démontré une diminution des échanges après la crise de 2008 (Miroudot *et al.*, 2020). Les taux de pénétration élevés supposent un risque accru de ne pas être en mesure d'appliquer efficacement la politique carbone intérieure pour ces secteurs. La figure 6.6 nous montre son pendant économique, dans laquelle nous pouvons voir que le taux est généralement moins élevé.

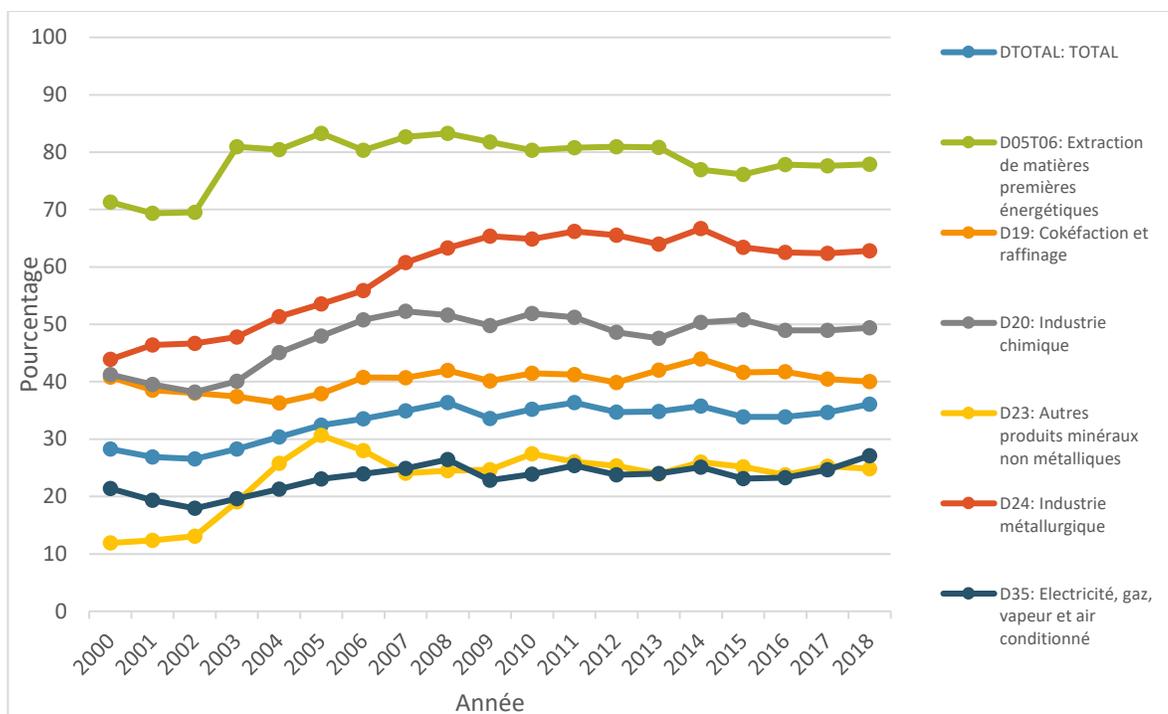


Figure 6.5 — Évolution du taux de pénétration des importations d'émissions des industries les plus polluantes de l'UE

Source : construit par l'auteur avec les données du TeCO2 (OCDE, 2021b)

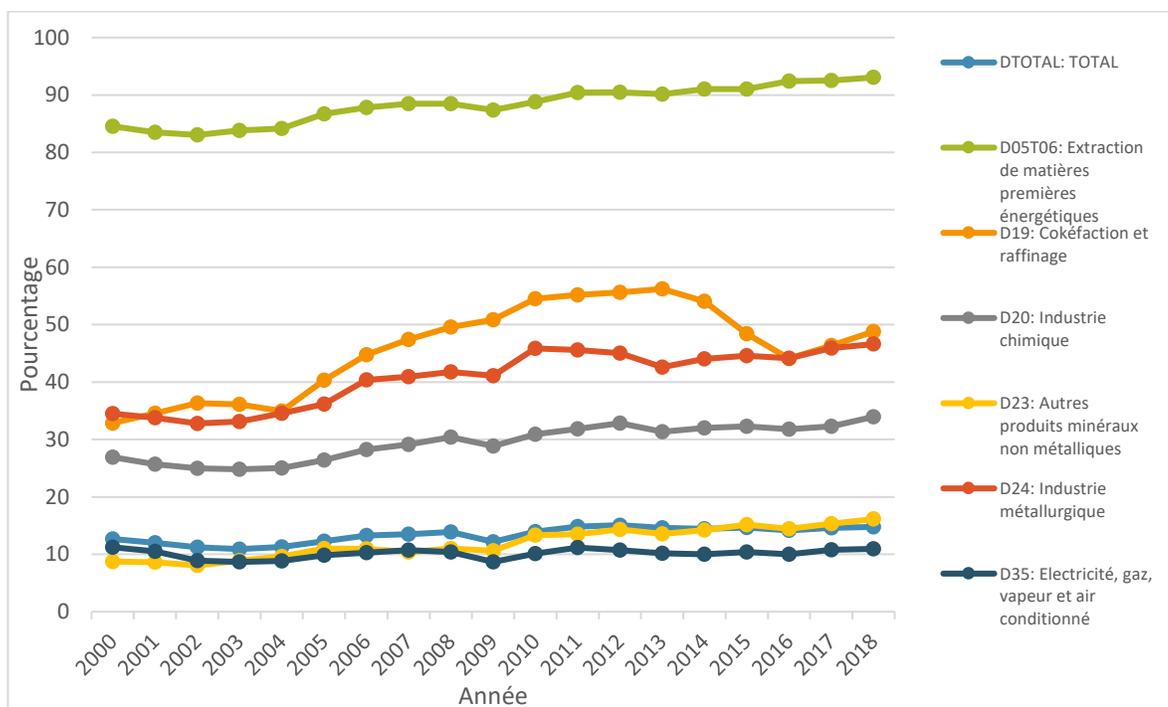


Figure 6.6 — Évolution du taux de pénétration des importations des industries les plus polluantes de l'UE

Source : construit par l'auteur avec les données du TiVA (OCDE, 2021a)

L'UE a d'ailleurs un terme de l'échange en pollution en commerce brut généralement favorable avec 0,58 en 2018, une légère amélioration comparativement au 0,63 du début 2000. Ainsi, l'UE a tendance à exporter des biens à moins grande intensité d'émissions et à faire produire ailleurs ceux avec un plus grand taux d'émission. Bien sûr cela prend en compte l'ensemble de l'économie, incluant les services. En les excluant, les termes s'améliorent encore plus avec 0,53 en 2000 et 0,48 en 2018. Les partenaires commerciaux de l'UE sont donc, même en excluant les services, en moyenne plus polluants.

En termes de concentration de ses partenaires, l'UE est bien diversifiée avec un indice de concentration (IHH) faible de 918 en 2018 pour l'importation en valeur ajoutée. Ses principaux partenaires économiques sont les États-Unis (17,2 %), la Chine (13,6 %) et le Royaume-Uni (10,6 %). Le niveau de concentration des partenaires émetteur est légèrement plus élevé avec 1166. Le classement change toutefois plus drastiquement pour ce qui est de ses principaux partenaires avec la Chine en première (24,5 %), la Russie (14,1 %) et les États-Unis (7,7 %). La Russie compte d'ailleurs pour seulement 6,9 % du commerce en valeur ajoutée. Il s'agit ici d'un bon exemple qu'au-delà de la prépondérance d'un partenaire dans les échanges, c'est aussi le type de biens échangés qui influencera le taux d'émissions.

Ainsi, les résultats pour la concentration des importations dans les industries sélectionnées sont plus élevés, comme en témoigne le tableau 6.3.

**Tableau 6.3 Indice de concentration des partenaires commerciaux dans les importations sectorielles de l'UE en 2018**

Secteur	IHH CO2	IHH VA
<b>DTOTAL</b>	1166	918
<b>D05T06: Extraction de matières premières énergétiques</b>	1889	2222
<b>D19: Cokéfaction et raffinage</b>	1677	1888
<b>D20: Industrie chimique</b>	1791	1227
<b>D23: Autres produits minéraux non métalliques</b>	1755	1896
<b>D24: Industrie métallurgique</b>	1921	1363
<b>D35: Électricité, gaz, vapeur et air conditionné</b>	1630	993

Source : Calcul de l'auteur avec les données du TiVA et du TeCO2

Bien que l'indice au niveau des industries soit généralement au-dessus de 1000, ligne séparatrice d'un marché peu concentré, il demeure en dessous de 2500 au-dessus duquel un marché est considéré comme fortement concentré (Jiménez *et al.*, 2022).

Finalement, notre dernier indicateur de la structure commerciale, l'avantage comparatif révélé, nous démontre une évolution dans le temps. La méthode que nous avons suivie donne en principe la spécialisation des exportations d'un pays et plus spécifiquement celle verticale, puisque nos calculs se basent sur la valeur ajoutée. Des six industries que nous analysons, l'UE a conservé un NRVCA depuis 2000 dans trois d'entre-elles, soit les secteurs D20, D23 et D35. Pour le reste, l'UE a un désavantage comparatif continu depuis le début 2000.

Pour comprendre l'impact environnemental de ces avantages comparatifs, il faut lier ceux-ci à l'intensité d'émissions dans la production, ainsi que la part des principaux exportateurs vers l'UE. L'UE a un désavantage comparatif en 2018 dans les secteurs D05T06, D19, D24. Ses principaux partenaires commerciaux sont présentés au tableau 6.4. Nous avons décidé d'exclure le « reste du monde », car la catégorie est trop agrégée pour donner l'information nécessaire à notre contexte.

**Tableau 6.4 Intensité de la production des principaux partenaires commerciaux de l'UE en 2018 (Tonnes/million dollar américain)**

Industrie	Pays					
	Russie (19,9%)	Norvège (11,7%)	Arabie Saoudite (9,3%)	Kazakhstan (4,8%)	États- Unis (3,6%)	UE
D05T06: Extraction de matières premières énergétiques						
Intensité d'émissions	193,70	144,50	33,60	381,30	651	1095,46
D19: Cokéfaction et raffinage	Russie (37,9%)	Chine (11,3%)	États-Unis (9,6%)	Arabie Saoudite (5,3%)	Inde (4,7%)	UE
Intensité d'émissions	961,16	768,84	567,22	934,57	1578,88	1330,39
D20: Industrie chimique	Chine (27,3%)	États-Unis (15,6%)	Royaume- Uni (6,2%)	Japon (5,4%)	Corée du Sud (4,9%)	UE
Intensité d'émissions	900,09	456,87	191,05	545,89	276,90	338,23

<b>D23: Autres produits minéraux non métalliques</b>	<b>Chine (39,5%)</b>	<b>États-Unis (8,8%)</b>	<b>Royaume-Uni (6,3%)</b>	<b>Japon (5,7%)</b>	<b>Turquie (5,5%)</b>	<b>UE</b>
<b>Intensité d'émissions</b>	1651,80	778,55	662,37	869,01	3251,34	1023,82
<b>D24: Industrie métallurgique</b>	<b>Chine (30,3%)</b>	<b>Russie (10,8%)</b>	<b>Japon (9,5%)</b>	<b>États-Unis (8,7%)</b>	<b>Turquie (6,2%)</b>	<b>UE</b>
<b>Intensité d'émissions</b>	3854,10	2075,88	1281,36	890,61	1723,69	1663,48
<b>D35: Électricité, gaz, vapeur et air conditionné</b>	<b>Chine (22,3%)</b>	<b>Russie (11%)</b>	<b>États-Unis (8,7%)</b>	<b>Royaume-Uni (7%)</b>	<b>Suisse (6,6%)</b>	<b>UE</b>
<b>Intensité d'émissions</b>	13828,10	12309,20	6320,80	1649,37	171,49	2997,24

Note : Les pays sont classés en ordre décroissant (de gauche à droite) pour leur part dans les importations en valeur ajoutée de l'UE. Le chiffre entre parenthèses représente leur ratio.

Source : construit par l'auteur avec les données du TeCO<sub>2</sub> (OCDE, 2021b)

L'UE a une intensité de production variable et généralement plus faible que ces principaux partenaires dans les domaines où elle a un avantage comparatif, sauf dans le cas de l'industrie D35. D'un point de vue environnemental, elle se retrouve parfois en meilleure position en important ces biens, mais cela varie selon leur provenance. En fait, l'un des aspects les plus marquants de ce tableau est l'importance que prend la Chine dans ses échanges et le niveau d'intensité d'émission plus important que celui de l'UE.

#### 6.1.2.2 Structure des chaînes de valeur mondiales de l'UE

Pour compléter le portrait commercial de l'UE, nous nous penchons sur la structure des chaînes de valeurs. Au total, l'UE participe presque également en amont qu'en aval dans les CVM avec respectivement 15,83% et 14,88% en 2018. Son indice de participation est passé de 0,28 à 0,31 entre 2000 et 2018. Toutefois, lorsque l'on regarde pour les industries spécifiques, sa participation en amont est légèrement plus élevée, exception faite de D05T06 et D35. Ces exceptions proviennent probablement de la production de charbon, dont l'Allemagne est un grand producteur. Pour ce qui est de l'électricité, son niveau au-dessus de 100 est possiblement lié au fait que c'est un important intrant pour d'autres industries exportatrices, mais que son exportation directe n'est pas aussi importante. En effet, l'indicateur de valeur ajoutée locale inclut aussi la valeur ajoutée générée n'importe où dans l'économie locale (Guilhoto *et al.*, 2022).

Pour le reste, la participation plus en amont signifie que ses exportations sont plus dépendantes des produits intermédiaires étrangers, alors que ses propres intermédiaires dans ces industries sont moins utilisés par ses partenaires. Autrement dit, le pays se spécialise plus dans les dernières étapes de fabrication. Comme l'UE est un grand pays, avec un marché intérieur important, il n'est pas surprenant de voir que sa participation en aval demeure plus faible puisque sa production rejoint déjà un grand nombre de consommateurs. De plus, la diversité des niveaux de développement des pays membres implique qu'il y a un important bassin de producteurs pouvant accomplir les tâches plus en amont qui seraient généralement délocalisées dans d'autres marchés. Même lorsque nous agrégeons les catégories, en excluant les services, sa participation en aval demeure plus faible avec 0,1088 et plus encore lorsque le secteur manufacturier est isolé avec 0,1006.

**Tableau 6.5 Participation en amont et en aval dans les CVM de l'UE en 2018**

<b>Industrie</b>	<b>Amont</b>	<b>Aval</b>
<b>DTOTAL: TOTAL</b>	15,83	14,88
<b>D05T39: Industries (extraction, fabrication, électricité, gaz et eau)</b>	18,56	10,88
<b>D05T06: Extraction de matières premières énergétiques</b>	19,95	42,42
<b>D19: Cokéfaction et raffinage</b>	54,96	6,54
<b>D20: Industrie chimique</b>	19,20	14,91
<b>D23: Autres produits minéraux non métalliques</b>	14,06	11,52
<b>D24: Industrie métallurgique</b>	23,72	17,21
<b>D35: Électricité, gaz, vapeur et air conditionné</b>	16,78	111,46

Source : construit par l'auteur avec les données du TiVA (OCDE, 2021a)

Le second indice pour établir la structure des CVM de l'UE est sa position dans celle-ci. Si l'Europe était, au début 2000, dans une position plus en amont dans la chaîne, avec un indice de 0,15, avec le temps, la tendance s'est inversée pour arriver avec une position plus en aval de -0,06 en 2018. Étant le deuxième plus grand marché, il est probable qu'avec le temps, l'UE se soit spécialisée dans les dernières étapes de fabrications et dans les services. Le tableau 5.6 désagrège les positions selon les secteurs industriels. Pour ce qui est de l'industrie manufacturière depuis 2000, elle est restée la même, soit en aval, mais s'est accentuée avec les années. Conséquemment, la production de l'UE est en

général plus proche des biens finis, comptant sur ses partenaires commerciaux pour la fournir en intrants intermédiaires, ou s'appuyant sur son grand marché intérieur.

Notons d'ailleurs que l'industrie D05T06 est restée en aval, mais a connu une forte hausse de sa participation en amont, avec un coefficient de variation de 47 %, beaucoup plus élevée que tous les autres qui restent autour de 15 %. Cette situation est possiblement liée à une délocalisation des activités d'extraction du charbon et du gaz, qui peut provenir soit d'un tarissement des ressources ou à une augmentation du coût d'exploitation. Il est aussi possible que ce soit dû à un changement dans les intrants énergétiques pour la production d'électricité, par exemple d'une centrale fonctionnant au charbon à une fonctionnant au gaz naturel.

**Tableau 6.6 Position dans les CVM de l'UE, 2000-2018**

<b>Industrie</b>	<b>2000</b>	<b>2018</b>
<b>DTOTAL: TOTAL</b>	0,15	-0,06
<b>D05T39: Industries (extraction, fabrication, électricité, gaz et eau)</b>	-0,29	-0,53
<b>D05T06: Extraction de matières premières énergétiques</b>	1,88	0,75
<b>D19: Cokéfaction et raffinage</b>	-2,06	-2,13
<b>D20: Industrie chimique</b>	-0,04	-0,25
<b>D23: Autres produits minéraux non métalliques</b>	0,02	-0,20
<b>D24: Industrie métallurgique</b>	0,01	-0,32
<b>D35: Électricité, gaz, vapeur et air conditionné</b>	2,13	1,89

Source : construit par l'auteur avec les données du TiVA (OCDE, 2021a)

Les industries D20, D23 et D24 se sont toutes orientées plus en aval dans la chaîne, D23 et D24 passant même d'une position en amont à une forte position en aval.

Finalement, pour lier cette mesure au contexte environnemental, nous avons calculé l'intensité d'émission dans les échanges en valeur ajoutée en utilisant les données sur la demande finale au lieu des exportations brutes. Les résultats démontrent une amélioration du terme de l'échange en pollution depuis 2000, passant de 0,55 à 0,49. Lorsque sont exclus les services, les termes deviennent encore plus favorables avec 0,41 en 2018 pour les industries et 0,34 pour les industries manufacturières. Nous pouvons supposer que l'UE est spécialisée dans des activités de production plus downstream. Il faut toutefois y voir une production extérieure plus dommageable pour l'environnement, car plus

intensive en émission. Si l'UE sort gagnante d'un point de vue producteur d'émission, cela évoque surtout sa dépendance aux émissions étrangères pour satisfaire sa consommation.

Autrement dit, ce sont des émissions qui échappent à sa politique de tarification et donc des étapes de production n'ayant pas d'incitatif à réduire leur niveau de pollution. C'est dans cette perspective que le MACF peut être l'outil de choix pour contrer les déficiences de sa politique qui sont, selon notre cadre d'analyse, liées à sa *spécificité économique*. La prochaine section a ainsi pour but d'établir les liens entre le format final du MACF-UE, approuvé au printemps 2023, et la *spécificité économique* de l'Union européenne.

## **6.2 Format de la mesure d'ajustement carbone à la frontière européenne**

Tout d'abord, l'UE a déjà son mécanisme d'ajustement carbone à la frontière dont le design a été officialisé en avril 2023. Nous commençons donc inversement en prenant son format final pour le comparer à un format optimisé en fonction des objectifs. Les résultats suivants sont basés sur le Règlement (UE) 2023/956 du parlement européen et du conseil publié dans le Journal officiel de l'Union européenne le 16 mai 2023 (Règlement 2023/956, 2023)

### ***6.2.1 Industries touchées***

Partiel. Les secteurs touchés sont limités aux industries du ciment (D23), du fer et de l'acier (D24), de l'aluminium (D24), des engrais (D20), de l'électricité (D35) et de l'hydrogène (D20).

### ***6.2.2 Exportation***

Partiel. Le MACF européen touche seulement les importations, ne prévoyant pas de remboursement du prix de carbone payé à l'interne pour les exportations.

### ***6.2.3 Émission indirecte***

Partiel. Le MACF inclut les émissions indirectes pour seulement deux types de produit, soit le ciment (D23) et les engrais (D20). Pour le reste des industries, seules les émissions

directes sont comptabilités, avec la possibilité d'être étendues aux émissions indirectes dans une prochaine révision de la politique. La raison évoquée pour l'exclusion du fer et de l'acier (D24), de l'aluminium (D24) et de l'hydrogène (D20) est que ces industries reçoivent actuellement des « mesures financières visant à compenser les coûts des émissions indirectes supportés du fait de la répercussion des coûts des émissions de gaz à effet de serre sur les prix de l'électricité » (Règlement 2023/956, 2023 : L130/155).

#### ***6.2.4 Profondeur***

Partiel. Seuls les produits en amont dans la chaîne de valeur sont touchés par la réglementation. Cela inclut les produits simples, définis comme étant ceux dont le « processus de production nécessitant exclusivement des matières entrantes (précurseurs) et des combustibles à émissions intrinsèques nulles » (Règlement 2023/956, 2023 : L130/198) et complexe, soit ceux subissant plus de transformation. Suivant les recommandations du rapport de l'Commission européenne (2021b), la réglementation inclut une liste explicite des biens touchés par le MACF. A priori, le MACF se limite à l'importation du bien même et non en tant que composante d'un bien plus complexe. Par exemple, les vis et boulons sont sujets à un tarif, mais pas lorsqu'ils sont inclus dans un ordinateur. Toutefois, les détails sur les « limites du système des procédés de production », ainsi que les spécifications sur les marchandises considérées comme simples ou complexes, seront édictés subséquemment dans des actes d'exécution (Règlement 2023/956, 2023).

#### ***6.2.5 Administratif***

Par ailleurs, le fonctionnement du MACF n'est pas lié au SEQE-UE, signifiant que les importateurs ne peuvent pas participer au marché d'échange de permis d'émissions journalier. Cela est fait pour éviter de fixer de limites quantitatives aux importations qui auraient pour effet la restriction des flux commerciaux (Règlement 2023/956, 2023). Ils devront plutôt acheter directement à l'organisme de gestion les permis d'émissions dont le prix est basé sur la moyenne hebdomadaire du prix du marché SEQE UE. Pour pouvoir importer les biens assujettis au MACF, l'importateur devra recevoir une licence d'importation.

Chaque trimestre, il est requis d'avoir au minimum 80 % du nombre de certificats MACF équivalent à la quantité d'émission intrinsèque des marchandises importées en se basant sur des valeurs par défaut. Ces valeurs par défaut sont d'abord basées sur l'intensité moyenne des émissions de chaque pays exportateur et, en l'absence de données fiables, sur l'intensité moyenne des X %<sup>12</sup> des installations les moins performantes dans l'UE (Règlement 2023/956, 2023). À la fin de l'année, l'importateur peut démontrer l'intensité réelle d'émission de sa production, ainsi que tous les prix du carbone payés dans le pays d'origine. Le nombre de certificats détenus doit être égal à celle-ci. De plus, la quantité de permis requis est ajustée à la baisse en fonction des permis d'émissions alloués gratuitement aux entreprises de l'UE dans le cadre du SEQE.

Finalement, la Norvège, l'Islande, la Suisse et le Lichtenstein n'ont pas besoin de se conformer au MACF puisque ces pays font partie du SEQE-UE. D'autres pays pourraient s'ajouter à la liste à l'avenir s'ils remplissent les critères énumérés à l'article 2, paragraphes 6,7 ou 9 du Règlement 2023/956 (2023).

#### ***6.2.6 Format du MACF et la spécificité économique européenne***

Le MACF UE est donc appliqué seulement aux importations des secteurs industriels spécifiques liées aux branches d'activité D20 (engrais et hydrogène), D23 (ciment), D24 (fer et aluminium) et D35 (électricité). Les émissions indirectes ne sont incluses que pour deux produits, le ciment et les engrais, mais seront réévaluées au cours de la première période d'application de 2023 à 2026. La profondeur ciblée est en amont et ne concerne pour le moment que les produits directement établis. D'autres détails techniques sur la profondeur sont attendus d'ici le 1<sup>er</sup> octobre 2023. Il s'agit donc d'évaluer les résultats de notre analyse de la *spécificité économique* pour les liés au format du MACF UE.

Tout d'abord, nos résultats identifient des avantages comparatifs pour l'UE dans les industries D20, D22, D23 et D35, ainsi qu'un taux de pénétration des importations et une intensité des échanges plus élevée que la moyenne pour D05T06, D07T08, D19, D20, D22 et D24. Par rapport à l'intensité des échanges, seules les quatre premières sont au-

---

<sup>12</sup> Aucune valeur n'est encore spécifiée dans le règlement. Elle sera définie subséquemment par un acte d'exécution.

dessus du 30 %. Par ailleurs, toutes les industries, excepté D05T06 et D19, ont un terme de l'échange en pollution favorable. Plus particulièrement, le terme de l'échange en pollution de D22 est particulièrement faible, alors que sa participation en aval est légèrement plus élevée que sa participation en amont dans les CVM. Son indice de position est plus *upstream*, position plus rare pour l'UE qui est généralement plus *downstream*, exception faite de D05T06 et D07T08. Avec sa participation relativement faible dans les CVM manufacturières, nous pouvons conclure qu'elle se spécialise dans des étapes de production plus tard dans la chaîne. De plus, en ajoutant le facteur de la taille de son marché, nous pouvons supposer que ses chaînes de productions ont une orientation plus locale, sauf lorsque les besoins en matières premières sont importants et ne peuvent être satisfaits par la dotation naturelle de la région.

Par ailleurs, son ouverture et son intensité des échanges plus faibles, associées à la taille importante de son marché et sa spécialisation orientée vers les services semblent être des déterminants importants pour la non-inclusion des exportations. Effectivement, en analysant le coût du carbone d'un MACF partiel et celui d'un MACF complet, il est possible de voir que, malgré une diminution de la charge avec le format complet, cette réduction demeure faible avec une moyenne de 16 %.

Au niveau des émissions indirectes, l'UE est encore fortement dépendante des énergies fossiles pour son électricité, bien qu'elle ait doublé la part d'énergies renouvelables dans l'offre totale d'énergie. Le coût du carbone payé par les producteurs utilisant de l'électricité demeure donc élevé, comme en témoigne l'aide financière reçue par les industries des métaux et de l'hydrogène (Règlement 2023/956, 2023). De plus, malgré une ouverture faible et un taux de pénétration des importations directes tout aussi faible, les émissions indirectement associées à celle-ci représentent près du tiers de l'importation d'émissions dans l'UE. Il est donc intéressant de noter que ces facteurs de la *spécificité économique*, c'est-à-dire la structure du commerce et la dépendance énergétique, sont pris en considérant lors du développement du format du MACF, mais à différents niveaux. En effet, la dépendance énergétique semble avoir eu préséance sur la structure du commerce, puisque les législateurs de l'UE ont préféré exempter les émissions indirectes de certaines industries plutôt que de mettre fin aux mesures financières de support intérieures.

Nous pouvons noter un aspect technologique à cette situation, puisque l'électricité représente un important intrant pour certains secteurs métallurgiques, notamment l'aluminium (Venmans *et al.*, 2020). Pourtant, l'UE a un niveau d'électricité renouvelable supérieur à ses 5 principaux partenaires commerciaux dans le secteur D24. En regardant aussi le terme de l'échange en pollution fortement favorable de l'UE, deux faits peuvent expliquer la raison de ce choix. Premièrement, d'un point de vue des CVM, D24 est positionnée plus en aval dans ses exportations, ce qui s'explique aussi par la participation en amont plus forte qui serait ainsi composée d'intrants intermédiaires plus émetteurs. L'autre aspect est que l'UE utiliserait plus d'électricité dans sa production que ces partenaires. Dès lors, l'abandon des subventions au profit d'une intégration des émissions indirectes au MACF aurait un effet plus négatif sur la compétitivité que la simple exclusion. Qui plus est, les industries de l'UE cherchant à réduire leurs émissions, se tournent vers l'électrification des méthodes de production, mais comme l'électricité est encore fortement polluante en UE, les gains ne se matérialisent pas directement sans subvention.

Finalement, la profondeur est liée avant tout à la structure des CVM, mais aussi à la taille du marché et sa dépendance énergétique. L'UE étant le deuxième plus grand marché mondial, sa participation dans les CVM est moins élevée, possiblement compensée par une plus forte participation intérieure. D'ailleurs, sa position légèrement plus *downstream* laisse penser que lorsqu'elle participe, c'est généralement dans des étapes de transformation requérant beaucoup d'intrants intermédiaires. Conséquemment, l'inclusion de produits simples et complexes, notamment des produits de base comme des tuyaux de métal ou des vises, témoigne de cette nécessité d'étendre le MACF au-delà du bien directement. À cet effet, le règlement 2023/956 (2023) met fortement l'accent sur les risques de contournement pour justifier l'inclusion de produits qui ne sont pas intrinsèquement émetteurs, mais dont les étapes préalables le sont.

De plus, la forte participation en aval de l'électricité sous-entend qu'elle est un intrant important dans la valeur ajoutée des pays tiers. Ainsi, si nous prenons le postulat que la transformation des biens plus en amont requiert avant tout de l'énergie fossile, comme la combustion de coke dans un fourneau d'acier, une forte participation de l'électricité en

aval signifierait des étapes de productions plus en *downstream*. Cet aspect est renforcé par le terme de l'échange en pollution fortement favorable des industries D20, D22, D23 et D24.

En somme, la *spécificité économique* de l'UE permet d'expliquer en partie les choix de design du MACF. Dans sa dimension interne, la dépendance énergétique semble être le facteur le plus explicatif pour l'application à D23, D24 et D35. Toutefois, D05T06 et D19 ont aussi un coût du carbone élevé, mais n'ont pas été inclus. D'ailleurs, leurs déterminants extérieurs supportent aussi leur inclusion dans le MACF, excepté l'absence d'avantage comparatif. Bien que cela ait pu jouer un rôle pour D05T06, pour ce qui est de D19, le règlement 2023/956 évoque plutôt la difficulté d'identifier précisément les sources d'émissions dans cette industrie.

Dans sa dimension externe, les résultats sont encore plus variables. En effet, si l'ouverture au commerce, l'intensité des échanges et son TEP jouent en faveur des industries D20 et D24, ils peuvent plus difficilement expliquer l'application à D23 et D35, ni l'exclusion de D22. À nouveau, le cas de D22 est justifié par la difficulté d'établir les sources d'émissions. Cependant, au regard de son TEP qui est le plus faible de toutes les industries étudiées, les risques de fuites de carbone sont fortement élevés. Compétitivement parlant, elle bénéficie fortement de son exclusion, puisqu'un MACF partiel comme celui de l'UE ferait augmenter son coût du carbone de 537 %. À l'opposé, D23 est l'industrie la moins touchée par un MACF, avec une hausse de 25 %. Le tableau 6.7 exprime les coûts du carbone selon le traitement politique, qui varient fortement d'une industrie à l'autre, mais qui s'accorde relativement bien avec les déterminants de la structure du commerce international.

**Tableau 6.7 Différence du coût du carbone en pourcentage entre une politique unilatérale et un MACF partiel au prix cible de 130USD pour l'UE**

Industrie	Coût du carbone unilatéral (%)	Coût du carbone MACF partiel (%)	Différence (%)
<b>D05T06: Extraction de matières premières énergétiques</b>	14,24	49,47	247
<b>D07T08: Extraction de matières premières non énergétiques</b>	3,76	9,45	151
<b>D19: Cokéfaction et raffinage</b>	17,30	25,31	46
<b>D20: Industrie chimique</b>	4,40	6,89	57
<b>D22: Caoutchouc et matières plastiques</b>	0,63	4,04	537
<b>D23: Autres produits minéraux non métalliques</b>	13,31	16,69	25
<b>D24: Industrie métallurgique</b>	21,63	42,22	95
<b>D35: Électricité, gaz, vapeur et air conditionné</b>	38,96	51,49	32

Note : Le coût du carbone est en pourcentage des coûts de production, représentant la charge de plus à payer. La colonne différence représente le pourcentage d'augmentation des coûts par rapport à une politique carbone unilatérale.

Source : calcul de l'auteur avec les données du TiVA et du TeCO2

Malgré tout, la variabilité des résultats démontre que les choix de design ne sont pas le fait d'un ou deux facteurs, mais bien d'un tout difficilement isolable. L'intérêt d'analyser les décisions sur le format en utilisant notre concept de *spécificité économique* semble pertinent puisqu'il permet de comprendre le contexte global du pays. Selon les résultats, il semble que l'UE ait priorisé sa compétitivité. Il est possible que notre approche pour le concept de fuite de carbone, c'est-à-dire d'utiliser la perspective *faible*, explique cette orientation. Il est aussi plausible que les limites que nous avons prédites, c'est-à-dire l'aspect administratif, réduisent la capacité d'expliquer certaines décisions. Malgré cela, notre cadre semble offrir un outil cohérent pour notre analyse.

Finalement, il faut noter que certains indicateurs ne sont utiles que pour répondre à certaines questions, alors que d'autres sont applicables à presque toutes. Ce sont d'ailleurs ces derniers que nous présentons dans le tableau 6.8. Nous tenons cependant à réitérer l'aspect complémentaire des déterminants qui permet une analyse plus dynamique des résultats. Ainsi, en considérant le but de notre recherche, c'est-à-dire d'analyser les

facteurs influençant la conception d'un MACF, le cadre théorique, malgré quelques imperfections, remplis son rôle. Il n'y a donc pas lieu de faire une deuxième itération de celui-ci. La prochaine section aborde les résultats empiriques de la *spécificité économique* du Canada, dont l'analyse subséquente offrira une réponse à notre question.

**Tableau 6.8 Résultat des indicateurs de la *spécificité économique* de l'UE**

Indicateur	Taux de pénétration des importations en valeur ajoutée (%)	Taux de pénétration des importations d'émissions (%)	Intensité des échanges (%)	Termes de l'échange de pollution	Participation dans les CVM (%)	Coût du carbone unilatéral (%)	Coût du carbone MACF partiel (%)
<b>Industrie</b>							
<b>D05T06: Extraction de matières premières énergétiques</b>	93,05	77,90	88,24	4,25	62,37	14,24	49,47
<b>D07T08: Extraction de matières premières non énergétiques</b>	69,05	71,12	47,80	0,90	42,40	3,76	9,45
<b>D19: Cokéfaction et raffinage</b>	48,78	40,04	34,22	1,07	61,50	17,30	25,31
<b>D20: Industrie chimique</b>	33,95	49,41	37,66	0,46	34,11	4,40	6,89
<b>D22: Caoutchouc et matières plastiques</b>	21,83	89,03	25,94	0,03	31,89	0,63	4,04
<b>D23: Autres produits minéraux non métalliques</b>	16,13	24,86	18,49	0,58	25,58	13,31	16,69
<b>D24: Industrie métallurgique</b>	46,61	62,79	28,93	0,51	40,93	21,63	42,22
<b>D35: Électricité, gaz, vapeur et air conditionné</b>	10,97	27,11	1,81	0,34	128,24	38,96	51,49

**Note :** Les lignes en gris sont les industries assujetties au MACF UE. Faute d'espace, nous n'avons pu intégrer que quelques indicateurs.

**Source :** Élaboré par l'auteur avec les données du TiVA et du TeCO

## 6.3 Portrait de la spécificité économique du Canada

### 6.3.1 Déterminants internes du Canada

La situation intérieure du Canada est définie dans notre modèle par les variables de sa taille, la composition de son économie et sa dépendance énergétique. Au niveau économique, le PIB du Canada était de 1 645 milliards de dollars américains en 2018, classant le pays au 12e rang, devant la Russie et derrière la Corée du Sud. Démographiquement, le Canada est un relativement plus petit pays avec 37,07 millions d'habitants, bon pour le 39e rang. Le pays est donc un excellent exemple de pays riche et important sur la scène internationale par rapport à son PIB, mais relativement peu prépondérant pour sa population. Probablement liée à son histoire, cette position le rend toutefois vulnérable aux changements dans la dynamique des échanges, puisque son poids démographique n'est pas très grand.

La composition des principaux secteurs industriels participants à sa croissance économique est présentée aux figures 6.7 et 6.8 pour la production brute et la valeur ajoutée respectivement. Depuis 2000, le Canada a vu la part des services dans son économie augmenter, cannibalisant les secteurs des industries manufacturières et extractives au passage, bien que cette dernière demeure importante.

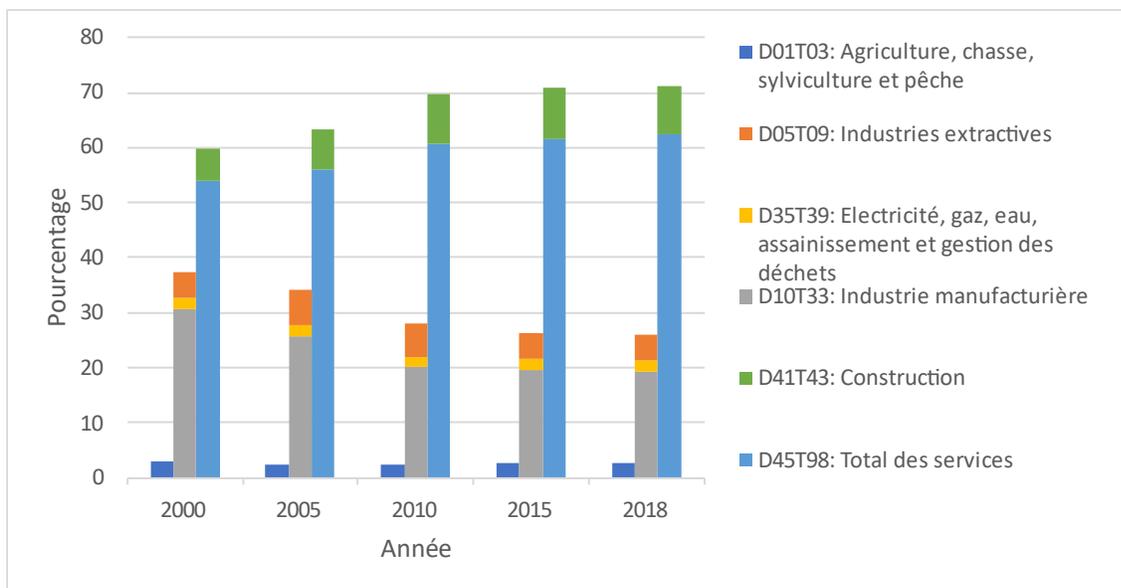


Figure 6.7 - Composition de l'industrie par secteur principal du Canada (production brute)  
Source : construit par l'auteur avec les données du TiVA (OCDE, 2021a)

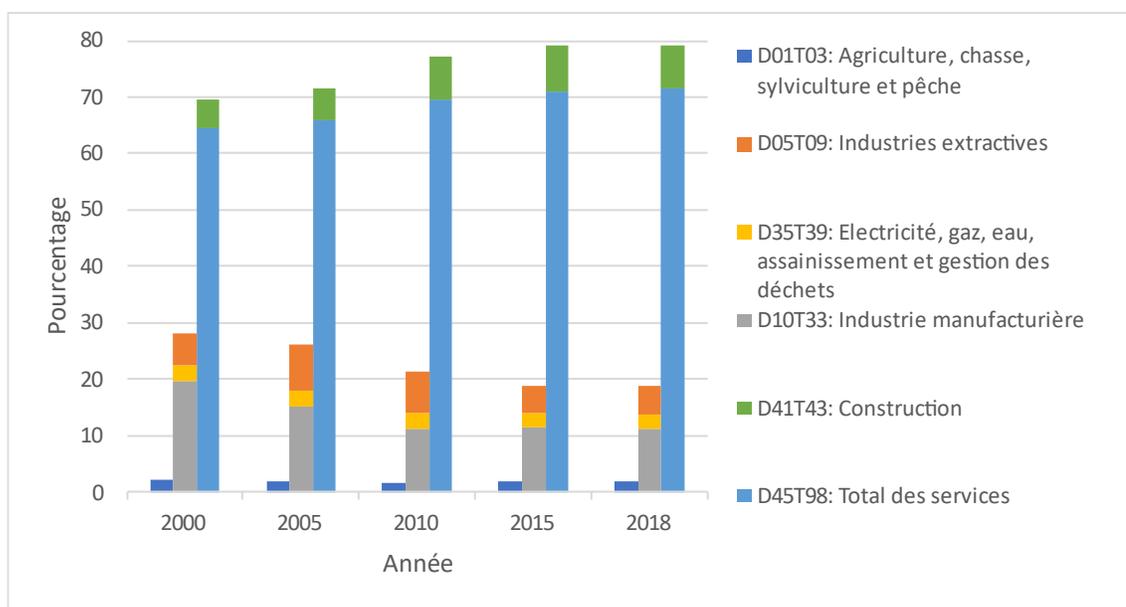


Figure 6.8 - Composition de l'industrie par secteur principal du Canada (valeur ajoutée)  
**Source :** construit par l'auteur avec les données du TiVA (OCDE, 2021a)

Au niveau environnemental, la composition industrielle du Canada est à nouveau différente, avec les industries comme principales sources de polluant. Les figures 6.9 et 6.10 démontrent celle-ci pour la production et pour la consommation. Nous pouvons aussi remarquer que le pays consomme plus d'émissions qu'il n'en produit dans ces secteurs.

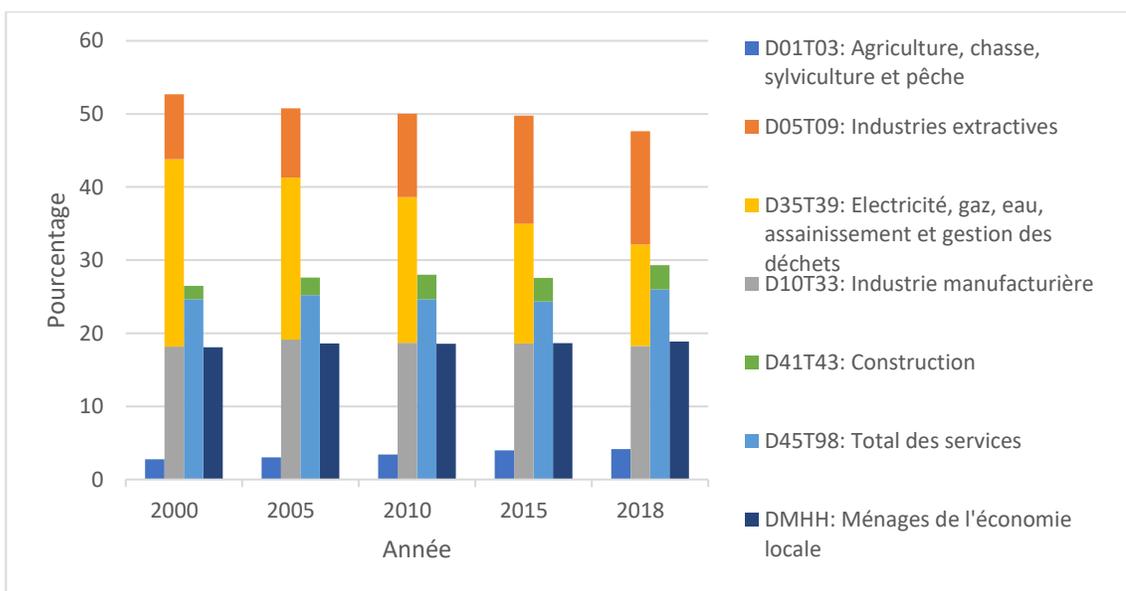


Figure 6.9 — Composition de l'industrie par secteurs d'émissions du Canada (production)  
 Note : La figure inclut une section pour les ménages locaux qui fait référence à la combustion de carburants pour les véhicules à moteur par les ménages et de gaz naturel à usage résidentiel.  
**Source :** construit par l'auteur avec les données du TeCO2 (OCDE, 2021b)

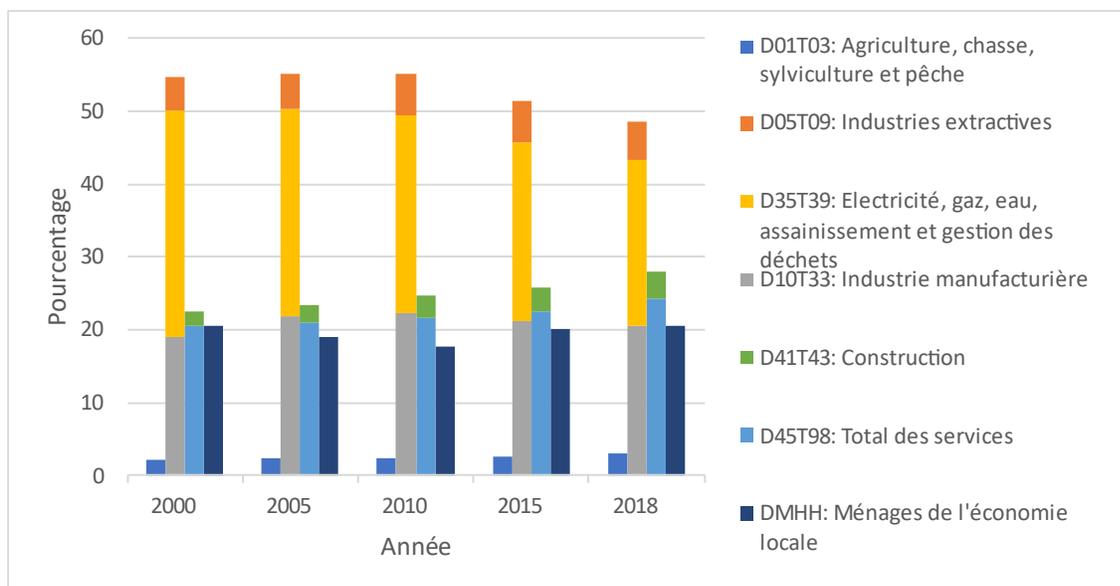


Figure 6.10 — Composition de l'industrie par secteur d'émissions du Canada (consommation)

Note : La figure inclut une section pour les ménages locaux qui fait référence à la combustion de carburants pour les véhicules à moteur par les ménages et de gaz naturel à usage résidentiel.

Source : construit par l'auteur avec les données du TeCO<sub>2</sub> (OCDE, 2021b)

Un autre aspect intéressant de ces figures est l'importance des industries extractives (D05 à D09) et électriques (D35 à D39) dans l'émission de polluant. Sans celles-ci, l'industrie manufacturière (D10 à D33) émet environ la même quantité que les services. Bien sûr, l'industrie du transport et de l'entreposage fait partie de cette dernière catégorie, représentant 15 % de la composition industrielle totale et environ 50 % des émissions liées aux services. Pour ce qui est de l'électricité, le Canada a connu une forte baisse, passant de 30,9 % de ses émissions en 2000 à 22,4 % en 2018.

Parallèlement, même si le Canada a, en général, une balance d'émissions positive entre 2000 et 2018, elle s'est tout de même réduite avec le temps, de 65 à 53,1 millions de tonnes de CO<sub>2</sub>. Sa consommation a d'ailleurs augmenté plus rapidement que sa production, avec une augmentation de 17 % par rapport à 2000, une différence de 4 % avec la croissance de la production.

Finalement, la dépendance énergétique du Canada complète son portrait intérieur et permet de mettre en lumière quelques faits intéressants. Tout d'abord, l'intensité de sa production totale a diminué, bien qu'en dent de scie. En effet, elle est passée de 733,84 t/M\$ à 358,03 t/M\$ entre 2000 et 2018, mais son plancher a été atteint en 2012

avec 315,38 t/M\$. Il s'agit tout de même d'une diminution de 51 % en 18 ans, bien qu'elle ait déjà atteint 57 % en 2012. Les services sont toujours le secteur avec la plus faible intensité, alors que les industries sont les plus intenses, suivie de près par le secteur primaire (voir tableau 6.9).

**Tableau 6.9 Intensité de la production des principaux secteurs du Canada  
(Tonnes/million dollar américain)**

Secteur	Année				
	2000	2005	2010	2015	2018
<b>D01T03: Agriculture, chasse, sylviculture et pêche</b>	889,78	735,71	739,38	744,62	726,73
<b>D05T39: Industries (extraction, fabrication, électricité, gaz et eau)</b>	1367,09	963,24	826,04	999,07	902,84
<b>D41T98: Total des services (y compris la construction)</b>	279,74	192,21	127,43	131,90	132,84
<b>DTOTAL: TOTAL</b>	733,84	498,83	350,96	378,37	358,03

Source : Construction de l'auteur avec les données du TeCO2

Toutefois, lorsque nous cherchons à préciser les données en analysant les secteurs plus spécifiquement, le résultat diffère légèrement de ceux de l'UE. En effet, le tableau 6.10 ne reprend pas exactement les mêmes industries que le tableau 6.2, puisque le secteur D03 est remplacé par le secteur D01T02, car beaucoup plus intensive en émissions. De plus, l'intensité d'émissions dans le secteur de l'extraction énergétique a augmenté depuis 2000, alors qu'aucun secteur de l'UE n'a eu la même trajectoire.

**Tableau 6.10 Intensité de la production des industries les plus émettrices du Canada  
(Tonnes/million dollar américain)**

Industrie	Année				
	2000	2005	2010	2015	2018
<b>D19: Cokéfaction et raffinage</b>	12322,10	9841,94	6445,91	4030,49	4321,52
<b>D35: Électricité, gaz, vapeur et air conditionné</b>	7649,03	4687,62	3275,23	2878,91	2442,73
<b>D24: Industrie métallurgique</b>	2561,15	1751,50	1529,72	1644,24	1710,88
<b>D05T06: Extraction de matières premières énergétiques</b>	957,26	625,11	678,95	1800,27	1472,86
<b>D49T53: Transports et entreposage</b>	2511,58	1729,22	1136,98	1150,61	1120,03
<b>D23: Autres produits minéraux non métalliques</b>	1294,67	1283,97	796,47	1027,87	959,75

<b>D01T02: Agriculture, chasse, sylviculture</b>	883,23	749,75	765,41	783,27	777,65
--	--------	--------	--------	--------	--------

Source : Construction de l'auteur avec les données du TeCO2

À cet effet, nous remarquons aussi que la moyenne d'intensité d'émission est plus élevée que pour l'UE. Cette dernière a un écart avec le Canada d'environ 43 % pour l'intensité total de sa production, signifiant que son intensité est relativement plus faible. Seuls les industries D23 et D35 sont moins intenses au Canada qu'en UE. Les efforts de réduction d'émissions semblent avoir été plus efficaces en UE qu'au Canada qui n'avait pas de politique de tarification du carbone nationale durant la période étudiée. Le tableau 6.11 présente d'ailleurs cette comparaison dont les résultats sont majoritairement en faveur de l'UE, sauf dans le cas du transport et de la pêche et relativement similaire pour D19 et D35.

**Tableau 6.11 Variation de l'intensité de la production des industries les plus émettrices pour l'UE et le Canada (%)**

<b>Industrie</b>	<b>UE</b>	<b>Canada</b>
<b>D01T02: Agriculture, chasse, sylviculture</b>	-45	-12
<b>D03: Pêche et aquaculture</b>	-44	-89
<b>D05T06: Extraction de matières premières énergétiques</b>	-28	54
<b>D19: Cokéfaction et raffinage</b>	-63	-65
<b>D23: Autres produits minéraux non métalliques</b>	-43	-26
<b>D24: Industrie métallurgique</b>	-55	-33
<b>D35: Électricité, gaz, vapeur et air conditionné</b>	-67	-68
<b>D49T53: Transports et entreposage</b>	-45	-55

Source : Construction de l'auteur avec les données du TeCO2

Pour ce qui est du coût du carbone payé par les différents secteurs, les niveaux sont relativement peu élevés par rapport au seuil de 30 % établi par l'UE. Le tableau 6.12 présente le ratio pour différent niveau de prix du carbone en dollar américain.

**Tableau 6.12 Coût du carbone des industries les plus émettrices du Canada en 2018 (%)**

Industrie	Prix						
	16 USD	40 USD	50 USD	100 USD	120 USD	130 USD	140 USD
<b>D01T02: Agriculture, chasse, sylviculture</b>	1,24	3,11	3,89	7,78	9,33	10,11	10,89
<b>D05T06: Extraction de matières premières énergétiques</b>	2,36	5,89	7,36	14,73	17,67	19,15	20,62
<b>D19: Cokéfaction et raffinage</b>	6,91	17,29	21,61	43,22	51,86	56,18	60,50
<b>D23: Autres produits minéraux non métalliques</b>	1,54	3,84	4,80	9,60	11,52	12,48	13,44
<b>D24: Industrie métallurgique</b>	2,74	6,84	8,55	17,11	20,53	22,24	23,95
<b>D35: Électricité, gaz, vapeur et air conditionné</b>	3,91	9,77	12,21	24,43	29,31	31,76	34,20
<b>D49T53: Transports et entreposage</b>	1,79	4,48	5,60	11,20	13,44	14,56	15,68

Note : Les prix du carbone sont en dollar américain selon le taux de change de 2018 fourni dans la base de données de l'OCDE. Le choix des prix est en fonction des prix actuels et des cibles du Canada et de l'UE. Ainsi, 16 USD équivaut environ au prix canadien en 2019, alors que 40 USD et 50 USD équivalent au prix en 2022 et 2023. 100 USD est environ la moyenne du marché européen en 2021. 120 USD équivaut au prix atteint dans le SEQE-UE en 2023, alors que 130 USD est la cible du Canada pour 2030. Finalement, 140 USD, soit environ 120 euros, est le prix estimé par l'OCDE pour atteindre les cibles de décarbonation (OECD, 2021).

**Source :** Construction de l'auteur avec les données du TeCO2 et du TiVA

Nous pouvons remarquer l'évolution selon différents scénarios de prix, mais même avec le prix le plus élevé, seules les industries D19 et D35 dépassent le seuil de 30 %. Toutefois, lorsque le seuil est réduit à 5 %, 100 USD est la limite où toutes les industries sont à risques de fuite. Comme le Canada a comme cible un prix de 170 \$/tCO<sub>2</sub>, équivalent à environ 130 USD, il s'agit du niveau cible à atteindre.

Finalement, l'importance des énergies renouvelables dans le pays détermine le dernier aspect de sa dépendance énergétique. La génération d'électricité provenant de sources renouvelables est ainsi passée de 61 % à 66 % entre 2000 et 2018, un ratio relativement élevé face au reste du monde. Cependant, pour ce qui est de la part des énergies renouvelables dans l'offre d'énergie, l'évolution a été négative, allant de 18 % en 2000 à 16 % en 2018, mais demeurant relativement stable autour de 17 %. Comme la part d'énergie renouvelable dans l'électricité a augmenté, cela signifie qu'il y a eu une augmentation des énergies fossiles dans l'offre.

Avant de passer aux déterminants extérieurs, il faut noter que la composition industrielle du Canada diffère, bien évidemment, de celle de l'UE. Conséquemment, les industries identifiées dans l'analyse précédente ne sont plus nécessairement les mêmes. Pour assurer la comparaison, nous garderons les mêmes industries en ajoutant les branches d'activité D22 et D07T08 pour refléter la composition du Canada.

### ***6.3.2 Déterminants externes du Canada***

#### *6.3.2.1 Structure du commerce du Canada*

La structure du commerce canadien est fortement différenciée de celle de l'UE. Son taux d'ouverture est plus élevé, avec 65,56 % en valeur brute et 49,19 % en valeur ajoutée pour 2018. Ce dernier a d'ailleurs connu une baisse constante d'environ 22 % et 15 % depuis 2000. Son ouverture aux émissions imbriquées dans le commerce a elle aussi connu une diminution, mais beaucoup moins marqué avec 86,50 % en 2018 en valeur brute et 71,97 % en consommation, soit environ 12 % et 5 % de moins qu'en 2000. Le Canada est donc devenu moins dépendant du commerce pour sa croissance économique, mais sans que cela se concrétise par une réduction égale de son impact environnemental.

Cependant, lorsque l'on regarde à un niveau sectoriel avec l'indicateur d'intensité des échanges, tous les secteurs étudiés sont au-dessus de 30 %, avec comme sommet D24 à 77,60 % et D23 comme plancher à 30,47 %. Ces industries peuvent donc être considérées comme fortement exposées aux échanges, bien que D23 soit à la limite.

Le dernier indicateur de la structure commerciale est le taux de pénétration des importations qui permet de démontrer l'importance de la production extérieure dans la consommation intérieure. Économiquement, le Canada a un taux total de 25,17 % en 2018, soit une diminution de 9 % depuis 2000, pour une moyenne de 24,95 %. Au niveau environnemental, c'est plutôt une augmentation de 1 % qui a eu lieu entre 2000 et 2018 avec une moyenne de 32,82 % durant cette période. Pour l'année la plus récente, le taux de pénétration des émissions étrangères était de 31,03 %.

À un niveau plus désagrégé, l'indicateur environnemental varie beaucoup plus, avec des niveaux particulièrement élevés pour le secteur D24 (91,80 %) et D20 (73,40 %) en 2018.

En fait, seul D05T06 et D19 sont en dessous du niveau de l'économie au complet (voir figure 6.11). Les résultats sont similaires dans leur aspect économique avec à nouveau D24 (89,05 %) et D20 (73,06 %) comme secteur où la demande est élevée en produit étranger. Toutefois, seul le secteur D35 se retrouve en dessous du niveau total de pénétration avec 21,70 % en 2018. D'ailleurs, la figure 6.12 démontre une plus grande stabilité temporelle générale pour les industries.

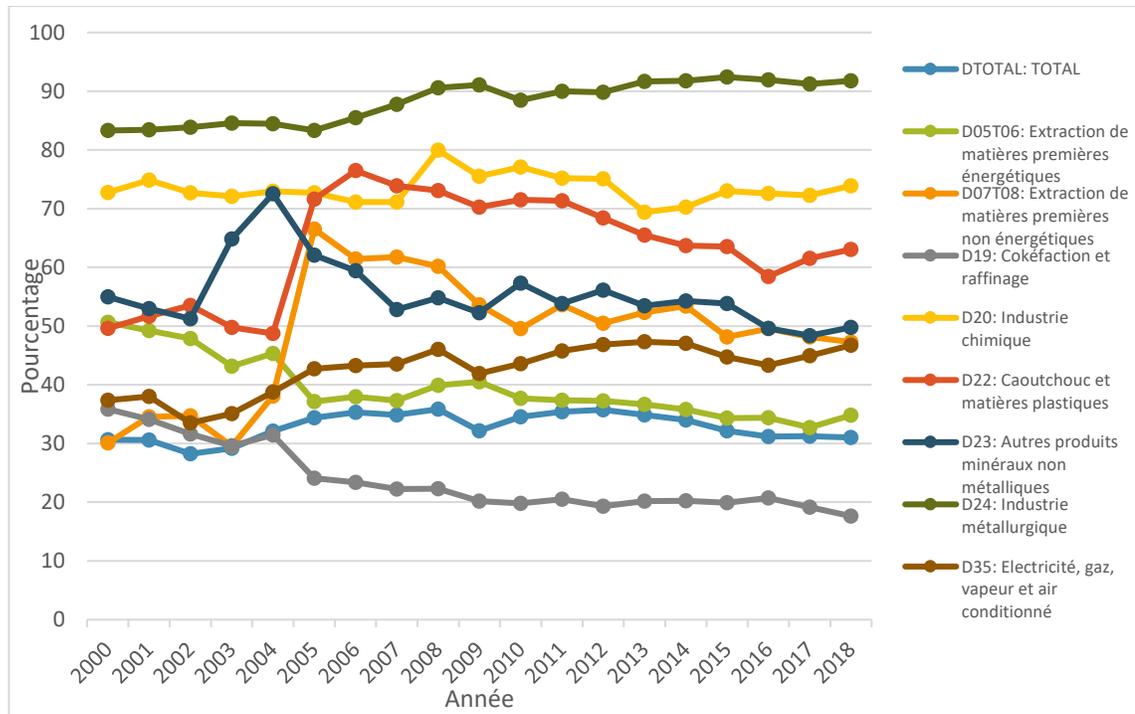


Figure 6.11 — Évolution du taux de pénétration des importations d'émissions des industries les plus polluantes du Canada

Source : construit par l'auteur avec les données du TeCO2 (OCDE, 2021b)

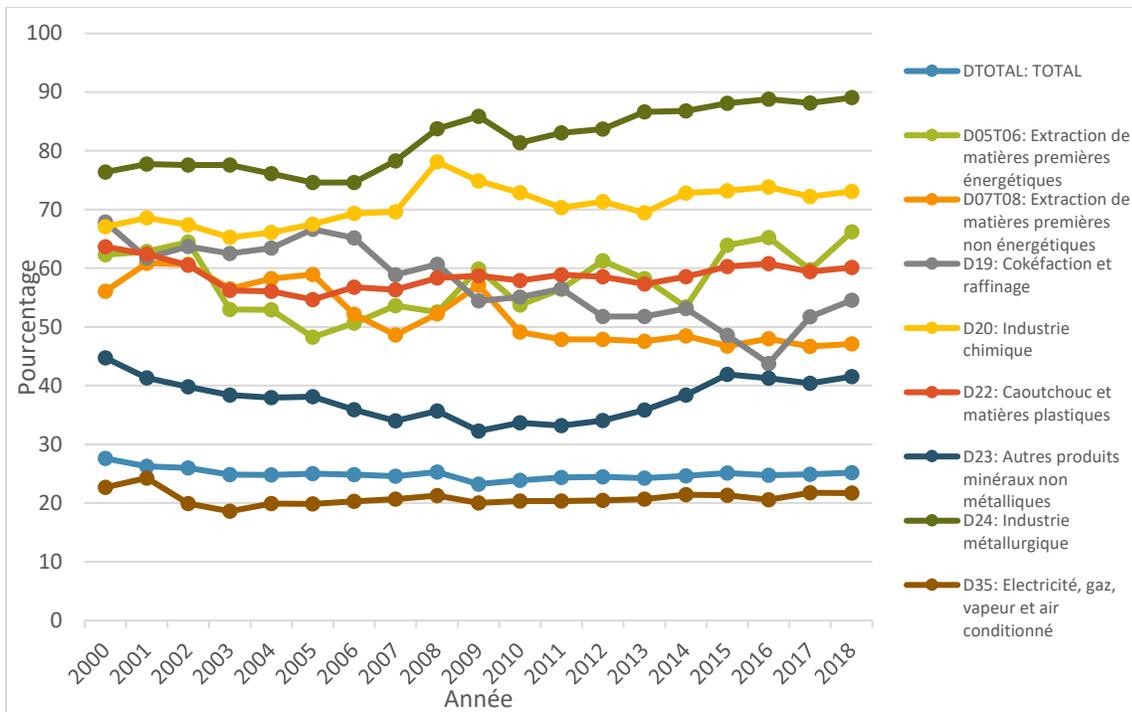


Figure 6.12 — Évolution du taux de pénétration des importations des industries les plus polluantes du Canada

Source : construit par l'auteur avec les données du TiVA (OCDE, 2021a)

Pour mieux comprendre ces données, les termes de l'échange en pollution aident à déterminer si le Canada sort gagnant de ses échanges, ce qui n'est pas le cas. En effet, le Canada a gardé en moyenne un terme de l'échange de 1,08 en valeur brute entre 2000 et 2018. Il s'est d'ailleurs empiré depuis 2011, passant de 0,96 à 1,32. Même lorsque les services sont exclus, les termes demeurent en défaveur du Canada en 2018 avec 1,25. Cependant, le Canada a gardé une moyenne positive de 0,98 au cours de ces années, mais la situation s'est fortement détériorée à partir de 2014, dernière année en dessous de 1. Le Canada a donc tendance à avoir des exportations plus polluantes que ce qu'il importe. Il est possible que ce soit lié aux étapes de fabrication dans lequel le Canada s'est spécialisé. L'utilisation d'une perspective en CVM dans la section 6.2.2.2 nous donnera un portrait complémentaire pour évaluer la situation.

En ce qui a trait à la concentration du commerce canadien, le Canada est peu diversifié, avec un IHH pour ses importations de 2396 en 2018, et pire encore pour les exportations avec 3631. Il faut tout de même noter une forte amélioration depuis 2000 avec une diminution de l'indice de 31 %, le Canada étant à un impressionnant 3478 pour l'import

et 5252 pour l'export. Malgré tout, nous pouvons considérer le Canada comme fortement concentré au niveau de ses partenaires commerciaux, dépassant presque systématiquement la barre des 2500. Dans sa dimension environnementale, l'indice s'améliore légèrement avec 1902 pour les importations d'émissions en 2018, mais demeure élevé pour les exportations avec 3882.

Ses principaux partenaires d'importations économiques sont les États-Unis (46,6 %), l'UE (13,2 %) et la Chine (11,8 %). Lorsque l'on regarde dans sa dimension environnementale, le classement change légèrement, avec les États-Unis toujours en premier (34,2 %), suivis de la Chine (25,4 %) et de l'UE (7,1 %). Si nous excluons l'UE, c'est l'Indonésie qui arrive en troisième position avec 3,9 %, devant le Mexique qui est à 3,1 %, alors qu'en valeur ajoutée, elle ne représente que 0,5 % contre 3,9 % pour le Mexique. À nouveau, il devient intéressant de se pencher sur des industries spécifiques pour comprendre cette dynamique. Le tableau 6.13 présente à cette effet la concentration sectorielle pour les importations où l'on peut dénoter à nouveau une importante concentration.

**Tableau 6.13 Indice de concentration des partenaires commerciaux dans les importations sectorielles du Canada en 2018**

Secteur	IHH CO2	IHH VA
<b>DTOTAL</b>	1902	2396
<b>D05T06: Extraction de matières premières énergétiques</b>	3706	2121
<b>D07T08: Extraction de matières premières non énergétiques</b>	1253	1047
<b>D19: Cokéfaction et raffinage</b>	1634	2757
<b>D20: Industrie chimique</b>	2550	2651
<b>D22: Caoutchouc et matières plastiques</b>	1764	2067
<b>D23: Autres produits minéraux non métalliques</b>	2053	2298
<b>D24: Industrie métallurgique</b>	2012	1720
<b>D35: Électricité, gaz, vapeur et air conditionné</b>	2417	2493

Source : Calcul de l'auteur avec les données du TiVA et du TeCO2

Bien qu'il y ait certains secteurs qui soient naturellement concentrés, particulièrement les industries extractives et pétrolifères qui sont intrinsèquement liées à la dotation géologique de matières premières, le résultat demeure mitigé. En effet, D05T06 est en dessous du total et, bien que peu diversifié, fait bonne figure face aux autres industries. Le cas est encore plus marqué pour D07T08 qui est le seul secteur qui peut être considéré

comme diversifié. Il est possible que le Canada ait un avantage comparatif dans certaines de ces industries, signifiant un moins grand besoin en importation de ces produits. Dans une perspective de CVM, il est aussi possible qu'il soit des intrants dans des chaînes plus diversifiées, donc la valeur ajoutée provient de plus d'origine.

Les résultats de notre dernier indicateur de la structure commerciale, l'avantage comparatif révélé, favoriseront donc une meilleure compréhension de ce phénomène. Ainsi, le Canada a un NRCA positif dans les industries D05T06, D07T08 et D24 et D35 en 2018. Ces quatre industries ont d'ailleurs conservé un NRCA moyen positif depuis 2000. D22 a par ailleurs un RCA moyen positif, mais est en constant déclin depuis 2000, passant d'un net avantage de 0,23 à un faible désavantage de -0,04. Il peut donc être considéré comme un secteur avec un avantage comparatif affaiblissant. Pour le reste, le Canada a un désavantage comparatif continu depuis 2000. Nous pouvons aussi conclure que la concentration des importations ne peut pas s'expliquer par l'avantage comparatif.

Finalement, pour saisir l'impact environnemental, le tableau 6.14 résume les principales sources d'importation du Canada en fonction de la demande finale et l'intensité de leur production pour chaque secteur étudié. D'ordre général, le Canada a une intensité de production plus élevée que ses partenaires, signifiant qu'il sort gagnant environnementalement parlant dans ses échanges. Notons d'ailleurs qu'un avantage comparatif ne signifie pas que le pays est moins polluant dans sa production, puisque des quatre industries où le Canada a un avantage, seul D35 et D24 ont une intensité moins grande que celle de ses plus importants partenaires.

**Tableau 6.14 Intensité d'émissions de la production des principaux partenaires commerciaux du Canada en 2018 (Tonnes/million dollar américain)**

Industrie	Pays					
D05T06: Extraction de matières premières énergétiques	États-Unis (36,2 %)	Arabie Saoudite (18,5%)	Chine (5,1 %)	Norvège (4,4 %)	Russie (3,9 %)	Canada
Intensité d'émissions	651	33,6	332,58	144,5	193,7	1472,86
D07T08: Extraction de matières premières non énergétiques	États-Unis (20,9 %)	Chine (11,9 %)	Australie (9,8 %)	Mexique (8,5 %)	Chili (6,2 %)	Canada
Intensité d'émissions	321,3	772,24	602,43	234,68	554,97	359,32
D19: Cokéfaction et raffinage	États-Unis (49,9 %)	UE (14,3%)	Chine (11,1 %)	Russie (4,6 %)	Inde (2,2%)	Canada
Intensité d'émissions	567,22	1330,39	768,84	961,16	1578,88	4321,52
D20: Industrie chimique	États-Unis (47,5 %)	Chine (18,3 %)	UE (13,1%)	Corée du Sud (2,62%)	Japon (2,61%)	Canada
Intensité d'émissions	456,87	900,09	338,23	276,9	545,89	523,48
D22: Caoutchouc et matières plastiques	États-Unis (40,3 %)	Chine (18,4 %)	UE (13,8%)	Japon (5,6%)	Corée du Sud (4,6%)	Canada
Intensité d'émissions	261,82	1272,27	48,78	26,54	311,89	636,53
D23: Autres produits minéraux non métalliques	États-Unis (35,3 %)	Chine (31,5 %)	UE (14%)	Japon (3%)	Mexique (2,8%)	Canada
Intensité d'émissions	778,55	1651,8	1023,82	869,01	2567,16	959,75
D24: Industrie métallurgique	États-Unis (30,7 %)	Chine (25 %)	Japon (8,9%)	UE (8,8%)	Mexique (4,5%)	Canada
Intensité d'émissions	890,61	3854,1	1281,36	1663,47	1183,86	1710,88
D35: Électricité, gaz, vapeur et air conditionné	États-Unis (46,2 %)	Chine (17,1 %)	UE (11,3 %)	Mexique (4,8%)	Corée du Sud (1,8%)	Canada
Intensité d'émissions	6320,8	13828,1	2997,24	6447,18	11708,14	2442,74

Note : Les pays sont classés en ordre décroissant (de gauche à droite) pour leur part dans les importations en valeur ajoutée du Canada. Le chiffre entre parenthèses représente leur ratio.

Source : construit par l'auteur avec les données du TiVA et TeCO2 (OCDE, 2021a; OCDE, 2021b)

Pour conclure, il apparaît clair que le Canada est fortement dépendant des États-Unis dans son commerce, dépendance qui risque fort probablement de se matérialiser aussi dans la prochaine section.

### 6.3.2.2 Structure des chaînes de valeur mondiales du Canada

La structure des CVM du Canada est plus axée vers la participation en amont avec un taux de 24,88 % en 2018, alors que son taux en aval était de 14,65 %. La tendance semble toutefois s'orienter tranquillement vers une inversion, puisque la participation en amont était de 26,98 % en 2000, signifiant donc une diminution de celle-ci, alors que celle en aval a augmenté de 41 % depuis 2000. L'indice de participation a aussi augmenté d'environ 6 % entre 2000 et 2018, passant de 0,37 à 0,40. En somme, le Canada demeure avant tout un acheteur dans les chaînes de valeur, mais développe de plus en plus sa participation en tant que vendeur. À nouveau, la participation est fortement portée par le secteur des services, avec un écart qui se creuse entre l'amont et l'aval lorsque seuls les secteurs industriels sont analysés. Le tableau 6.15 dévoile les données pour les différentes industries analysées.

**Tableau 6.15 Participation en amont et en aval dans les CVM du Canada en 2018**

Industrie	Amont	Aval
<b>DTOTAL: TOTAL</b>	24,88	14,65
<b>D05T39: Industries (extraction, fabrication, électricité, gaz et eau)</b>	31,32	11,49
<b>D05T06: Extraction de matières premières énergétiques</b>	13,83	17,62
<b>D07T08: Extraction de matières premières non énergétiques</b>	13,37	49,79
<b>D19: Cokéfaction et raffinage</b>	35,74	5,24
<b>D20: Industrie chimique</b>	30,37	12,84
<b>D22: Caoutchouc et matières plastiques</b>	31,86	9,74
<b>D23: Autres produits minéraux non métalliques</b>	22,54	11,69
<b>D24: Industrie métallurgique</b>	45,16	9,39
<b>D35: Électricité, gaz, vapeur et air conditionné</b>	7,87	48,73

Source : construit par l'auteur avec les données du TiVA (OCDE, 2021a)

La tendance est d'ailleurs fort similaire, avec une forte évolution de la participation en aval moyen de 47 % entre 2000 et 2018, porté par le raffinage et l'électricité. La participation en amont a en moyenne diminué de 9 % durant la même période. Les industries où le Canada a une plus forte participation en aval sont généralement corrélées avec celles où il a un NRVCA. En effet, d'un point de vue des CVM, le Canada a un avantage comparatif vertical clair pour seulement D05T06, D07T08 et D35, alors que

D22 est en fort déclin depuis 2000, mais garde une moyenne positive. Concernant cette industrie, le déclin de son RVCA a commencé beaucoup plus tôt que celui de son RCA. Comme sa participation en amont est relativement élevée et qu'elle n'a que peu varié depuis 2000, il est donc probable que le Canada s'est graduellement spécialisé dans les dernières étapes de fabrication. L'indicateur de position devrait affiner cette prédiction. La situation est similaire pour D24, mais il a conservé un fort RCA et un RVCA variable, parfois positif, parfois négatif durant la période, avec une importante et stable participation en amont. Cette réalité plus simple suppose donc que le Canada est spécialisé dans les dernières étapes de production des CVM de cette industrie.

Au niveau de la position dans les CVM, le Canada est constamment en *downstream* dans la chaîne de valeur depuis 2000, malgré l'augmentation de sa participation en aval face à sa participation en amont. Ainsi, il est passé de -0,95 à -0,053 durant cette période, ce qui dénote tout de même une certaine augmentation de sa position vers l'*upstream*. Par ailleurs, les industries qui sont *upstream* sont justement celles où il y a un RVCA, sauf pour le cas de D22 qui est *downstream*. Pourtant, contrairement à notre analyse plus haut, D22 s'est graduellement orienté vers une position plus *upstream*, bien que toujours fortement *downstream*. Le plus plausible est donc que la longueur de la CVM a augmenté, le Canada se spécialisant dans plusieurs secteurs d'activité de l'industrie D22 en parallèle d'un désengagement partiel ou complet dans d'autres. En effet, le pays a connu une baisse pratiquement équivalente des exports autant en valeur ajoutée que brute au moment de perdre son RVCA, ce qui supporte cette thèse. Il est donc spécialisé dans des étapes légèrement plus proches de la demande finale, mais nécessitant des intrants relativement polluants.

Pour compléter cet indicateur, nous avons compilé les données de Mancini *et al.* (2022), que nous présentons dans la figure 6.13. Ainsi, toutes les industries sélectionnées sont plus en amont par rapport à la moyenne canadienne en considérant la mesure d'*upstreamness*, avec D07T08 au sommet. Pour ce qui est de la mesure *downstream*, les industries extractives, ainsi que la production électrique, sont à nouveau plus en amont que la moyenne, puisque ce sont des industries au début de la CVM, avec peu d'intrants. Le reste des industries sont ainsi positionnées au milieu de CVM complexe, ayant subi

plus de transformation donc plus en aval de la valeur ajoutée, mais encore loin de la demande finale que la moyenne.

Dans une perspective mondiale, ses industries sont en moyenne plus proche de la demande finale que la moyenne mondiale, donc plus en aval par rapport à l'*upstreamness*. Elles sont aussi relativement plus proches des facteurs de production primaire que la moyenne mondiale, donc plus en amont dans une perspective de *downstreamness*, sauf pour le cas de D24. D'un point de vue général, le Canada a des CVM qui sont plus intensives en facteurs de production primaire et plus proche de la demande finale que le reste du monde. Comme la moyenne mondiale agrégée équivaut à la complexité des chaînes de production (Mancini *et al.*, 2022), nous pouvons donc comprendre la position moyenne du Canada comme une spécialisation dans des activités nécessitant moins d'intrant intermédiaire et produisant des biens et services plus près de la consommation ou sourcée localement, donc plus courte. Toutefois, lorsque l'on compare à son principal partenaire, les États-Unis, la position s'inverse et ses industries sont désormais plus en amont de la demande finale, tandis que la position varie par rapport aux facteurs primaires, D19, D23 et D24 étant plus en aval alors que D05T06, D07T08, D20 et D35 sont en amont.

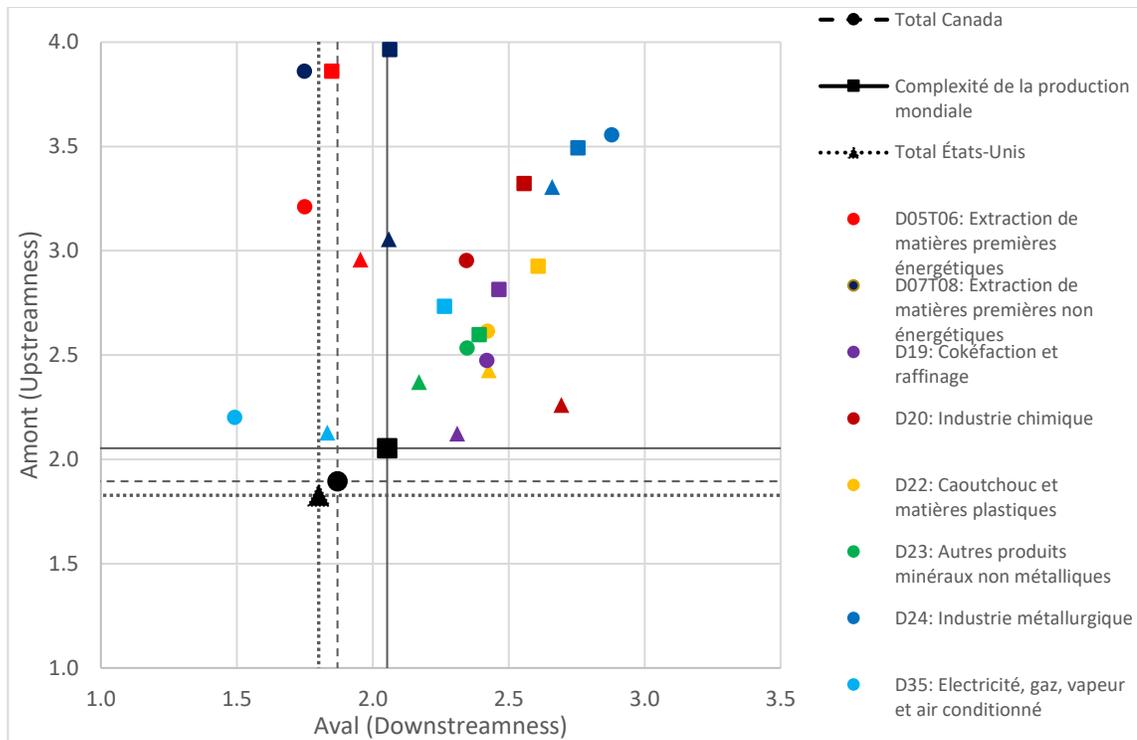


Figure 6.13 — Position en amont et en aval des industries du Canada et des États-Unis par rapport au total mondial en 2018

Source : construit par l’auteur avec les données de Mancini *et al.* (2022)

Pour conclure, le niveau environnemental des termes de l’échange en pollution s’empire même en valeur ajoutée, puisqu’il est passé de 1,17 à 1,46 entre 2000 et 2018. En retirant les services de l’équation, la situation ne s’améliore pas, puisque le Canada est passé d’un terme gagnant en 2000 avec 0,85 à perdant avec 1,25 en 2018. Sa moyenne pour la période demeure positive à 0,88, mais les trois dernières années ont marqué un changement important vers un terme de l’échange en pollution désavantageux. Le Canada exporte donc des biens plus intenses en émissions, sans surpris vu l’avantage comparatif qu’il a dans les industries plus polluantes, notamment D05T06. Pourtant, lorsque l’on isole le secteur manufacturier, ses termes se détériorent encore plus avec 1,45 en 2018 et une moyenne de 1,07. Nous pouvons supposer que le Canada a des processus de production moins efficace au niveau environnemental que ses partenaires ou qu’il se spécialise dans des étapes de productions plus en amont à l’intérieur même du secteur d’activité face à son principal partenaire les États-Unis.

## **6.4 Comparaison entre la spécificité économique de l'UE et celle du Canada**

Le but de cette section est de faire une comparaison entre le contexte européen et celui canadien, permettant d'établir les différences et similitudes entre les différents lieux d'implantation du MACF. Il est bien entendu évident que les deux pays sont fortement dissimilaires, l'UE étant une entité régionale composée de plusieurs États, alors que le Canada est un pays unique. L'exercice reste nécessaire pour permettre de comprendre les différences de contextes et ainsi adapter la politique de MACF à celui-ci.

Le tableau 6.16 permet de synthétiser les différences dans les indicateurs intérieurs des deux pays. Si la différence entre les déterminants de la taille n'est pas surprenante, le tableau démontre un point fort intéressant par rapport à la productivité énergétique. En effet, l'UE est beaucoup moins intense en émissions de polluant lors de la production. Pourtant, le niveau d'énergie renouvelable est grandement plus élevé au Canada. Deux possibilités existent pour expliquer cette situation.

La première est que le pays se spécialise dans des industries à plus forte intensité d'émission. Cependant, nous avons répété l'exercice par secteur industriel et le Canada demeurerait moins performant dans plusieurs industries, mais meilleur que l'UE dans d'autres (voir tableau 6.11).

La deuxième possibilité est que les techniques de production sont plus polluantes au Canada, impliquant un certain retard technologique face à l'UE. Ainsi, malgré une plus grande abondance d'électricité propre, les processus de production utiliseraient plutôt des énergies non renouvelables, ce qui expliquerait aussi la part stagnante de celle-ci. Nous pouvons à cet effet suggérer que le SEQE-UE a eu un effet positif à ce niveau. Il est aussi possible que la diversité énergétique dans les États et les provinces impliquent que certaines activités émettrices se produisent dans des régions où la part d'énergie renouvelable est faible.

**Tableau 6.16 Comparaison des déterminants intérieurs du Canada et l'UE en 2018**

Déterminant	Indicateur	UE 2018	Canada 2018
Taille	Population	447 M	37 M
	Produit intérieur brut	15 043 M\$	1 645 M\$
Composition industrielle	Part de la production de valeur ajoutée secteur primaire (D01T03)	1,82%	2,06%
	Part de la production de valeur ajoutée secteur secondaire (D05T39)	20,96%	18,89%
	Part de la production de valeur ajoutée secteur tertiaire (D41T98)	77,22%	79,05%
	Part de la consommation d'émissions secteur primaire (D01T03)	2,37%	2,91%
	Part de la consommation d'émissions secteur secondaire (D05T39)	54,90%	48,55%
	Part de la consommation brute d'émissions secteur tertiaire (D41T98)	20,79%	27,90%
Dépendance énergétique	Intensité de la production (D05T39)	162,8	357,7
	Part des énergies renouvelables dans la production d'électricité	32%	66%
	Part des énergies renouvelables dans l'offre d'énergie totale	15%	16%

La composition industrielle est relativement similaire, les deux pays étant des économies avancées où la part des services est dominante. L'UE a toutefois beaucoup plus de production dans les industries manufacturières, alors que le Canada est plus spécialisé dans celles extractives.

Le tableau 6.17 résume quant à lui les différents indicateurs externes de la spécificité économique en comparant la moyenne de la période 2000 à 2018 du Canada à celle de l'UE. Le point qui ressort le plus est la forte concentration du Canada dans ses échanges, ainsi que ses termes de l'échange en pollution désavantageux. Le Canada a donc une productivité environnementale plus faible que celle de ses partenaires et surtout que de l'UE. Autrement dit, le pays émet plus de CO<sub>2</sub> pour le même niveau de production. D'ailleurs, l'UE semble être particulièrement efficace puisque ses termes sont fortement avantageux. Il est possible d'y voir une certaine efficacité de sa politique de tarification du carbone qui est en place depuis 2005, ce qui n'est pas le cas pour le Canada qui n'avait aucune politique nationale durant la période étudiée

Un autre point marquant du tableau est le taux de pénétration des importations qui est beaucoup plus élevé au Canada qu'en UE. De plus, ce taux augmente lorsque pris dans sa perspective environnementale. Il faut noter qu'en prenant les données brutes, une certaine surévaluation des importations d'émission se produit pour les deux pays, phénomène qui se répète pour le taux d'ouverture. Cela témoigne du risque dans l'utilisation des données brutes qui sont souvent celles les plus accessibles. Finalement, le Canada est plus actif dans les CVM que l'UE, en ayant une position plus en aval que l'UE. Il est possible que cela vienne du fait que l'UE est un plus grand marché, ce qui lui permet de s'approvisionner en intrant intermédiaire localement, contrairement au Canada.

**Tableau 6.17 Comparaison entre la spécificité économique du Canada et l'UE, moyenne 2000 à 2018**

Déterminant	Indicateur	UE moyenne	Canada moyenne
<b>Ouverture au commerce</b>	Taux d'ouverture en valeur brute	34,68%	67,42%
	Taux d'ouverture en valeur ajoutée	27,89%	50,24%
	Taux d'ouverture CO2 production	60,80%	91,76%
	Taux d'ouverture CO2 consommation	40,78%	69,73%
	Taux de pénétration des importations en valeur brute	8,43%	18,15%
	Taux de pénétration des importations en valeur ajoutée	13,38%	24,95%
	Taux de pénétration des importations d'émissions (production)	32,65%	45,68%
	Taux de pénétration des importations d'émissions (consommation)	26,27%	32,82%
<b>Concentration des partenaires</b>	Concentration des partenaires d'importation en valeur brute	914	3157
	Concentration des partenaires d'importation en valeur ajoutée	1017	2695
	Concentration des partenaires d'importation d'émissions (production)	1069	2628
	Concentration des partenaires d'importation d'émissions (consommation)	1273	2222
<b>Avantage comparatif</b>	Avantage comparatif révélé (D05T039)	-0,028	0,028
	Avantage comparatif révélé (D010T033)	0,040	-0,034
	Termes de l'échange de pollution (total)	0,59	1,08

	Termes de l'échange de pollution brute (D05T039)	0,50	0,98
	Termes de l'échange de pollution brute (D010T033)	0,44	0,93
<b>Participation dans les CVM</b>	Participation en amont	0,146	0,239
	Participation en aval	0,151	0,135
	Indice de participation	0,296	0,374
<b>Position dans les CVM</b>	Indice de position	0,05	-0,58
<b>Avantage comparatif vertical</b>	Avantage comparatif vertical révélé (D05T039)	-0,071	0,023
	Avantage comparatif vertical révélé (D010T033)	0,052	-0,089
	Termes de l'échange de pollution (total)	0,50	1,11
	Termes de l'échange de pollution (D05T039)	0,44	0,88
	Termes de l'échange de pollution (D010T033)	0,33	1,07

Note : Lorsque le secteur n'est pas indiqué entre parenthèses, il comprend comme le total national

L'UE est donc clairement un pays dont la spécificité économique peut être résumée comme diversifiée, participant légèrement plus en amont dans les CVM et dont les termes de l'échange en pollution sont fortement à son avantage. Elle est donc possiblement spécialisée dans des étapes de production plus proche de la demande finale. Pour ce qui est du Canada, ses partenaires commerciaux sont peu diversifiés, avec une participation plus en aval dans les CVM, malgré l'importance des secteurs D05T06 et D07T08, et qui a des termes de l'échange en pollution variables, parfois à son désavantage, parfois à son avantage selon le secteur. Il serait donc généralement spécialisé dans des activités plus loin de la demande finale ou proche des facteurs de production primaire.

Maintenant que les bases ont été mises, nous pouvons développer plus en détail l'analyse de ces résultats sur le format du MACF canadien en nous basant sur la spécificité économique des États. Le prochain chapitre discute des possibles scénarios de MACF pour le Canada et des enjeux d'arbitrages qui seront nécessaires pour arriver à une politique satisfaisante et optimale.

## 7. Analyse

### 7.1 Format intermédiaire du MACF pour le Canada (compétitivité économique)

Le Canada est un plus petit pays dont le marché n'est pas suffisant pour soutenir sa croissance, d'où sa plus grande ouverture au commerce. Il a d'ailleurs un haut taux de concentration dans son commerce, augmentant les risques pour ses entreprises face à des concurrents portés par des marchés plus diversifiés. En ce sens, pour assurer la compétitivité de ses industries, le MACF prendrait la forme suivante.

#### 7.1.1 Industries touchées

Partiel, avec au minimum D05T06, D07T08 et D22. Les industries touchées doivent au minimum être celles dont le Canada conserve un avantage comparatif, ce qui inclut D05T06, D07T08, D22, D24 et D35. Elles doivent aussi avoir un taux de pénétration des importations plus élevé que la moyenne, ce qui est le cas pour toutes sauf D35. De plus, l'intensité des échanges doit être d'au moins 30 %, ce qui est le cas pour tous les secteurs, excepté D35, ainsi que D23 qui est à la limite. Parallèlement, dans une perspective de CVM, les tarifs aux importations ont un impact plus important sur la participation en amont alors que la participation en aval est plus sensible aux tarifs étrangers (Kowalski *et al.*, 2015) et par extension, à un prix national plus élevé. Les secteurs ayant la plus forte participation en amont sont D19, D20, D22 et D24. Ils ont donc une plus grande sensibilité aux tarifs d'importation, alors qu'en l'absence de MACF, elles compétitionnent mieux que ses concurrents nationaux plus intégrés. Ainsi, pour certaines activités de ces industries, un MACF partiel serait le plus à risque pour leur compétitivité. Toutefois, les données agrégées ne nous permettent pas un détail aussi précis. Conséquemment, nous considérons plutôt les données d'intensité d'émissions pour compléter l'analyse. Elles sont importantes puisqu'elles influencent directement sur le coût à payer lié à une tarification du carbone.

Ainsi, le Canada a un terme de l'échange en pollution favorable pour les industries D07T08, D20, D22, D23, D24 et D35, mais il faut noter qu'il est parfois plus polluant que

ses principaux partenaires, probablement dus à sa position dans les CVM pour certaines industries. Cette situation rend le calcul du coût du carbone ajusté avec un MACF partiel assez paradoxale, puisque D20, D22, D23, D24 et D35, s'en sortent encore plus négativement affecté par la tarification du carbone, ceux-ci connaissant une hausse moyenne de 93 % de leur coût du carbone. D24 est l'industrie la plus touchée avec une hausse de 144 % (voir tableau 7.1).

**Tableau 7.1 Différence du coût du carbone en pourcentage entre une politique unilatérale et un MACF partiel au prix cible de 130USD**

Industrie	Coût du carbone unilatéral	Coût du carbone MACF partiel	Différence
<b>D05T06: Extraction de matières premières énergétiques</b>	19,15	21,06	10
<b>D07T08: Extraction de matières premières non énergétiques</b>	4,67	5,60	20
<b>D19: Cokéfaction et raffinage</b>	56,18	62,86	12
<b>D20: Industrie chimique</b>	6,81	13,76	102
<b>D22: Caoutchouc et matières plastiques</b>	8,28	14,69	78
<b>D23: Autres produits minéraux non métalliques</b>	12,48	21,45	72
<b>D24: Industrie métallurgique</b>	22,24	54,25	144
<b>D35: Électricité, gaz, vapeur et air conditionné</b>	31,76	53,91	70

Note : Le coût du carbone est en pourcentage des coûts de production, alors que la différence représente le pourcentage d'augmentation par rapport à une politique unilatérale.

Source : Calcul de l'auteur avec les données du TiVA et du TeCO<sub>2</sub>

Lorsque nous ajustons en fonction d'un MACF complet, la hausse est moins drastique, avec une moyenne de 42 %. D'ailleurs, D05T06, D07T08 et D19 sortent même gagnantes pour ce scénario, avec une réduction moyenne de leur coût du carbone de 54 % face à une politique unilatérale (voir tableau 7.2). Cela s'explique par le fait qu'elles sont plus proches des facteurs de production primaire et donc moins sensible à l'augmentation du coût des échanges en amont. Selon ces résultats, les industries D05T06, D07T08 et D19 sont celle qui connaissent la plus faible augmentation, et donc celles qui devraient être sujettes au MACF, car les moins affectées par celui-ci, l'objectif étant de protéger la compétitivité.

**Tableau 7.2 Différence du coût du carbone en pourcentage entre une politique unilatérale et un MACF complet au prix cible de 130USD**

Industrie	Coût du carbone unilatéral	Coût du carbone MACF complet	Différence
<b>D05T06: Extraction de matières premières énergétiques</b>	19,15	5,91	-71
<b>D07T08: Extraction de matières premières non énergétiques</b>	4,67	2,12	-58
<b>D19: Cokéfaction et raffinage</b>	56,18	40,81	-33
<b>D20: Industrie chimique</b>	6,81	10,15	38
<b>D22: Caoutchouc et matières plastiques</b>	8,28	10,96	23
<b>D23: Autres produits minéraux non métalliques</b>	12,48	19,41	44
<b>D24: Industrie métallurgique</b>	22,24	37,55	57
<b>D35: Électricité, gaz, vapeur et air conditionné</b>	31,76	51,03	49

Note : Le coût du carbone est en pourcentage des coûts de production, alors que la différence représente le pourcentage d'augmentation par rapport à une politique unilatérale.

Source : calcul de l'auteur avec les données du TiVA et du TeCO2

Toutefois, il faut nuancer cette proposition puisqu'elle sous-entend un taux de transfert de coût des intrants intermédiaires étrangers de 100 %, alors que celui des extrants canadiens serait à 0 %, ce qui est loin d'être la réalité comme Neuhoff *et al.* (2019) l'explique. Conséquemment, si nous prenons l'hypothèse d'un taux de transfert de 50 % en amont et de 50 % en aval, toutes les industries s'en sortent mieux dans le cas d'un MACF complet que sans. Malgré tout, choisir seulement les industries qui ne sont plus impactées par un prix du carbone n'est pas la seule considération à avoir au niveau de la compétitivité, puisqu'il est évident que tous s'en sortiraient mieux sans tarification.

Dès lors, en considérant les industries avec un NRVCA et celles dont le coût du carbone augmente le moins en ajustant avec un MACF complet, D05T06, D07T08 et D22 sont le minimum à inclure dans le MACF pour protéger la compétitivité du Canada.

### **7.1.2 Exportation**

Exportation incluse pour toutes les industries choisies. L'inclusion des exportations est pratiquement systématique dans une perspective économique de protection des

entreprises locales. En effet, si un MACF est implanté, les entreprises importatrices payent en quelque sorte pour la pollution extérieure, puisqu'elles payeront plus cher pour ceux-ci, même si leur fournisseur étranger ne transmet que partiellement les coûts de ceux-ci. Conséquemment, l'analyse de la compétitivité des exportations basées sur le coût du carbone ne se fait plus seulement sur les données en valeur ajoutée, mais plutôt en valeurs brutes, pour inclure ce prix payé. Nous avons remarqué que le coût du carbone diminue en moyenne de 38 % lorsque le MACF est complet face à un MACF partiel.

D'autre part, plus le pays est ouvert, plus ses entreprises doivent compétitionner sur les marchés internationaux. Le Canada a un important taux d'ouverture, mais l'importance des exportations dans son PIB est relativement faible avec 23 %. Toutefois, pour les industries spécifiques, elles sont toutes fortement au-dessus de ce niveau, outre D35 qui est en dessous et D23 qui est légèrement au-dessus. De plus, D05T06 et D07T08 sont des industries particulièrement en amont dans les CVM, signifiant qu'elles sont vulnérables à des chocs de demande. Elles sont nécessairement plus sensibles aux tarifs étrangers, mais aussi par extension à une différence de coût avec ses concurrents comme c'est le cas avec un prix du carbone unilatéral. Elles doivent donc garder leur coût bas pour compétitionner sur les marchés internationaux, indiquant une nécessité d'un remboursement à l'exportation.

D20, D22 et D24 sont quant à elles au milieu de CVM souvent plus complexe. Une perturbation dans celle-ci peut se répercuter autant en amont qu'en aval, posant un risque de transmission sur toutes les étapes de la chaîne. Leur position demeure plus en aval, impliquant une participation en amont plus importante et donc une sensibilité aux tarifs d'importation locaux, puisqu'intensive en intrants intermédiaires étrangers. De plus, elles compétitionnent aussi à l'international avec leur propre bien intermédiaire. Sachant que l'effet de diffusion est plus important dans les CVM, la pression est plus forte sur les prix des intermédiaires qui s'échangent sur les marchés internationaux, les rendant plus sensibles à des variations de prix. L'inclusion des exportations est donc nécessaire pour protéger la compétitivité de ces dernières et ainsi leur permettre de continuer à être utilisés comme intrant à des produits à plus forte valeur ajoutée.

### **7.1.3 Émission indirecte**

Complet. Le Canada a un relativement bon ratio d'électricité provenant d'énergie renouvelable, tout en ayant une intensité de production élevée. D'un point de vue compétitif, les entreprises canadiennes ont donc légèrement moins à faire pour réduire leurs émissions. Toutefois, la productivité environnementale ne suivant pas la même tendance, il demeure important de mettre en place de mesure protégeant les industries qui n'ont pas accès à de l'énergie propre que ce soit lié à une situation géographique ou technologique. Surtout, les données en valeur ajoutée nous démontrent que même si l'électricité n'est pas importée directement, elle demeure un important intrant dans la production, puisqu'elle représente 34 % des importations de CO2 consommé, face à seulement 5 % du CO2 importé directement.

### **7.1.4 Profondeur**

Simple pour D05T06 et D07T08, mais complexe pour D22. Le Canada a des CVM en moyenne plus courtes que la moyenne mondiale, ses industries étant plus en aval par rapport à la demande finale et plus en amont par rapport à la valeur ajoutée. Conséquemment, sa compétitivité se situe plus dans le domaine des services, ce qui s'accorde avec la part majoritaire qu'ils jouent dans son PIB. Pour les huit industries étudiées, les positions sont les mêmes, sauf pour D24 qui se situent plus en aval de la valeur ajoutée et plus en amont de la demande finale. Par rapport aux États-Unis, la position reste la même pour D24, mais le reste est plus en amont pour la demande finale (*upstreamness*), tout en variant selon les secteurs par rapport à la valeur ajoutée (*downstreamness*).

Plus spécifiquement, pour les 3 entreprises assujetties au MACF, D05T06 est en amont autant en demande qu'en valeur ajoutée, par rapport aux États-Unis, mais plus en aval du reste du monde pour la demande finale. C'est le cas aussi pour D07T08. Pour D22, elle est environ au même niveau d'aval en valeur ajoutée que les États-Unis, mais plus en amont mondialement, alors qu'en demande finale, elle est plus en aval mondialement, mais plus en amont face aux États-Unis. D22 est située dans le quadrant en haut à gauche, c'est-à-dire au milieu de CVM complexe. Elle est donc vulnérable à des chocs de demande

et d'offre. En regardant l'indicateur de participation, elle reçoit beaucoup de biens intermédiaires étrangers qu'elle transforme pour revendre à des activités plus en aval dans la chaîne. Conséquemment, sa compétitivité réside dans la capacité à avoir accès à des intrants à faible coût, pour pouvoir elle-même produire des biens intermédiaires à faible coût. Le MACF devrait donc inclure les matériaux aux biens semi-finis pour cette industrie. Puisque D05T06 et D07T08 sont positionnés en amont, signifiant une participation plus en aval, la profondeur du MACF peut rester simple pour ceux-ci.

### ***7.1.5 Sommaire***

Le MACF intermédiaire canadien pour protéger la compétitivité devrait inclure les industries D05T06, D07T08 et D22, qui rembourse les exportations et comptabilise les émissions indirectes. Sa profondeur doit s'étendre des matériaux aux biens semi-finis pour le secteur D22, mais simple pour les secteurs D05T06 et D07T08. Tous les pays devraient être assujettis au MACF sans discrimination au regard du droit international de l'OMC. Toutefois, dans une perspective de compétitivité économique, l'importance majeure des États-Unis dans le commerce canadien, notamment la forte imbrication dans ses chaînes de valeur, rend presque inévitable l'exclusion de celui-ci du MACF, pour protéger la compétitivité canadienne. Toutefois, son retrait implique aussi un important risque de contournement, puisqu'en moyenne 20 % des importations provenant des États-Unis dans les industries analysées sont en fait indirectes. Conséquemment, cela représente des possibilités de voir ces industries dévier de leur CVM pour passer par les États-Unis pour certaines étapes de fabrication, évitant d'avoir à payer le MACF et surtout faisant perdre des industries au Canada. Un important arbitrage est nécessaire, puisque l'ajout d'un remboursement aux exportations réduit la pression pour les entreprises canadiennes qui exportent en moyenne 62 % de leur production vers les États-Unis, alors qu'ils importent seulement 38 %.

## **7.2 Format intermédiaire du MACF pour le Canada (fuite de carbone)**

Le Canada est généralement un exportateur de carbone, puisque sa balance entre sa consommation et sa production est positive. Le risque de fuite de carbone peut donc sembler moindre. Toutefois, sa participation active dans les CVM et dans le commerce en

général fait en sorte qu'il échange beaucoup, laissant les canaux de fuites de carbone ouvert. De plus, sa position d'exportateur de carbone a varié durant la période 2000 à 2018, démontrant que cette dernière n'est pas immuable. Pour assurer une pleine efficacité de sa politique de tarification du carbone, le MACF prendrait la forme suivante.

### **7.2.1 Industries touchées**

Partiel, avec au minimum D20, D22, 23 et D24 d'incluses. Les industries D07T08, D20, D22, D23, D24 et D35 ont tous un terme de l'échange en pollution favorable pour le Canada puisqu'en dessous de 1. Dès lors, l'intensité des exportations est plus basse que celle des importations. À cela s'ajoute le niveau d'importation d'émission, c'est-à-dire la pénétration des importations, qui est au-dessus de 50 % pour les secteurs D20, D22, D23 et D24. Il faut aussi prendre en considération l'ouverture au commerce, puisqu'une plus grande ouverture accentue le risque de fuite. Tous les secteurs, excepté D35, ont un indice au-dessus de 50 %, alors que les industries D05T06, D20, D22, et D24 sont au-dessus de 100 %. Si nous regardons l'ouverture en termes d'échange d'émissions, D05T06, D07T08, D20, D22 et D24 sont tous au-dessus de 100 %. Finalement, selon les critères de l'UE pour identifier les secteurs à risque, tous ont une intensité d'échange au-dessus de 30 %, bien que D23 est à la limite.

Pour ce qui est du coût du carbone, en prenant le prix de 2023, D07T08, D20, D22 et D23 n'atteignent pas le seuil minimum de 5 %. Avec le prix cible du gouvernement canadien pour 2030, seule D07T08 est toujours exclue. Comme le but du MACF est de permettre d'atteindre un prix du carbone en réduisant les risques, nous considérons que la cible du gouvernement canadien est le barème à prendre. Selon ces résultats, D05T06, D20, D22, D23 et D24 sont les industries qui sont les plus à risque de fuite de carbone et qui devraient ainsi être minimale incluses dans le MACF. Il faut noter que l'implantation d'un MACF complet pour l'industrie D05T06 réduit son coût du carbone de 71 %, alors qu'un partiel l'augmente de seulement 10 %. À cet effet, comme le Canada à un terme de l'échange en pollution défavorable pour cette industrie, environnementalement parlant, il est globalement mieux d'importer les biens de cette industrie. Les industries à inclure dans le MACF pour limiter les fuites de carbone sont donc D20, D22, D23 et D24.

### **7.2.2 Exportation**

Exportations exclues pour toutes les industries. Le Canada a des termes de l'échange en pollution favorable dans les industries D07T08, D20, D22, D23, D24 et D35. De plus, les industries D20, D22, D23 sont positionnées plus *downstream* de la demande finale, mais plus *upstream* de la valeur ajoutée par rapport au reste du monde. Pour ce qui est de D24, l'industrie est plus *upstream* de la demande finale, participant à des CVM plus complexes, mais plus *downstream* de la valeur ajoutée. Allié à un terme de l'échange en pollution favorable, cela suggère que ces secteurs importent les biens issus des étapes de production plus émettrices, pour ensuite exporter des biens transformés moins polluants. Toutefois, lorsqu'on analyse plus en détail en mettant en relation avec les États-Unis, le Canada semble plutôt produire des biens plus en amont et polluant pour ceux-ci.

Dans ce contexte, il est probable que certains secteurs plus en aval des industries utilisent des intermédiaires plus polluants venant de l'étranger pour produire leurs biens qu'ils exportent par la suite. Cela se confirme notamment par l'importante augmentation du coût du carbone lorsqu'ajusté avec un MACF partiel, en moyenne 99 %, mais réduite à 41 % dans le cas d'un MACF complet incluant un remboursement sur les exportations. La différence entre les deux, d'une moyenne de 28 %, représente donc une partie des importations qui n'ont fait que transiter par les CVM du Canada, pour alimenter une consommation plus en aval.

Finalement, les émissions produites localement sont généralement plus exportées que consommées à l'intérieur du pays. En effet, l'industrie D20 exporte 64 % de ses émissions, D22 55 %, D23 27 % et D24 87 %. Mettre en place un remboursement pour les exportations impliquerait que près du deux tiers de celles-ci ne seraient plus couverts par un prix du carbone. Même si les termes de l'échange en pollution sont favorables, ces industries demeurent fortement polluantes et nécessitent un prix qui favorise le changement.

### **7.2.3 Émission indirecte**

Complet. La part d'énergie renouvelable dans la production d'électricité stagne entre 60 % et 65 % depuis 2000, signifiant qu'environ un tiers est toujours produit par des

énergies fossiles. De plus, les États-Unis ont une proportion de 17 %, alors que l'UE est à 32 % et la Chine à 26 %. Ces trois partenaires représentent en moyenne 62 % des émissions importées dans le commerce des huit industries étudiées pour 65 % des importations. D'ailleurs, l'électricité importée indirectement représente environ 34 % de toutes les émissions imbriquées dans les échanges canadiens. Il est donc nécessaire de mettre en place un MACF qui inclue les émissions indirectes.

#### **7.2.4 Profondeur**

En prenant l'indicateur conjoint *d'upstreamness* et de *downstreamness*, les quatre industries sélectionnées font toutes partie de CVM complexe, nécessitant plusieurs étapes de fabrication et d'intrants eux-mêmes complexes. Considérant que les premières étapes de transformation sont généralement les plus émettrices, c'est-à-dire le processus de production entre les matières premières et les matières de base et celui entre les matières de base et les produits de base, une position *d'upstreamness* plus en amont dans une CVM manufacturière équivaut généralement à une position plus polluante. Le niveau de *downstreamness* s'interprète similairement, avec une proximité par rapport aux facteurs de production primaire impliquant moins de transformation, donc moins d'émissions. Bien sûr, cette relation diffère selon le type de bien, mais nous considérons ici le niveau extractif comme étant le plus proche des matières premières. Ainsi, le Canada est généralement moins *upstream* dans les CVM par rapport à la moyenne mondiale pour D20, D22 et D23, mais plus *upstream* pour l'industrie D24. Pour la position *downstreamness*, le schéma se répète, mais D24 s'éloigne des facteurs primaires. Puisqu'il a des termes de l'échange en pollution favorable pour ces industries, la corrélation semble tenir, sauf pour D24. Il est possible que la relation diverge selon les industries, notamment si les intrants ne sont pas nécessairement polluants, mais que le processus de transformation le soit fortement.

Par ailleurs, lorsqu'analysées par rapport aux États-Unis, D20, D22 et D23 deviennent plus *upstream*, tandis que D24 reste à la même position. Parallèlement, D23 est plus *downstream*, D20 est moins *downstream* et D22 est pratiquement au même niveau. Comme cela contredit notre prédiction associée aux termes de l'échange en pollution, nous avons vérifié l'intensité de production directement des États-Unis. Le Canada est

plus émetteur pour les quatre industries et plus particulièrement pour D22. Nous en déduisons que cette étape de production plus en amont dans cette CVM est beaucoup plus polluante que les étapes suivantes. D'ailleurs, l'énergie renouvelable disponible par rapport à l'offre totale d'énergie est plus faible aux États-Unis (7,8 %) qu'au Canada (16,3 %), ce qui suggère que la production canadienne serait encore plus polluante dans un contexte où l'ensemble de son énergie était de source fossile, justifiant une position en amont.

Finalement, le taux de pénétration des importations est plus élevé en données de CO2 qu'en données économiques, signifiant possiblement que les importations étaient de moins grande valeur, donc plus en amont. À cet effet, le taux de pénétration est plus élevé en valeur brute qu'en valeur ajoutée pour les 4 industries. Il y a donc eu beaucoup d'importation d'intrants intermédiaires qui ont servi à la fabrication pour ensuite être exportés. Cela est validé par la différence entre le coût du carbone avec MACF complet et celui avec MACF partiel.

En somme, la complexité même des CVM choisies implique un fort risque de fuite de carbone si la profondeur n'est pas assez élevée. Comme nous l'avons remarqué avec le cas de D22 et les États-Unis, une différence d'étape de fabrication peut fortement changer l'intensité d'émission de la production. De plus, les quatre industries participent dans des CVM complexes, ce qui implique aussi un important risque de transbordement, particulièrement entre les produits de bases et les biens semi-finis. Pour éviter les risques de contournement, le MACF doit être assez profond pour inclure certains niveaux de bien semi-finis.

### ***7.2.5 Sommaire***

Le MACF intermédiaire pour répondre à l'objectif de réduction des fuites de carbone à un design qui inclue seulement les importations pour les branches D20, D22, D23 et D24. Les émissions indirectes font partie du taux d'émissions à payer, tandis que la profondeur va de l'amont, incluant les matières premières à transformer, jusqu'à l'aval, incluant certains produits semi-finis. Pour ce qui est des États-Unis, le Canada importe en moyenne 35 % de ses émissions brutes de celui-ci, mais en consomme seulement 22 %. Ils

demeurent son deuxième plus important partenaire d'émissions. Ainsi, partant de ce constat, exclure les États-Unis du MACF réduirait fortement sa capacité dans une perspective environnementale. Il n'y a donc aucun pays à exclure dans cette dimension.

Maintenant que les formats intermédiaires du MACF selon les objectifs spécifiques ont été développés, l'étape d'arbitrage est la dernière pour arriver à un design final de l'outil de contingence des risques d'une politique de tarification du carbone.

### **7.3 Format final du MACF canadien**

La dernière étape de notre analyse implique de faire un arbitrage entre les choix économiques et les choix environnementaux, pour fournir un format potentiel qui satisfait les objectifs conjoints de réduction des risques de fuite de carbone et de compétitivité. Cet exercice demeure ici théorique et loin des considérations politiques, légales et pratiques qui seraient impliquées dans le contexte réel d'un gouvernement.

#### **7.3.1 Industries touchées**

Le MACF final inclut les industries D20, D22 et D24, avec une option pour D23. L'arbitrage a été fait entre les résultats pour chaque objectif qui donnaient une application du MACF aux industries D20, D22, 23 et D24 pour les fuites de carbones et D05T06, D07T08 et D22 pour la compétitivité économique. Seule l'industrie D22 est concomitante entre les deux et est donc assujettie d'office à la politique.

D05T06 a un niveau de pollution élevé, ainsi qu'un terme de l'échange défavorable. À cet effet, elle est beaucoup plus intensive en pollution que ses concurrents étrangers, avec un niveau de 3,67, le deuxième plus élevé de toutes les industries étudiées. Cela se matérialise par un coût du carbone de 19,15 % en 2030, soit deux fois plus que son partenaire le plus polluant, les États-Unis avec 8,46 %<sup>13</sup>. Plus encore, son deuxième plus important partenaire, l'Arabie Saoudite qui représente 18,5 % de ses importations, à un coût du carbone de 0,44 %. Même défendu par sa position économique forte dans le

---

<sup>13</sup> L'indicateur coût du carbone est appliqué sur la productivité locale des émissions du pays source. Il peut d'ailleurs être considéré comme le taux à payer lorsque le bien est importé au Canada si un MACF est mis en place.

Canada, il demeure difficile de justifier une telle disparité d'un point de vue environnemental. Pour avoir une politique conséquente avec l'objectif de fuite de carbone et ainsi limiter les possibles critiques internationales de protectionnisme, nous considérons que cette industrie ne devrait pas faire partie du MACF final.

D24 est un secteur complexe, avec une forte participation en amont, ce qui sous-entend un fort risque de fuite de carbone, d'ailleurs démontré par le fait qu'il a le plus haut taux de pénétration des importations de CO<sub>2</sub>. Parallèlement, l'industrie a un RCVA oscillant entre le positif et le négatif, mais un clair RCA, signifiant donc aussi qu'il compte sur un grand nombre d'intrants étranger pour sa production. Son RCA s'est particulièrement amélioré durant la période 2000-2018. Il est donc possiblement spécialisé dans certains segments de l'industrie où il était le plus performant, sous-traitant à l'étranger d'autres étapes de transformations avec un plus grand ratio de valeur ajoutée. En effet, il est plus loin des facteurs primaires que le reste du monde, mais aussi plus loin de la demande finale, logiquement dû à la complexité de production qui implique de nombreux intrants intermédiaires. Ses activités semblent être moins polluantes étant donné son avantage en termes de l'échange en pollution, mais il s'est toutefois réduit avec le temps. En ce sens, ses partenaires commerciaux ont amélioré leur intensité d'émissions plus fortement que le Canada, mais demeure plus émettrice. Il semble donc que la compétitivité du Canada soit à plusieurs niveaux dans cette CVM complexe, ce qui augmente aussi le risque de fuite de carbone. Le niveau élevé de pollution de ses échanges, mais aussi sa part importante dans les émissions nationales et son ouverture au commerce rend nécessaire de l'inclure dans le format final, car le risque de transbordement demeure élevé.

Pour ce qui est de D20, le Canada n'a ni de RCVA ni de RCV dans le secteur. Malgré cela, l'industrie est très active à l'internationale, avec des niveaux de pénétration des importations et d'intensité des échanges au-dessus de 50 %. Elles sont aussi plus proches des intrants primaires que le reste du monde, mais distantes de la demande finale, suggérant une position dans les étapes de transformation plus en amont dans une CVM complexe. Toutefois, son terme de l'échange en pollution s'est empiré, devenant pratiquement neutre. Alors que son niveau de pénétration des importations en CO<sub>2</sub> est resté stable, tout comme les importations brutes, celui en valeur ajoutée a légèrement

augmenté, signifiant une augmentation de sa dépendance face à la valeur ajoutée étrangère. Au niveau de ses exportations, elles sont restées stables autant en CO2 qu'en terme monétaire. Le Canada semble ainsi avoir augmenté sa consommation en bien étranger par une position qui s'est progressivement orientée plus en amont, ce que démontre son terme de l'échange en pollution, mais aussi sa participation plus en amont. De plus, son coût du carbone demeure le plus faible des industries manufacturières, ce qui n'empêche pas l'industrie de présenter une forte part d'émissions dans la composition industrielle du Canada. Pour éviter que plus d'émissions se délocalisent, il est nécessaire de l'inclure dans le MACF final. Même si elle n'a pas d'avantage comparatif, sa stabilité durant la période témoigne d'une industrie solide, avec une forte présence interne, mais aussi une portée internationale, nécessitant son inclusion.

Enfin, D23 est un secteur industriel moins intense en échange, avec les taux d'ouverture les plus faibles du segment manufacturier, ainsi qu'une plus faible participation dans les CVM. D'ailleurs, outre D05T06, elle est l'industrie ayant la plus petite différence entre sa participation en aval et en amont. Bien qu'elle soit positionnée dans des CVM complexes, il semblerait qu'elle soit plus intégrée localement qu'internationalement. Elle a toutefois le plus favorable terme de l'échange en pollution, autant en valeur ajoutée qu'en valeur brute, signifiant possiblement que lorsqu'elle exporte, ce sont généralement des produits plus transformés. L'exception demeure les États-Unis où son intensité d'émission est comparativement plus élevée, ce qui sous-entend une position possiblement plus en amont avec celui-ci. Effectivement, les États-Unis sont plus proches des facteurs primaires, mais aussi de la demande finale. Le Canada importerait donc des intrants plus en amont des États-Unis, mais possiblement plus faibles en émission, pour les consommer localement ou les réexportés plus transformés. La portée plus locale de cette industrie, mais tout de même fortement émettrice la place dans une situation plus incertaine face à son inclusion dans le MACF. C'est d'ailleurs celle qui bénéficie le moins entre un MACF partiel et un MACF complet, confirmant son orientation plus locale. Dans ce contexte, nous ne l'incluons pas dans le design final malgré son coût du carbone élevé.

### *7.3.2 Exportation*

L'aspect exportation est le point d'arbitrage le plus difficile à trancher, particulièrement dans notre perspective qui inclue les CVM. En effet, nous avons déjà remarqué que, compétitivement parlant, l'implantation d'un MACF partiel serait plus dommageable pour les industries D20, D22 et D24 qu'une simple politique de tarification unilatérale. Bien que cela implique le postulat d'un taux de transferts de 100 % en amont, mais 0 % en aval, il demeure un témoin fort de l'intrication des CVM du Canada avec l'international. La mise en place d'un remboursement pour les exportations vient diminuer l'augmentation du tiers environ. Dans un contexte de CVM, il apparaît clair que l'augmentation du coût des échanges, par la hausse du prix des intermédiaires polluants, a un effet de cascade sur le reste des coûts de production dans la CVM. Comme les industries ciblées sont au milieu, le remboursement à l'exportation allégerait l'impact et donc leur participation en aval. Cependant, cela implique aussi qu'environ le tiers des émissions, c'est-à-dire la différence entre le coût du carbone du MACF partiel et de celui complet, ne serait plus sujet à une tarification carbone dans la CVM.

Les États-Unis sont le partenaire majoritaire pour les exportations de ces trois industries et conservent une intensité d'émission plus faible. En conséquence, inclure les exportations accentue les émissions globales et limite l'effectivité de la tarification du carbone. Puisque le Canada est une économie avancée avec une bonne part d'énergie renouvelable, les développements technologiques, notamment l'utilisation de l'électricité dans les processus de production, pourraient limiter les effets négatifs du MACF sur le moyen terme en réduisant l'intensité de la production locale, compensant ainsi le coût payé par l'importation. À plus court terme, il pourrait cependant y avoir un remodelage de la CVM qui réduirait sa longueur à l'étranger au bénéfice d'une plus grande participation en amont localement, dans le contexte où le coût des échanges non lié au prix du carbone est plus élevé que les coûts additionnels du carbone. Comme le Canada est un plus petit pays, il n'est pas certain qu'il puisse avoir l'offre nécessaire pour cette substitution. L'autre possibilité serait que la CVM s'allonge à l'étranger, avec une participation du Canada plus en aval de la demande, c'est-à-dire dans les étapes finales de production, ou plus en amont de la valeur ajoutée, comme les services associés tels que la

R&D. Sa position de pays développé devrait d'ailleurs lui permettre de compétitionner autre part, notamment grâce à son capital immatériel et sa main-d'œuvre qualifiée (Van Der Marel, 2015).

Il n'en demeure pas moins que l'exclusion des exportations aura un impact important sur la compétitivité des firmes fortement imbriquées dans des CVM. Elle reste toutefois nécessaire pour assurer la cohérence de la politique de tarification du carbone, à savoir l'internalisation des externalités environnementales négatives, comme en témoigne l'UE.

### **7.3.3 Émission indirecte**

Complet. Les émissions indirectes sont importantes autant dans leur effet environnemental que dans leur importance économique. L'électricité joue un rôle majeur comme intrant dans la production en étant très *downstream* et peu *upstream*. Cela signifie que sa participation en aval est élevée et que conséquemment, elle est un point de pression important pour réduire efficacement les émissions imbriquées dans la production. Même si le Canada est moins émetteur dans ce domaine par rapport à la moyenne mondiale qui est autour de 30 %, elle représente tout de même 13 % de ses émissions. Pour les États-Unis, c'est 37 % de ses émissions qui proviennent de ce secteur. De plus, non seulement ses industries sont plus intensives en électricité que celle du Canada, elle représente aussi une plus grande proportion dans les émissions de sa production. Il est donc nécessaire d'inclure ces dernières dans le MACF.

### **7.3.4 Profondeur**

Nos données ne nous permettent pas de pousser notre analyse à un niveau de détail qui établirait la nature exacte des intrants et des extrants que les industries ciblées produisent et consomment dans la chaîne. Toutefois, comme nous avons positionné le Canada *downstream* par rapport à la valeur ajoutée et *upstream* par rapport à la demande finale, le Canada semble être un producteur de matière de base et de produit de base pour l'industrie D24. Il fournit donc des usines fabriquant des produits semi-finis ou finis. Le risque de transbordement et de contournement est bien présent puisque l'industrie locale est impliquée dans les étapes les plus polluantes. Il y a de plus un risque que ses exportations trouvent plus difficilement preneurs, ce qui pourrait mener à un

raccourcissement de sa CVM en relocalisant les étapes de transformation subséquentes au Canada, ce qui compenserait la hausse des coûts de production par une réduction équivalente dans d'autres facteurs de production liés aux coûts des échanges.

D20 est un peu plus *upstream* de la valeur ajoutée face au reste du monde et des États-Unis et *upstream* de la demande finale face aux États-Unis. De plus, elle participe fortement dans des CVM, en étant l'industrie manufacturière ayant la plus forte participation en aval, signifiant qu'elle produit probablement des intrants nécessaires à des productions plus en *downstream* pour les États-Unis, tout en consommant des produits un peu plus transformés provenant d'ailleurs. Si l'on ajoute son terme de l'échange en pollution qui s'est dégradé, cela suggère que son rôle dans les CVM semble s'orienter un peu plus en amont, tout en demeurant au milieu. Son risque de transbordement est donc plus élevé, puisqu'elle se situe probablement autour des produits de base. En conséquence, la profondeur doit donc inclure aussi des produits un peu plus en amont pour éviter le risque de voir complètement s'effondrer la chaîne de production locale en aval, par la déviation des échanges qui verraient une augmentation des importations de produits plus finis.

Finalement, D22 est plus *upstream* de la demande finale que les États-Unis et plus *upstream* de la valeur ajoutée que le reste du monde. Nous pouvons donc conclure qu'elle se situe environ au niveau des matériaux de base et des produits de bases. À nouveau la profondeur doit être suffisamment en amont, c'est-à-dire entre les matières premières et les matériaux de base, mais aussi en aval, entre les produits de bases et les produits semi-finis.

Bref, tous les produits inclus dans le MACF nécessitent une profondeur complexe, mais qui s'arrête au produit semi-fini. À cet effet, le tableau 7.3 démontre la faiblesse des coûts du carbone pour les secteurs plus en aval et qui sont généralement ceux focalisés sur la production de biens semi-finis et finis. Le prix du carbone représente généralement une part relativement petite de leur coût de production, expliquant le désintérêt d'appliquer le MACF à ceux-ci. En effet, les coûts administratifs de la gestion de la conformité seraient possiblement plus élevés que la somme prélevée (Commission européenne, 2021b; Keen

et al., 2022), ce qui rendrait négatif le coût de revient de la politique. Cela étant dit, le choix de la profondeur reste à nouveau difficile à mettre en application et devrait être évalué avec plus de précision lors de l'implantation.

**Tableau 7.3 Coût du carbone pour les industries canadiennes du secteur extractif et manufacturier en 2018**

Coût du carbone (% de la valeur ajoutée)			
Industries	Unilatérale	MACF partiel	MACF complet
<b>D05T06: Extraction de matières premières énergétiques</b>	19,15	21,06	5,49
<b>D07T08: Extraction de matières premières non énergétiques</b>	4,67	5,60	1,97
<b>D09: Services de soutien aux industries extractives</b>	3,68	3,81	2,46
<b>D10T33: Industrie manufacturière</b>	7,64	11,86	7,85
<b>D10T12: Industries alimentaires, boissons et tabac</b>	2,08	2,78	2,18
<b>D13T15: Industrie du textile, de l'habillement, du cuir et de la chaussure</b>	1,14	6,09	5,45
<b>D16: Production de bois, fabrication d'articles en bois et en liège</b>	5,30	5,61	2,86
<b>D17T18: Industrie du papier, du carton ; imprimerie et reproduction d'enregistrements</b>	6,61	8,11	4,41
<b>D19: Cokéfaction et raffinage</b>	56,18	62,86	37,89
<b>D20: Industrie chimique</b>	6,81	13,76	9,42
<b>D21: Industrie pharmaceutique</b>	5,36	9,55	6,77
<b>D22: Caoutchouc et matières plastiques</b>	8,28	14,69	10,18
<b>D23: Autres produits minéraux non métalliques</b>	12,48	21,45	18,03
<b>D24: Industrie métallurgique</b>	22,24	54,25	34,86
<b>D25: Fabrication de produits métalliques</b>	0,46	1,16	0,94
<b>D26: Produits informatiques, appareils électroniques et optiques</b>	0,29	1,98	1,75
<b>D27: Équipements électriques</b>	0,37	1,76	1,55
<b>D28: Machines et équipements n.c.a.</b>	0,38	1,02	0,78
<b>D29: Industrie automobile</b>	0,60	1,07	0,61
<b>D30: Autres matériels de transport</b>	0,40	0,59	0,32
<b>D31T33: Autres activités de fabrication; réparation et installation de machines et d'équipements</b>	5,62	9,15	7,23

Note : Le calcul est basé sur le prix du carbone cible pour 2030 de 130 USD.

Source : construit par l'auteur avec les données du TiVA et du TeCO<sub>2</sub> (OCDE, 2021a; OCDE, 2021b)

### 7.3.5 Sommaire des résultats

Le MACF dans son format final prendrait donc la forme d'un tarif appliquée seulement aux importations des industries émettrices des branches d'activité D20, D22 et D24. Cela

inclue aussi les émissions indirectes de *scope 2*, c'est-à-dire d'électricité utilisée dans le processus de production. La profondeur doit être complexe et inclure les étapes de transformations des matières premières à matières de base et de matières de base à produit de base. La transformation de produit de base à produit semi-fini pourrait potentiellement être incluse pour certains biens plus à risque de transbordement, notamment dans le secteur D24 qui participe à des CVM plus complexes.

Par ailleurs, il est important de conclure ce chapitre par un dernier point sur la *spécificité économique* du Canada. Celle-ci est clairement contrainte par sa position géographique avec les États-Unis. En effet, son niveau de concentration très élevé dans ses exportations témoigne du peu de diversification dans ceux-ci. L'analyse de la composition des partenaires renforce ceci en identifiant la forte dépendance avec les États-Unis, non seulement comme consommateur final de ses produits, mais aussi pour son intégration dans le commerce international à travers les CVM. Cette position centrale, dans ceux-ci, c'est-à-dire ni trop *upstream*, ni trop *downstream*, rend encore plus difficile la situation, surtout que le Canada est un petit pays.

Cette section conclut l'analyse des résultats de la *spécificité économique* du Canada sur le format d'implantation d'un MACF. Dans le prochain chapitre, nous ferons le point sur nos résultats et des implications qui en découle. Nous pourrions par cela mettre en évidence les apports de notre recherche à la littérature, mais aussi certaines limites qui pourraient être abordées dans de futures recherches sur le sujet.

## 8. Discussion et Conclusion

### 8.1 Sommaires

Notre étude avait pour but d'appliquer les connaissances théoriques de la littérature du commerce en tant que chaîne de valeur mondiale sur le design d'une politique commerciale environnementale, les mécanismes d'ajustement du carbone à la frontière. En utilisant une méthodologie plus pratique, c'est-à-dire en nous positionnant comme un décideur politique devant faire des choix, nous avons pu explorer le sujet d'une autre manière qu'à travers des études qualitatives et quantitatives plus classiques.

Nous avons ainsi théorisé notre approche en développant un cadre conceptuel mettant de l'avant la *spécificité économique* comme déterminant sur quatre aspects du format (Cosbey *et al.*, 2019; Keen *et al.*, 2022) que doit prendre l'outil pour être efficace dans son contexte d'implantation. Cette intuition était d'ailleurs soutenue par les domaines de la conception de politique et le transfert de politique (Mossberger *et al.*, 2003), ainsi que dans notre revue de littérature sur les politiques environnementales (Böhringer *et al.*, 2015; Fischer *et al.*, 2012; Forslid *et al.*, 2017; Keen *et al.*, 2022; Steinebach *et al.*, 2020) et sur le commerce international (Anderson *et al.*, 2004; Beaudreau, 2013; Ceglowski, 2017; Johnson, 2014; Muradov, 2017; Timmer, Los, *et al.*, 2014). Elle a de plus été validée au courant de notre étude par la publication de l'article de synthèse littéraire de Zhong *et al.* (2023) qui met de l'avant l'importance du contexte économique. Si notre méthode de recherche sortait quelque peu de l'ordinaire, nous considérons qu'elle a tout de même permis de faire avancer les connaissances dans le sujet des MACF, notamment en liant plus activement celle-ci à la littérature sur les CVM.

En effet, l'un des résultats intéressants de notre approche est d'avoir démontré que, malgré ce que laissent supposer les discours, l'objectif de compétitivité est parfois difficilement atteignable, et plus particulièrement pour les industries fortement actives dans des CVM. Nous avons aussi pu établir que le design jouait un rôle important dans les succès de l'outil sur la compétitivité. Pour cause, selon les secteurs, un MACF complet, c'est-à-dire intégrant une remise à l'exportation, peut faire diminuer le coût du carbone intérieur en

deçà du prix unilatéral. Cet effet est d'ailleurs plus marqué pour le Canada que pour l'UE, signifiant que la *spécificité commerciale* a bel et bien influencé le résultat. Cette dernière a aussi démontré l'ampleur de la dépendance du Canada avec les États-Unis, caractérisée par une position *upstream* et une orientation marquée de ses flux d'exportations vers ceux-ci. Conséquemment, l'arbitrage entre les choix de design devient plus complexe encore, allant jusqu'à mettre en péril la valeur du MACF pour le cas du Canada.

Ces résultats sont parfois surprenants au regard de notre revue de littérature, mais cohérent avec les fondements théoriques du commerce international. Il s'agira donc dans ce chapitre d'approfondir l'implication de nos résultats en les positionnant par rapport à la littérature. Nous pourrons ainsi mettre en lumière les apports de notre recherche à celle-ci, pour ensuite conclure avec ses limites et les orientations de recherche futures qu'ils engendrent. Avant tout, quelques points restent à discuter sur l'implémentation du MACF dans le contexte du Canada.

## **8.2 Limite du MACF canadien**

Tout d'abord, même si la taille économique du Canada est relativement grande, il demeure petit comparativement à ses partenaires qui sont de plus fortement concentrés. Conséquemment, une attention particulière doit être mise sur l'efficacité de la politique au regard des requis de conformité demandés aux entreprises comme le fait l'UE. Il pourrait donc être utile de procéder de la même façon en implantant le système dans une phase transitoire, pour collecter des données et permettre l'adaptation des entreprises aux nouvelles normes. Le fait que le MACF européen est en voie d'être mis en application permettra au gouvernement canadien d'avoir un exemple concret qu'il pourra évaluer dans une perspective de transfert de politique (Mossberger *et al.*, 2003). Il pourra donc optimiser sa politique en se basant sur des données probantes. Ainsi, malgré qu'il est encore difficile de faire une comptabilisation précise des émissions associées à chaque produit individuel dans une CVM et ce, à moindre coût (Barrett *et al.*, 2013), l'augmentation des données disponibles résultant du cas européen pourrait réduire ce problème à l'avenir.

Par ailleurs, le système politique fédéraliste du Canada représente un défi pour développer un MACF qui respecterait les normes de l'OMC. En effet, il coexiste différentes politiques de tarification du carbone à l'intérieur du pays, puisque chaque province est libre de mettre en place l'outil qu'elle privilégie, pourvu que son prix du carbone soit équivalent à celui national (Winter *et al.*, 2023). Conséquemment, certaines provinces ont une taxe carbone, d'autres un SPEDE et d'autres le système de tarification fédéral fondé sur le rendement. Étant donné qu'un MACF doit imiter la politique interne pour égaliser les coûts, comme discuter dans la section 3.1 « mécanisme d'ajustement du carbone à la frontière », il sera plus difficile pour le Canada de concevoir un MACF que dans le cas de l'UE où son système de tarification du carbone est uniforme. Qui plus est, malgré le règlement qui impose un prix du carbone équivalent à travers les provinces, cette réalité demeure contestable. En effet, Martin *et al.* (2022) ont démontré une surallocation des permis d'émission dans le cadre du SPEDE du Québec avec la Californie qui implique une plus grande probabilité que le prix demeure à son plancher jusqu'en 2030. Dès lors, un MACF devrait s'aligner avec le plus petit prix des systèmes en place pour éviter une infraction à la règle du *traitement national* de l'OMC, réduisant son efficacité sur la compétitivité des entreprises soumises à des prix plus élevés dans certaines provinces.

Enfin, le cas du Canada est, pour différentes raisons, plus complexe que celui de l'UE, particulièrement par sa dépendance avec son principal partenaire, les États-Unis, sans toutefois être aussi avancé dans son intégration avec celui-ci comme c'est le cas des pays de l'UE. Avoir une politique commerciale restrictive par rapport aux États-Unis est donc fortement risquée, ce que Steinebach *et al.* (2020) prédisaient d'ailleurs comme un frein pour une politique carbone unilatérale. En outre, sa position face aux États-Unis ne lui permet pas d'avoir l'avantage des gros marchés qui sont en mesure de retenir les entreprises grâce à « l'effet du marché intérieur » suggéré par Forslid *et al.* (2017). Comme le MACF ne protège pas efficacement la compétitivité, d'après nos résultats, cette situation pourrait s'accroître, bien que son design pourrait aussi aider à l'apaiser.

Par ailleurs, en plus de cette forte asymétrie dans la relation, les États-Unis ont un historique marqué par la mise en place de mesures protectionnistes, et ce, sans attendre l'approbation de l'OMC (Amiti, Redding et Weinstein, 2019). Le secteur métallurgique

(D24) est ainsi la cible fréquente de cette protection, comme en témoignent les tarifs imposés en 2002, mais surtout ceux de 2018 sous la présidence de Donald Trump (Amiti *et al.*, 2019). Cette propension au protectionnisme, alliée à l'inclusion de secteurs sensibles comme l'industrie métallurgique (D24), augmente d'autant plus les risques d'un MACF dans le contexte Canada.

Pour cela, le développement d'un club climatique avec les États-Unis, comme suggéré dans la littérature (Böhringer *et al.*, 2022; Cosbey *et al.*, 2019; Perdana *et al.*, 2023), ainsi que dans les documents de la Commission européenne (Commission européenne, 2021b; Règlement 2023/956, 2023), favoriserait une meilleure applicabilité du MACF pour le Canada, en réduisant les risques relationnels.

### **8.3 Apport de la recherche**

Notre recherche avait comme prémisse l'utilisation des connaissances développées dans la littérature sur les objectifs et le design d'un MACF (Böhringer *et al.*, 2022; Cosbey *et al.*, 2019; Keen *et al.*, 2022) et de les compléter avec celle sur le commerce international (Anderson *et al.*, 2004; Johnson, 2014; Koopman *et al.*, 2014; Van Der Marel, 2015) pour conception d'un cadre d'analyse. Nous avons ainsi pu entamer notre étude par l'analyse de la *spécificité économique* de l'UE pour vérifier que le modèle théorique créé était suffisamment solide pour permettre des apports aux savoirs sur les MACF, aussi modeste soit-il. Malgré certaines limites, qui seront discutées plus loin, nous avons considéré comme réussi ce premier test, expliquant généralement bien les choix du pays. L'application au cas du Canada a aussi donné des résultats intéressants et complémentaires, laissant croire à sa valeur pour des études futures.

L'un des aspects importants de celui-ci est l'intérêt d'avoir séparé en deux objectifs distincts l'analyse de la conception du MACF. En effet, nous proposons que les objectifs de compétitivité et de restriction des fuites de carbone, étaient parfois en opposition, nécessitant un arbitrage entre les deux lors de la décision finale. Il était donc important de les traiter individuellement dans un premier temps. À cet effet, l'exclusion des émissions indirectes pour les secteurs métallurgiques et de l'hydrogène du MACF final de l'UE tend à confirmer l'importance de cet aspect de notre modèle théorique. En effet, l'UE semble

avoir priorisé la compétitivité de ces secteurs en refusant d'enlever les subventions qu'ils reçoivent pour compenser la forte hausse de coûts liée aux émissions imbriquées dans l'électricité, préférant simplement l'exclusion (Règlement 2023/956, 2023). Comme nous l'avons démontré dans notre analyse, la *spécificité économique* peut d'ailleurs éclaircir cette situation puisqu'au niveau de la dépendance énergétique seulement le tiers de l'électricité dans UE est de source renouvelable, mettant les industries fortement consommatrices dans une position difficile. Dans sa dimension étrangère, environ 29 % du total des émissions importées proviennent de l'électricité et par cela est une source importante de fuite de carbone.

Ainsi, dans une perspective environnementale, inclure les émissions indirectes pour les secteurs métallurgiques (D24) aurait été logique, vu le niveau de pollution. Toutefois, compétitivement, les industries auraient subi des effets de coûts sur deux niveaux. Le premier est l'augmentation directe des coûts de production puisqu'en plus de leur coût du carbone, elles auraient dû payer le plein prix de leur consommation d'électricité. Le deuxième vient du fait qu'elles payent indirectement le prix du carbone du secteur électrique puisque ce dernier est en mesure de transférer ses coûts du carbone en aval (Venmans *et al.*, 2020). Cet aspect est lié au deuxième ordre d'effet sur la compétitivité qui induit un changement de prix lorsque le transfert des coûts est possible (Dechezleprêtre *et al.*, 2017). Bien que le MACF aurait théoriquement le même effet sur les biens étrangers, en ajoutant d'autres facteurs de la *spécificité commerciale*, nous avons pu conclure que l'électrification des méthodes de production de l'UE était possiblement plus avancée que celle de ses partenaires. Conséquemment, les avantages associés aux subventions étaient plus élevés que ceux liés à l'inclusion dans le MACF dans un objectif de compétitivité.

La compétitivité était pourtant au cœur de la littérature sur les MACF, prédisant théoriquement son efficacité (Böhringer *et al.*, 2022; Cosbey *et al.*, 2019; Keen *et al.*, 2022; Zhong *et al.*, 2023). Cependant, dans les études empiriques, bien qu'une majorité était plus positive dans la protection de la compétitivité (Kuik *et al.*, 2010; Perdana *et al.*, 2023; Zhong *et al.*, 2022), d'autres demeuraient plus nuancés (Böhringer *et al.*, 2015). Nos résultats nous postent dans cette dernière catégorie. En effet, peu importe le design,

le MACF au Canada entraîne une hausse importante du coût du carbone pour les branches d'activités des secteurs chimiques (D20), des plastiques et caoutchoucs (D22), des produits minéraux non métalliques (D23) et métallurgiques (D24).

En prenant en compte les échanges dans des CVM, notre cadre d'analyse permet d'expliquer cette situation et s'accorde parfaitement avec les résultats de Böhringer *et al.* (2015) qui signalaient l'importance des caractéristiques individuelles des industries, comme la part d'intrant intermédiaire et son taux d'exportation. Kuik *et al.* (2010) avait pourtant précédemment rejeté un point similaire par rapport à la compétitivité des secteurs *downstream*. Sans être entièrement faux, son positionnement demeure sujet à caution surtout par rapport à la littérature sur les CVM où la compétitivité est souvent basée sur la capacité à obtenir les intrants intermédiaires à moindre coût (Kowalski *et al.*, 2015). Cette dynamique est aussi marquée par l'effet d'amplitude des barrières commerciales dans une CVM (Johnson, 2014) et qui est inévitablement plus important pour des industries au milieu de CVM complexe comme celle du Canada.

De plus, ces résultats se précisent aussi par le postulat que nous avons pris d'une internalisation complète des coûts du carbone des importations par l'industrie locale. Effectivement, nous avons calculé deux coûts du carbone, selon le design du MACF, en utilisant un taux de transfert de 0 %, bien que Neuhoff *et al.* (2019) suggérait qu'il pouvait aller jusqu'à 50 %. La justification derrière ce choix vient de Cavallo *et al.* (2021) qui ont établi que, malgré l'importance des États-Unis dans le commerce international, l'incidence des tarifs américains imposés en 2018 a été entièrement supportée par les importateurs américains. C'est donc le pays importateur qui se retrouve à assumer le tarif et non le pays exportateur, même en considérant le poids économique. En prenant en compte cette dynamique, nos résultats ont clairement démontré que, tout chose étant égale par ailleurs, un MACF partiel augmente les coûts de production des industries canadiennes encore plus fortement qu'une politique carbone unilatérale. Ce n'est toutefois pas le cas pour toutes les industries ni selon le design.

En ce sens, nos résultats pour les industries extractives (D05T06 et D07T08) et de raffinage (D19) démontrent qu'un secteur fortement *upstream* et s'approvisionnant

localement, sera avantagé lorsque le design du MACF implique le remboursement des exportations, ce qui s'accorde avec la perspective que Böhringer *et al.* (2015). Effectivement, le coût du carbone diminue en deçà du prix unilatéral pour ces industries au Canada, alors que nous n'observons pas le même schéma pour l'UE. En fait, les fluctuations de coût selon le format de MACF final sont beaucoup plus élevées pour tous les secteurs analysés du Canada, ce qui s'explique par sa *spécificité économique* caractérisée par une plus forte participation et position *upstream* dans les CVM.

Ainsi, notre analyse de la *spécificité économique* caractérise le Canada comme producteur dans des industries moins mobiles (*footloose*). En effet, sa position généralement plus *upstream*, mais tout de même fortement émettrice sous-entend des activités de production lourde qui sont généralement intensives en capital avec d'importants coûts fixes (Dechezleprêtre *et al.*, 2017). Dès lors, son risque de fuite se situe plutôt dans la réorganisation de son réseau commercial (Grubb *et al.*, 2022) que dans la délocalisation de ses entreprises (Martin, Muûls, *et al.*, 2014). De plus, les biens produits dans ces industries sont souvent simples et standardisés, un autre facteur d'augmentation du risque d'éjection d'une CVM (Van Assche *et al.*, 2020). Il reste important de nuancer, puisque les coûts de transports sont fortement influencés par le ratio poids-valeur (Hummels, 2007). Conséquemment, il est possible que ces produits de base aient un ratio assez élevé pour limiter les incitatifs au détournement. Cela renforce l'importance d'inclure des produits suffisamment complexes dans le MACF comme l'UE fait pour certains produits métalliques (Règlement 2023/956, 2023).

Il existe cependant une exception à cette norme, car le secteur des plastiques et du caoutchouc (D22) connaît une augmentation exponentielle de son coût du carbone lorsqu'il est inclus dans le MACF UE, même s'il demeure tout de même sous la barre du 5 %. Tout d'abord, cela semble être un bon exemple de fuite de carbone faible, c'est-à-dire induite par la consommation (Peters *et al.*, 2008b). Ensuite, en évaluant la nature de cette industrie, ces résultats deviennent fort intéressants pour discuter des risques de contournement et de transbordement. En effet, les étapes les plus polluantes ne sont pas incluses dans cette industrie, mais plutôt dans l'industrie chimique (D20) (Commission européenne, 2021b). En conséquence, un format de MACF n'incluant pas cette industrie

augmente le risque de voir un effet de détournement des tâches en amont de sa CVM comme la transformation des polymères (D20) en plastique (D22).

Parallèlement, les trois études confirmant la protection de la compétitivité que nous avons citée sont soit basées sur l'UE (Kuik *et al.*, 2010; Zhong *et al.*, 2022), soit sur un club climatique (Perdana *et al.*, 2023), donc sur de gros joueurs. Conséquemment, ils sont en mesure de compenser une partie des importations par une augmentation de la production intérieure (Zhong *et al.*, 2022), la CVM se réorientant localement où les coûts des échanges sont naturellement plus bas (Mancini *et al.*, 2022; Van Der Marel, 2015). La valeur de nos résultats est d'autant plus intéressante puisqu'ils s'appuient sur le cas du Canada, un petit pays dont la production intérieure ne suffit théoriquement pas à sa consommation (Miroudot *et al.*, 2020). Ils tendent d'ailleurs à démontrer que les risques sont plus élevés pour le Canada que pour l'UE.

Finalement, le dernier apport de notre étude se situe dans notre cadre d'analyse dont l'exhaustivité nous a permis d'avoir un portrait plus détaillé d'un pays et par lequel nous pouvons suggérer un indicateur complémentaire de la position dans une CVM. Ainsi, l'utilisation des données d'intensité carbone en tant que facteurs de production, en complément des données de position d'*upstreamness* et de *downstreamness*, peut aider à affiner l'identification de la position dans une CVM manufacturière d'un pays. Nous basons ce raisonnement sur l'affirmation de Johnson (2014 : 138, traduction libre) qui dit que « derrière ces échanges de valeur ajoutée se cachent des échanges de facteurs primaires ou de tâches de production ». Notre raisonnement part ainsi du postulat que les émissions de CO<sub>2</sub> peuvent être considérées comme des intrants primaires, au même titre que les capitaux ou les ressources. Le cas du Canada semble renforcer cette thèse.

En effet, il est un pays avancé, donc par extension technologiquement aussi, avec une bonne part d'électricité de source renouvelable dans son offre énergétique, bien qu'elle soit beaucoup plus faible lorsque prise comme la part d'énergie renouvelable dans son offre énergétique totale. Malgré cela, son intensité d'émission pour les biens étudiés était généralement plus élevée que celle de ses principaux partenaires d'exportation et plus particulièrement les États-Unis. De plus, les industries polluantes sont généralement plus

intenses en capital, ce qui justifie aussi que les pays moins développés participent moins dans ces étapes (Dechezleprêtre *et al.*, 2017) et donc que le niveau de développement ne peut pas expliquer systématiquement cette faible productivités environnementales. Bref, si nous considérons complémentaire cet indicateur dans le contexte d'une étude exhaustive prenant en compte la *spécificité économique*, plus de recherche seront nécessaire pour valider son intérêt dans un contexte plus restreint. De plus, nos données agrégées permettaient cette supposition, mais il serait intéressant de voir si elle se confirme avec des données désagrégées.

Ainsi, malgré ces apports intéressants, notre recherche demeurait exploratoire et n'avait pas comme objectif d'inférer des résultats malgré l'aspect quantitatif de nos données. Il demeure donc de nombreuses limites à nos résultats qui seront discutés dans la prochaine section.

#### **8.4 Limites de la recherche**

Tout d'abord, l'accessibilité des données d'émissions et la faisabilité d'assigner ces dernières au bon produit ou étape de fabrication n'a pas été prise en compte pour le choix des industries. La Commission européenne (2021b) mentionne dans son rapport que certains des secteurs que nous avons sélectionnés ont des données jusqu'à présent insuffisantes pour permettre une assignation précise de leur niveau de pollution. Cependant, il est ajouté que dans le futur, le développement de meilleur suivi devrait permettre l'application du MACF à un plus large éventail de produit. Les polymères sont l'exemple soulevé par le rapport et qui explique sa non-inclusion dans le règlement 2023/956 UE.

De plus, le contournement est un risque majeur comme pour tout tarif douanier, nécessitant une surveillance constante. Le règlement sur le MACF européen met d'ailleurs l'accent sur la situation et se dote d'outil pour modifier la profondeur au besoin (Règlement 2023/956, 2023). Le principe est qu'il est primordial d'avoir une efficacité dans la politique, c'est-à-dire que le coût administratif ne dépasse pas les bénéfices de celle-ci. L'approche est donc plus réactive que préventive, pour permettre d'évaluer les besoins avec des données collectées dans les premières années d'implantation. Il n'était

pas possible dans notre recherche de prendre en considération ces coûts administratifs. Pour une application pratique de nos résultats, ces données devront être colligées.

Un autre aspect limitant de nos résultats est qu'ils sont basés sur des données historiques et statiques pour faire une prévision à court terme. Pourtant, dans le contexte d'un système complexe comme celui des échanges internationaux, les effets peuvent être fort différents à long terme, affectant la reproduction du système et donc la validité de nos résultats. Par exemple, la perte de compétitivité à court terme peut mener à une meilleure compétitivité à long terme. C'est précisément l'hypothèse de Porter abordée dans la revue de littérature, dont l'effet négatif initial se transforme en cercle vertueux dans lequel l'adaptation aux nouvelles normes engendre l'innovation et donc la compétitivité. De plus, de nombreux autres facteurs expliquent le choix de localisation (Anderson *et al.*, 2004) qui sont laborieux à prendre en compte dans une étude générale comme la nôtre. Il est ainsi difficile de prédire la réaction des entreprises, mais aussi leur capacité à réagir, d'où l'intérêt d'évaluer plus spécifiquement chaque industrie.

En ce sens, et faute de mieux, nous avons dû synthétiser et utilisé des données agrégées, ce qui explique une certaine incohérence entre les résultats et la théorie. C'est le cas particulièrement des industries qui sont conceptualisées au sens large, incluant une grande diversité d'entreprise et de segment. Deux exemples servent à illustrer ce problème. Le premier est au niveau de l'industrie chimique (D20), qui implique l'ensemble des secteurs, de la production de gaz industrielle et médicale, incluant aussi l'hydrogène, aux engrais et pesticides, en passant par les savons et les teintures. Non seulement plusieurs de ces secteurs sont peu polluants, mais surtout, certains des plus polluants ne sont pas nécessairement loin de la demande finale ni loin des facteurs primaires, c'est-à-dire qu'elles ont une CVM courte, autant locale qu'internationale. C'est le cas justement des engrais, qui sont des produits spécifiquement identifiés par le règlement 2023/956 UE.

L'autre exemple est l'industrie des produits minéraux non métalliques (D23) qui inclut autant la production de verre que de céramiques et surtout de ciments. Ce dernier est un bon exemple de produit dont la première transformation est extrêmement polluante (Kuik *et al.*, 2010), mais dont les étapes subséquentes le sont souvent beaucoup moins. Il a aussi

un faible rapport valeur/poids, impliquant qu'il est peu rentable à transporter et a donc une portée plus régionale (Thivierge, 2020). Cela justifie la plus faible ouverture commerciale du secteur D23 qui nous a poussés à l'exclure du MACF canadien. Pourtant, l'UE a intégré le ciment dans son MACF.

En conséquence, il est possible que l'augmentation importante du coût du carbone que nous avons obtenu dans nos résultats se concentre sur des secteurs de l'industrie qui ne sont actuellement pas touchés par la tarification du carbone. Cela illustre d'ailleurs l'intérêt de faire des analyses sectorielles pour assurer d'un détail plus fin lors de l'implantation du MACF.

## **8.5 Recherches futures**

Le dernier point que nous avons abordé dans la section précédente est une bonne base pour des recherches futures. En effet, il serait pertinent de faire des études de cas détaillées sur les industries touchées par le MACF. Ces études plus qualitatives pourraient brosser un portrait fort différent des risques induits par la politique, en mettant en lumière des facteurs qui peuvent difficilement être intégrés à une étude quantitative. Les recherches dans ce sens se retrouveraient à venir compléter nos résultats et se rapprocher du rapport de l'European commission (2021b).

Par ailleurs, au niveau quantitatif, notre devis de recherche pourrait être réutilisé, mais avec les données plus récentes et détaillées provenant d'organismes statistiques gouvernementaux du Canada, ou de tout autre pays cherchant à évaluer la mise en place d'un MACF. Ces données plus désagrégées pourraient aussi mettre en lumière d'autres effets non observés dans notre étude, tout en ciblant plus précisément les secteurs les plus touchés par la politique carbone et l'implantation d'un MACF. Au moment de développer notre sujet de recherche, l'UE n'avait pas encore officialisé sa politique, rendant le tout encore très théorique. Même si elle se veut plus appliquée, notre recherche n'a pu qu'approximer la situation en se basant sur des données historiques. En conséquence, elle est encore loin d'être directement transférable à la réalité. La mise en place réelle de l'outil permettra à de futures recherches d'avoir accès à des données actuelles permettant une caractérisation en contexte empirique.

Par rapport à nos résultats, un point à retenir est que dans le contexte d'une CVM, nos indicateurs ont démontré qu'économiquement, une industrie *upstream* dans une CVM complexe peut se retrouver moins compétitive avec un MACF partiel qu'avec une politique unilatérale. Toutefois, nous avons basé notre postulat sur un taux de transfert du coût du carbone de 0 %. Pour exemplifier le phénomène, nous avons théorisé un coût de transfert partagé à 50 % avec l'exportateur, ce qui améliore la performance du MACF. Des recherches subséquentes pourraient reprendre le principe en calculant des taux de transferts plus exacts se basant sur la recherche de Neuhoff *et al.* (2019).

## **Réflexion finale**

Pour conclure, le taux de transfert des coûts que nous venons de discuter est aussi représentatif de la capacité d'internalisation de l'externalité négative qu'est la pollution. En considérant celle-ci comme un facteur de production, nos résultats deviennent un portrait, bien qu'incomplet, des impacts réels de la production économique. Ainsi, dans un monde futur où toutes les émissions de GES sont assujetties à une tarification, les entreprises ayant déjà intégrés ces coûts à leur décision économique seront les plus aptes à conserver une compétitivité durable. Ce seront aussi celles qui permettront un véritable découplable de la croissance.

## Bibliographie

- Afionis, Stavros, Marco Sakai, Kate Scott, John Barrett et Andy Gouldson (2016). « Consumption-based carbon accounting: Does it have a future? », *WIREs Climate Change*, vol. 8, no 1.
- Aichele, Rahel et Gabriel Felbermayr (2015). « Kyoto and carbon leakage: An empirical analysis of the carbon content of bilateral trade », *Review of Economics and Statistics*, vol. 97, no 1, p. 104-115.
- Aldy, Joseph E. et Robert N. Stavins (2012). « The promise and problems of pricing carbon », *The Journal of Environment & Development*, vol. 21, no 2, p. 152-180.
- Alouini, Olfa et Paul Hubert (2020). « Country size, economic performance and volatility », *Revue de l'OFCE*, vol. 164, no 4, p. 139-163.
- Amiti, Mary, Stephen J. Redding et David E. Weinstein (2019). « The impact of the 2018 tariffs on prices and welfare », *Journal of Economic Perspectives*, vol. 33, no 4, p. 187-210.
- Anderson, James E. et Eric van Wincoop (2004). « Trade costs », *Journal of Economic Literature*, vol. 42, no 3, p. 691-751.
- Antimiani, Alessandro, Valeria Costantini, Onno Kuik et Elena Paglialonga (2016). « Mitigation of adverse effects on competitiveness and leakage of unilateral eu climate policy: An assessment of policy instruments », *Ecological Economics*, vol. 128, p. 246-259.
- Antoci, Angelo, Simone Borghesi, Gianluca Iannucci et Mauro Sodini (2021). « Should i stay or should i go? Carbon leakage and ets in an evolutionary model », *Energy Economics*, vol. 103.
- Antràs, Pol, Davin Chor, Thibault Fally et Russell Hillberry (2012). « Measuring the upstreamness of production and trade flows », *American Economic Review*, vol. 102, no 3, p. 412-416.
- Aslam, Aqib, Natalija Novta et Fabiano Rodrigues-Bastos (2017). « Calculating trade in value added », *IMF Working Papers 2017/178*.
- Bacchetta, Marc, Cosimo Beverelli, Marco Fugazza, Jean-Marie Grether, Matthias Helble, Alessandro Nicita, *et al.* (2012). *A practical guide to trade policy analysis*, World Trade Organization et UNCTAD. Récupéré de <https://unctad.org/topic/trade-analysis/trade-policy-analysis>
- Baldwin, Richard et Javier Lopez-Gonzalez (2014). « Supply-chain trade: A portrait of global patterns and several testable hypotheses », *The World Economy*, vol. 38, no 11, p. 1682-1721.
- Banzhaf, Spencer (2020). *A history of pricing pollution*, NBER Working Paper No. w27683, National Bureau of Economic Research, Cambridge, Massachusetts.
- Barbosa De Aguiar, Rafael, Fabiano Jorge Soares et Luciana Leite Lima (2023). « Mapping the policy design research: A systematic literature review », *Cadernos Gestão Pública e Cidadania*, vol. 28, p. e85619.
- Barrett, John, Glen Peters, Thomas Wiedmann, Kate Scott, Manfred Lenzen, Katy Roelich, *et al.* (2013). « Consumption-based ghg emission accounting: A uk case study », *Climate Policy*, vol. 13, no 4, p. 451-470.

- Beaudreau, Bernard C. (2013). « What the oecd-wto tiva data tell us about comparative advantage and international trade in general », *The International Trade Journal*, vol. 27, no 5, p. 465-481.
- Behfar, Kristin et Gerardo A. Okhuysen (2018). « Perspective—discovery within validation logic: Deliberately surfacing, complementing, and substituting abductive reasoning in hypothetico-deductive inquiry », *Organization Science*, vol. 29, no 2, p. 323-340.
- Bergstrand, Jeffrey H. et Peter Egger (2013). « Gravity equations and economic frictions in the world economy », dans Daniel Bernhofen, Rod Falvey et David Kreickemeier Greenaway, Udo (dir.), *Palgrave handbook of international trade*, London, Palgrave Macmillan, p. 532-570.
- Black, John, Nigar Hashimzade, Gareth D. Myles, Nigar Hashimzade et Gareth D. Myles (2017). *A dictionary of economics*, Oxford University Press. Récupéré le 11 août 2023  
<https://www.oxfordreference.com/display/10.1093/acref/9780198759430.001.0001/acref-9780198759430-e-944?rsk=leZBHo&result=1030>
- Böhringer, Christoph, Brita Bye, Taran Fæhn et Knut Einar Rosendahl (2017). « Output-based rebating of carbon taxes in a neighbour's backyard: Competitiveness, leakage and welfare », *Canadian Journal of Economics/Revue canadienne d'économie*, vol. 50, no 2, p. 426-455.
- Böhringer, Christoph, Jared C. Carbone et Thomas F. Rutherford (2012). « Unilateral climate policy design: Efficiency and equity implications of alternative instruments to reduce carbon leakage », *Energy Economics*, vol. 34, p. S208-S217.
- Böhringer, Christoph, Carolyn Fischer, Knut Einar Rosendahl et Thomas Fox Rutherford (2022). « Potential impacts and challenges of border carbon adjustments », *Nature Climate Change*, vol. 12, no 1, p. 22-29.
- Böhringer, Christoph, André Müller et Jan Schneider (2015). « Carbon tariffs revisited », *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists*, vol. 2, no 4, p. 629-672.
- Böhringer, Christoph, Jan Schneider et Emmanuel Asane-Otoo (2021). « Trade in carbon and carbon tariffs », *Environmental and Resource Economics*, vol. 78, no 4, p. 669-708.
- Branger, Frédéric et Philippe Quirion (2014). « Would border carbon adjustments prevent carbon leakage and heavy industry competitiveness losses? Insights from a meta-analysis of recent economic studies », *Ecological Economics*, vol. 99, p. 29-39.
- Bukve, Oddbjørn (2019a). « Design of research projects », dans *Designing social science research*, Cham, Springer International Publishing, p. 73-96.
- Bukve, Oddbjørn (2019b). « Integrated designs », dans *Designing social science research*, Cham, Springer International Publishing, p. 141-160.
- Carbone, Jared C. et Nicholas Rivers (2017). « The impacts of unilateral climate policy on competitiveness: Evidence from computable general equilibrium models », *Review of Environmental Economics and Policy*, vol. 11, no 1, p. 24-42.

- Cavallo, Alberto, Gita Gopinath, Brent Neiman et Jenny Tang (2021). « Tariff pass-through at the border and at the store: Evidence from us trade policy », *American Economic Review: Insights*, vol. 3, no 1, p. 19-34.
- Ceglowski, Janet (2017). « Assessing export competitiveness through the lens of value added », *The World Economy*, vol. 40, no 2, p. 275-296.
- Coase, Ronald H. (1960). « The problem of social cost », *The Journal of Law & Economics*, vol. 3, p. 1-44.
- Cohen, Mark A. et Adeline Tubb (2018). « The impact of environmental regulation on firm and country competitiveness: A meta-analysis of the porter hypothesis », *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists*, vol. 5, no 2, p. 371-399.
- Commission européenne (2021a). *The proposal for a carbon border adjustment mechanism, com (2021) 564*, European Commission. Récupéré de <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex:52021PC0564>
- Commission européenne (2021b). *Study on the possibility to set up a carbon border adjustment mechanism, (taxud/2020/ao-14)*. Récupéré de [https://ec.europa.eu/taxation\\_customs/green-taxation-0/carbon-border-adjustment-mechanism\\_en](https://ec.europa.eu/taxation_customs/green-taxation-0/carbon-border-adjustment-mechanism_en)
- Cosbey, Aaron, Susanne Droege, Carolyn Fischer et Clayton Munnings (2019). « Developing guidance for implementing border carbon adjustments: Lessons, cautions, and research needs from the literature », *Review of Environmental Economics and Policy*, vol. 13, no 1, p. 3-22.
- Dahlman, Carl J. (1979). « The problem of externality », *The Journal of Law and Economics*, vol. 22, no 1, p. 141-162.
- De Beule, Filip, Frederiek Schoubben et Kristof Struyfs (2022). « The pollution haven effect and investment leakage: The case of the eu-ets », *Economics Letters*, vol. 215.
- Dechezleprêtre, Antoine, Daniel Nachtigall et Frank Venmans (2023). « The joint impact of the european union emissions trading system on carbon emissions and economic performance », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 118.
- Dechezleprêtre, Antoine et Misato Sato (2017). « The impacts of environmental regulations on competitiveness », *Review of Environmental Economics and Policy*, vol. 11, no 2, p. 183-206.
- Della Porta, Donatella (2008). « Comparative analysis: Case-oriented versus variable-oriented research », dans Donatella Della Porta et Michael Keating (dir.), *Approaches and methodologies in the social sciences: A pluralist perspective*, Cambridge, Cambridge University Press.
- di Giovanni, Julian et Andrei A. Levchenko (2009). « Trade openness and volatility », *The Review of Economics and Statistics*, vol. 91, no 3, p. 558-585.
- di Giovanni, Julian et Andrei A. Levchenko (2012). « Country size, international trade, and aggregate fluctuations in granular economies », *The Journal of Political Economy*, vol. 120, no 6, p. 1083.
- Dryzek, John S. (2002). « Policy analysis and planning: From science to argument », dans Frank Fischer (dir.), *The argumentative turn in policy analysis and planning*, Taylor & Francis Group.

- Duan, Yuwan, Ting Ji et Tuotuo Yu (2021). « Reassessing pollution haven effect in global value chains », *Journal of Cleaner Production*, vol. 284.
- Dunn, William N. (2017). *Public policy analysis: An integrated approach*, 6<sup>e</sup> éd., New York, Routledge.
- Dunn, William N. (2018). « Rediscovering pragmatism and the policy sciences », *European Policy Analysis*, vol. 4, no 1, p. 13-22.
- Eckersley, Robyn (2010). « The politics of carbon leakage and the fairness of border measures », *Ethics & International Affairs*, vol. 24, no 4, p. 367-393.
- Eicke, Laima, Silvia Weko, Maria Apergi et Adela Marian (2021). « Pulling up the carbon ladder? Decarbonization, dependence, and third-country risks from the european carbon border adjustment mechanism », *Energy Research & Social Science*, vol. 80.
- Fischer, Carolyn et Alan K. Fox (2012). « Comparing policies to combat emissions leakage: Border carbon adjustments versus rebates », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 64, no 2, p. 199-216.
- Fischer, Frank (2006). « Deliberative policy analysis as practical reason: Integrating empirical and normative arguments », dans Frank Fischer et Gerald J. Miller (dir.), *Handbook of public policy analysis : Theory, politics, and methods*, Baton Rouge, United States, Taylor & Francis Group.
- Forslid, Rikard, Toshihiro Okubo et Mark Sanctuary (2017). « Trade liberalization, transboundary pollution, and market size », *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists*, vol. 4, no 3, p. 927-957.
- Franzen, Axel et Sebastian Mader (2018). « Consumption-based versus production-based accounting of co2 emissions: Is there evidence for carbon leakage? », *Environmental Science & Policy*, vol. 84, p. 34-40.
- Gereffi, Gary, John Humphrey et Timothy Sturgeon (2005). « The governance of global value chains », *Review of International Political Economy*, vol. 12, no 1, p. 78-104.
- Goles, Tim et Rudy Hirschheim (2000). « The paradigm is dead, the paradigm is dead...long live the paradigm: The legacy of burrell and morgan », *Omega*, vol. 28, no 3, p. 249-268.
- Gouvernement du Canada (2021). *Exploring border carbon adjustments for canada*, Ministère des Finances du Canada, Gouvernement du Canada. Récupéré le 8 mars 2023 <https://www.canada.ca/en/department-finance/programs/consultations/2021/border-carbon-adjustments/exploring-border-carbon-adjustments-canada.html>
- Grether, Jean-Marie et Nicole A. Mathys (2013). « The pollution terms of trade and its five components », *Journal of Development Economics*, vol. 100, no 1, p. 19-31.
- Grubb, Michael, Nino David Jordan, Edgar Hertwich, Karsten Neuhoff, Kasturi Das, Kaushik Ranjan Bandyopadhyay, et al. (2022). « Carbon leakage, consumption, and trade », *Annual Review of Environment and Resources*, vol. 47, no 1, p. 753-795.
- Guilhoto, Joaquim M., Colin Webbi et Norihiko Yamanoi (2022). « Guide to oecd tiva indicators, 2021 edition », *OECD Science, Technology and Industry Working Papers 2022/02*.

- Hafstead, Marc, Gilbert E. Metcalf et Robertson C. Williams (2017). « Adding quantity certainty to a carbon tax through a tax adjustment mechanism for policy pre-commitment », *Harvard Environmental Law Review*, vol. 41, p. 41-57.
- Hahn, Robert W. et Robert N. Stavins (2011). « The effect of allowance allocations on cap-and-trade system performance », *The Journal of Law and Economics*, vol. 54, no S4, p. S267-S294.
- Haites, Erik (2018). « Carbon taxes and greenhouse gas emissions trading systems: What have we learned? », *Climate Policy*, vol. 18, no 8, p. 955-966.
- Hardin, Garrett (1968). « The tragedy of the commons », *Science*, vol. 162, no 3859, p. 1243-1248.
- Hatzichronoglou, Thomas (1996). « Globalisation and compétitivité », *Documents de travail de l'OCDE sur la science, la technologie et l'industrie*, n° 1996/05. <https://www.oecd-ilibrary.org/content/paper/885511061376>
- Hepburn, Cameron (2006). « Regulation by prices, quantities, or both: A review of instrument choice », *Oxford Review of Economic Policy*, vol. 22, no 2, p. 226-247.
- Holmström, Jan, Mikko Ketokivi et Ari-Pekka Hameri (2009). « Bridging practice and theory: A design science approach », *Decision Sciences*, vol. 40, no 1, p. 65-87.
- Howlett, Michael (2010). *Designing public policies: Principles and instruments*, New York, Routledge.
- Howlett, Michael, Ishani Mukherjee et Jun Jie Woo (2015). « From tools to toolkits in policy design studies: The new design orientation towards policy formulation research », *Policy & Politics*, vol. 43, no 2, p. 291-311.
- Hubacek, Klaus, Xiangjie Chen, Kuishuang Feng, Thomas Wiedmann et Yuli Shan (2021). « Evidence of decoupling consumption-based co2 emissions from economic growth », *Advances in Applied Energy*, vol. 4.
- Hummels, David (2007). « Transportation costs and international trade in the second era of globalization », *The Journal of Economic Perspectives*, vol. 21, no 3, p. 131-154.
- IPCC (1990). *Far climate change: The ipcc response strategies*, Intergovernmental Panel on Climate Change. Récupéré de <https://www.ipcc.ch/report/ar1/wg3/>
- Jaffe, Adam B. et Karen Palmer (1997). « Environmental regulation and innovation: A panel data study », *Review of Economics and Statistics*, vol. 79, no 4, p. 610-619.
- Jakob, Michael (2021). « Climate policy and international trade – a critical appraisal of the literature », *Energy Policy*, vol. 156.
- Jebb, Andrew T., Scott Parrigon et Sang Eun Woo (2017). « Exploratory data analysis as a foundation of inductive research », *Human Resource Management Review*, vol. 27, no 2, p. 265-276.
- Jiménez, Sofía, Erik Dietzenbacher, Rosa Duarte et Julio Sánchez-Chóliz (2022). « The geographical and sectoral concentration of global supply chains », *Spatial Economic Analysis*, vol. 17, no 3, p. 370-394.
- Johnson, Marianne (2015). « Public goods, market failure, and voluntary exchange », *History of Political Economy*, vol. 47, no suppl\_1, p. 174-198.
- Johnson, Robert C. (2014). « Five facts about value-added exports and implications for macroeconomics and trade research », *Journal of Economic Perspectives*, vol. 28, no 2, p. 119-142.

- Johnson, Robert C. et Guillermo Noguera (2017). « A portrait of trade in value-added over four decades », *The Review of Economics and Statistics*, vol. 99, no 5, p. 896-911.
- Juergens, Ingmar, Jesús Barreiro-Hurlé et Alexander Vasa (2013). « Identifying carbon leakage sectors in the eu ets and implications of results », *Climate Policy*, vol. 13, no 1, p. 89-109.
- Kaul, Inge, Isabelle Grunberg et Marc Stern (1999). « Defining global public goods », dans Inge Kaul, Isabelle Grunberg et Marc Stern (dir.), *Global public goods: International cooperation in the 21st century*, New-York, Oxford University Press, p. 2-19.
- Kaushal, Kevin R. et Knut Einar Rosendahl (2020). « Taxing consumption to mitigate carbon leakage », *Environmental and Resource Economics*, vol. 75, no 1, p. 151-181.
- Keen, Michael, Ian Parry et James Roaf (2022). « Border carbon adjustments: Rationale, design and impact », *Fiscal Studies*, vol. 43, no 3, p. 209-234.
- Khan, Jamil et Bengt Johansson (2022). « Adoption, implementation and design of carbon pricing policy instruments », *Energy Strategy Reviews*, vol. 40.
- King, Lewis C. et Jeroen C. J. M. van den Bergh (2021). « Potential carbon leakage under the paris agreement », *Climatic Change*, vol. 165, no 3-4.
- Klenert, David et Linus Mattauch (2019). *Carbon pricing for inclusive prosperity: The role of public support*, Economics for Inclusive Prosperity. Récupéré de <https://econfip.org/policy-brief/carbon-pricing-for-inclusive-prosperity-the-role-of-public-support/>
- Koopman, Robert, Zhi Wang et Shang-Jin Wei (2014). « Tracing value-added and double counting in gross exports », *The American Economic Review*, vol. 104, no 2, p. 459-494.
- Korpar, Niko, Mario Larch et Roman Stöllinger (2022). « The european carbon border adjustment mechanism: A small step in the right direction », *International Economics and Economic Policy*.
- Kowalski, Przemyslaw , Javier Lopez Gonzalez, Alexandros Ragoussis et Cristian Ugarte (2015). *Participation of developing countries in global value chains*, OECD Trade Policy Papers, No. 179, OECD Publishing, Paris. Récupéré de <https://www.oecd-ilibrary.org/content/paper/5js33lfw0xxn-en>
- Koźluk, Tomasz et Christina Timiliotis (2016). « Do environmental policies affect global value chains?: A new perspective on the pollution haven hypothesis », *OECD Economics Department Working Papers*, no 1282.
- Kuik, Onno et Marjan Hofkes (2010). « Border adjustment for european emissions trading: Competitiveness and carbon leakage », *Energy Policy*, vol. 38, no 4, p. 1741-1748.
- Lanoie, Paul, Jérémy Laurent-Lucchetti, Nick Johnstone et Stefan Ambec (2011). « Environmental policy, innovation and performance: New insights on the porter hypothesis », *Journal of Economics and Management Strategy*, vol. 20, no 3, p. 803-842.
- Lanoie, Paul, Michel Patry et Richard Lajeunesse (2008). « Environmental regulation and productivity: Testing the porter hypothesis », *Journal of Productivity Analysis*, vol. 30, no 2, p. 121-128.

- Levi, Sebastian, Christian Flachsland et Michael Jakob (2020). « Political economy determinants of carbon pricing », *Global Environmental Politics*, vol. 20, no 2, p. 128-156.
- Levinson, Arik et M. Scott Taylor (2008). « Unmasking the pollution haven effect », *International Economic Review*, vol. 49, no 1, p. 223-254.
- Li, Y. L., B. Chen et G. Q. Chen (2020). « Carbon network embodied in international trade: Global structural evolution and its policy implications », *Energy Policy*, vol. 139.
- Lilly, Meredith B., Emily M. Walter et Dev Balkissoon (2022). « Policy forum: Trade policy pain for marginal climate gain? The complex case for border carbon adjustments in Canada », *Canadian Tax Journal/Revue fiscale canadienne*, vol. 70, no 1, p. 57-72.
- Lin, Boqiang et Presley K. Wesseh (2020). « On the economics of carbon pricing: Insights from econometric modeling with industry-level data », *Energy Economics*, vol. 86, p. 104678.
- Lundgren, T., P. O. Marklund, E. Samakovlis et W. Zhou (2015). « Carbon prices and incentives for technological development », *J Environ Manage*, vol. 150, p. 393-403.
- Ma, Alyson C et Ari Van Assche (2010). « The role of trade costs in global production networks: Evidence from China's processing trade regime », *World Bank Policy Research Working Paper No. 5490*.
- MacInnes, John (2020a). « Exploratory data analysis », dans Paul Atkinson, Sara Delamont, Alexandru Cernat, Joseph W. Sakshaug et Richard A. Williams (dir.), *Sage research methods foundations*, London, SAGE Publications Ltd.
- MacInnes, John (2020b). « Secondary analysis of quantitative data », dans Paul Atkinson, Sara Delamont, Alexandru Cernat, Joseph W. Sakshaug et Richard A. Williams (dir.), *Sage research methods foundations*, London, SAGE Publications Ltd.
- Magee, Christopher S. P. et Stephen P. Magee (2008). « The United States is a small country in world trade », *Review of International Economics*, p. ???-???
- Mancini, Michele, Pierluigi Montalbano, Silvia Nenci et Davide Vurchio (2022). « Positioning in global value chains: World map and indicators. A new dataset available for GVC analyses », *DiSSE Working Paper*.
- Martin, Noémie et Pierre-Olivier Pineau (2022). *Overallocation in the California-Québec carbon market: A useless cap until 2030*, Montréal, CIRANO et HEC Montréal.
- Martin, Ralf, Laure B. de Preux et Ulrich J. Wagner (2014). « The impact of a carbon tax on manufacturing: Evidence from microdata », *Journal of Public Economics*, vol. 117, p. 1-14.
- Martin, Ralf, Mirabelle Muûls, Laure B. de Preux et Ulrich J. Wagner (2014). « Industry compensation under relocation risk: A firm-level analysis of the EU emissions trading scheme », *American Economic Review*, vol. 104, no 8, p. 2482-2508.
- McKibbin, Warwick J., Adele C. Morris, Peter J. Wilcoxon et Weifeng Liu (2018). « The role of border carbon adjustments in a U.S. Carbon tax », *Climate Change Economics*, vol. 09, no 01, p. 1840011.

- Mehling, Michael A., Harro Van Asselt, Kasturi Das, Susanne Droege et Cleo Verkuijl (2019). « Designing border carbon adjustments for enhanced climate action », *American Journal of International Law*, vol. 113, no 3, p. 433-481.
- MELCCFP (2023). *Entreprises à forte intensité d'émissions et exposées aux échanges commerciaux (fieeec)*, Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs. Récupéré le 20 janvier 2023 <https://www.environnement.gouv.qc.ca/changements/carbone/entreprises-fieeec.htm>
- Mendicino, Caterina et Yahong Zhang (2018). « Risk shocks in a small open economy: Business cycle dynamics in Canada », *Economic Modelling*, vol. 72, p. 391-409.
- Mendoza, Enrique G. (1995). « The terms of trade, the real exchange rate, and economic fluctuations », *International Economic Review*, vol. 36, no 1, p. 101-137.
- Miller, Ronald E. et Umed Temurshoev (2017). « Output upstreamness and input downstreamness of industries/countries in world production », *International Regional Science Review*, vol. 40, no 5, p. 443-475.
- Miroudot, Sébastien et Håkan Nordström (2020). « Made in the world? Global value chains in the midst of rising protectionism », *Review of Industrial Organization*, vol. 57, no 2, p. 195-222.
- Monjon, Stéphanie et Philippe Quirion (2011). « Addressing leakage in the EU ETS: Border adjustment or output-based allocation? », *Ecological Economics*, vol. 70, no 11, p. 1957-1971.
- Morgan, David L. (2007). « Paradigms lost and pragmatism regained: Methodological implications of combining qualitative and quantitative methods », *Journal of Mixed Methods Research*, vol. 1, no 1, p. 48-76.
- Morgan, David L. (2014). « Pragmatism as a paradigm for social research », *Qualitative Inquiry*, vol. 20, no 8, p. 1045-1053.
- Mossberger, Karen et Harold Wolman (2003). « Policy transfer as a form of prospective policy evaluation: Challenges and recommendations », *Public Administration Review*, vol. 63, no 4, p. 428-440.
- Munksgaard, Jesper et Klaus Alsted Pedersen (2001). « CO<sub>2</sub> accounts for open economies: Producer or consumer responsibility? », *Energy Policy*, vol. 29, no 4, p. 327-334.
- Muradov, Kirill (2017). « Trade costs and borders in global value chains », *Review of World Economics*, vol. 153, no 3, p. 487-509.
- Naegele, Helene et Aleksandar Zaklan (2019). « Does the EU ETS cause carbon leakage in European manufacturing? », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 93, p. 125-147.
- Najarzadeh, Reza, Hassan Dargahi, Lotfali Agheli et Kazem Biabany Khameneh (2021). « Kyoto protocol and global value chains: Trade effects of an international environmental policy », *Environmental Development*, vol. 40.
- Neuhoff, Karsten et Robert A. Ritz (2019). *Carbon cost pass-through in industrial sectors*, Energy Policy Research Group, University of Cambridge. Récupéré de <http://www.jstor.org/stable/resrep30282>
- Nielsen, Tobias, Nicolai Baumert, Astrid Kander, Magnus Jiborn et Viktoras Kulionis (2020). « The risk of carbon leakage in global climate agreements »,

- International Environmental Agreements: Politics, Law and Economics*, vol. 21, no 2, p. 147-163.
- Nordhaus, William (2013). « The economic origins of climate change », dans *The climate casino: Risk, uncertainty, and economics for a warming world*, Yale University Press, p. 17-35.
- OCDE (2015). *Green growth indicators*, OECD. Récupéré le 25 mai 2023 <https://www.oecd-ilibrary.org/content/data/data-00665-en>
- OCDE (2021a). *Trade in embodied co2 database (teco2)*, OCDE. Récupéré le 2 février 2023 [https://stats.oecd.org/Index.aspx?DataSetCode=IO\\_GHG\\_2021](https://stats.oecd.org/Index.aspx?DataSetCode=IO_GHG_2021)
- OCDE (2021b). *Trade in value added database (tiva)* OCDE. Récupéré le 2 février 2023 <https://stats.oecd.org/index.aspx?queryid=106160>
- OCDE (2023). *Population (indicator)*, OECD. Récupéré le 2 juin 2023 <https://data.oecd.org/pop/population.htm>
- OECD (2021). « Effective carbon rates 2021: Pricing carbon emissions through taxes and emissions trading », *OECD Series on Carbon Pricing and Energy Taxation*. [https://www.oecd-ilibrary.org/taxation/effective-carbon-rates-2021\\_0e8e24f5-en](https://www.oecd-ilibrary.org/taxation/effective-carbon-rates-2021_0e8e24f5-en)
- Overland, Indra et Rahat Sabyrbekov (2022). « Know your opponent: Which countries might fight the european carbon border adjustment mechanism? », *Energy Policy*, vol. 169.
- Ozai, Ivan (2022). « Designing an equitable border carbon adjustment mechanism », *Canadian Tax Journal/Revue fiscale canadienne*, vol. 70, no 1, p. 1-33.
- Perdana, Sigit et Marc Vielle (2023). « Carbon border adjustment mechanism in the transition to net-zero emissions: Collective implementation and distributional impacts », *Environmental Economics and Policy Studies*.
- Peters, Glen P. et Edgar G. Hertwich (2008b). « Post-kyoto greenhouse gas inventories: Production versus consumption », *Climatic Change*, vol. 86, no 1-2, p. 51-66.
- Peters, Glen P. et Edgar G. Hertwich (2008a). « Co2 embodied in international trade with implications for global climate policy », *Environmental Science & Technology* vol. 42, no 5, p. 1401-1407.
- Peters, Glen P., Jan C. Minx, Christopher L. Weber et Ottmar Edenhofer (2011). « Growth in emission transfers via international trade from 1990 to 2008 », *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 108, no 21, p. 8903-8908.
- Pietrobelli, Carlo, Roberta Rabellotti et Ari Van Assche (2021). « Making sense of global value chain-oriented policies: The trifecta of tasks, linkages, and firms », *Journal of International Business Policy*, vol. 4, no 3, p. 327-346.
- Pigou, Arthur C. (1932). *The economics of welfare*, 4<sup>e</sup> éd., London, Macmillan & Co
- Pirlot, Alice (2022). « Carbon border adjustment measures: A straightforward multi-purpose climate change instrument? », *Journal of Environmental Law*, vol. 34, no 1, p. 25-52.
- Pizer, William A. (2002). « Combining price and quantity controls to mitigate global climate change », *Journal of Public Economics*, vol. 85, no 3, p. 409-434.
- Porter, Michael E. et Claas Van Der Linde (1995). « Toward a new conception of the environment-competitiveness relationship », *Journal of Economic Perspectives*, vol. 9, no 4, p. 97-118.
- Randall, Alan (1983). « The problem of market failure », *Natural Resources Journal*, vol. 23, no 1, p. 131-148.

- Rauscher, Michael (1991). « National environmental policies and the effects of economic integration », *European Journal of Political Economy*, vol. 7, no 3, p. 313-329.
- Rodrik, Dani (1998). « Why do more open economies have bigger governments? », *Journal of Political Economy*, vol. 106, no 5, p. 997-1032.
- Romme, A. Georges L. et Albert Meijer (2020). « Applying design science in public policy and administration research », *Policy & Politics*, vol. 48, no 1, p. 149-165.
- Rubashkina, Yana, Marzio Galeotti et Elena Verdolini (2015). « Environmental regulation and competitiveness: Empirical evidence on the porter hypothesis from european manufacturing sectors », *Energy Policy*, vol. 83, p. 288-300.
- Rutherford, Donald (2013). *Routledge dictionary of economics*, 3rd<sup>e</sup> éd., Hoboken, Taylor and Francis. Récupéré de [http://www.123library.org/book\\_details/?id=104444](http://www.123library.org/book_details/?id=104444)
- <http://public.ebookcentral.proquest.com/choice/publicfullrecord.aspx?p=1244570>
- Sanderson, Ian (2009). « Intelligent policy making for a complex world: Pragmatism, evidence and learning », *Political Studies*, vol. 57, no 4, p. 699-719.
- Santangelo, Grazia D. et Alain Verbeke (2022). « Actionable guidelines to improve ‘theory-related’ contributions to international business research », *Journal of International Business Studies*, vol. 53, no 9, p. 1843-1855.
- Santos, Georgina (2022). « Climate change policy and carbon pricing », *Energy Policy*, vol. 168.
- Saunders, Mark N. K., Adrian Thornhill et Philip Lewis (2009). *Research methods for business students*, 5th<sup>e</sup> éd., New York, Prentice Hall.
- Scarffe, Colin (2022). *Position-length of canadian supply-chains*, Office of the Chief Economist, Global Affairs Canada. Récupéré de <https://www.international.gc.ca/trade-commerce/economist-economiste/supply-chain-chaine-appvisionnement.aspx?lang=eng>
- Simon, Herbert A. (1996). *The sciences of the artificial* 3<sup>e</sup> éd., Cambridge, Massachusetts, MIT Press
- Spash, Clive L. (2021). *The history of pollution ‘externalities’ in economic thought*, SRE - Discussion Papers No. 2021/01, WU Vienna University of Economics and Business.
- Stavins, Robert N. (2019). « Carbon taxes vs. Cap and trade: Theory and practices », *Paper, ES-09, Harvard Project on Climate Agreements*.
- Steinebach, Yves, Xavier Fernández-i-Marín et Christian Aschenbrenner (2020). « Who puts a price on carbon, why and how? A global empirical analysis of carbon pricing policies », *Climate Policy*, vol. 21, no 3, p. 277-289.
- Stiglitz, Joseph E. (2019). « Addressing climate change through price and non-price interventions », *European Economic Review*, vol. 119, p. 594-612.
- Thisted, Ebbe V. et Rune V. Thisted (2019). « The diffusion of carbon taxes and emission trading schemes: The emerging norm of carbon pricing », *Environmental Politics*, vol. 29, no 5, p. 804-824.
- Thivierge, Vincent (2020). « Carbon pricing and competitiveness pressures: The case of cement trade », *Canadian Public Policy*, vol. 46, no 1, p. 45-58.

- Tian, Kailan, Erik Dietzenbacher et Richard Jong-A-Pin (2021). « Global value chain participation and its impact on industrial upgrading », *The World Economy*, vol. 45, no 5, p. 1362-1385.
- Timmer, Marcel P, Sébastien Miroudot et Gaaitzen J de Vries (2018). « Functional specialisation in trade », *Journal of Economic Geography*, vol. 19, no 1, p. 1-30.
- Timmer, Marcel P., Abdul Azeez Erumban, Bart Los, Robert Stehrer et Gaaitzen J. de Vries (2014). « Slicing up global value chains », *Journal of Economic Perspectives*, vol. 28, no 2, p. 99-118.
- Timmer, Marcel P., Bart Los, Robert Stehrer et Gaaitzen J. de Vries (2014). « Fragmentation, incomes and jobs: An analysis of european competitiveness », *Economic Policy*, vol. 28, no 76, p. 613-661.
- Tukker, Arnold, Hector Pollitt et Maurits Henkemans (2020). « Consumption-based carbon accounting: Sense and sensibility », *Climate Policy*, vol. 20, no sup1, p. S1-S13.
- Van Assche, Ari (2022). « International business policy: A primer », dans, Springer International Publishing, p. 179-193.
- Van Buuren, Arwin, Jenny M. Lewis, B. Guy Peters et William Voorberg (2020). « Improving public policy and administration: Exploring the potential of design », *Policy & Politics*, vol. 48, no 1, p. 3-19.
- Van Den Bergh, Jeroen C. J. M., Arild Angelsen, Andrea Baranzini, W. J. W. Botzen, Stefano Carattini, Stefan Drews, *et al.* (2020). « A dual-track transition to global carbon pricing », *Climate Policy*, vol. 20, no 9, p. 1057-1069.
- Van Der Marel, Erik (2015). « Positioning on the global value chain map: Where do you want to be? », *Journal of World Trade*, vol. 49, no Issue 6, p. 915-949.
- Van Leeuwen, George et Pierre Mohnen (2017). « Revisiting the porter hypothesis: An empirical analysis of green innovation for the netherlands », *Economics of Innovation and New Technology*, vol. 26, no 1-2, p. 63-77.
- Venmans, Frank, Jane Ellis et Daniel Nachtigall (2020). « Carbon pricing and competitiveness: Are they at odds? », *Climate Policy*, vol. 20, no 9, p. 1070-1091.
- Vivoda, Vlado (2019). « Lng import diversification and energy security in asia », *Energy Policy*, vol. 129, p. 967-974.
- Wang, Yanfang et Jingmin Yao (2022). « Complex network analysis of carbon emission transfers under global value chains », *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 29, no 31, p. 47673-47695.
- Winter, Jennifer, Brett Dolter et G. Kent Fellows (2023). « Carbon pricing costs for households and the progressivity of revenue recycling options in canada », *Canadian Public Policy*, vol. 49, no 1, p. 13-45.
- Withey, Patrick, Chinmay Sharma, Van Lantz, Galen McMonagle et Thomas O. Ochuodho (2021). « Economy-wide and co2 impacts of carbon taxes and output-based pricing in new brunswick, canada », *Applied Economics*, vol. 54, no 26, p. 2998-3015.
- Wood, Peter John et Frank Jotzo (2011). « Price floors for emissions trading », *Energy Policy*, vol. 39, no 3, p. 1746-1753.
- World Bank (2018). *State and trends of carbon pricing 2018*, World Bank, Washington, DC.

- World Bank (2023a). *Carbon pricing dashboard*, World Bank Group. Récupéré le 23 février 2023 <https://carbonpricingdashboard.worldbank.org/>
- World Bank (2023b). *State and trends of carbon pricing 2023*, Washington, World Bank. Récupéré de <http://dx.doi.org/10.1596/39796>
- World Bank (2023c). *World development indicators*, World Bank. Récupéré le 25 mai 2023 de <https://databank.worldbank.org/source/world-development-indicators>
- Wu, Qingyang et Yanying Wang (2022). « How does carbon emission price stimulate enterprises' total factor productivity? Insights from china's emission trading scheme pilots », *Energy Economics*, vol. 109.
- Yamano, Norihiko et Joaquim Guilhoto (2020). « Co2 emissions embodied in international trade and domestic final demand: Methodology and results using the oecd inter-country input-output database », *OECD Science, Technology and Industry Working Papers*, , no 2020/11.
- Yanikkaya, Halit et Abdullah Altun (2020). « Beyond conventional trade: Trade openness implications of trade in value added », *The Singapore Economic Review*, vol. 66, no 04, p. 973-995.
- Zhong, Jiarui et Jiansuo Pei (2022). « Beggar thy neighbor? On the competitiveness and welfare impacts of the eu's proposed carbon border adjustment mechanism », *Energy Policy*, vol. 162.
- Zhong, Jiarui et Jiansuo Pei (2023). « Carbon border adjustment mechanism: A systematic literature review of the latest developments », *Climate Policy*, p. 1-15.

## Annexes

### **Annexe 1 : Définitions des produits selon la Commission européenne**

Définition des types de produit issue du rapport de la Commission européenne sur l'application d'un MACF (Commission européenne, 2021b : 78, traduction libre):

Matières premières : Matières qui se trouvent au début de toute chaîne de valeur et qui sont le résultat de l'exploitation de mines ou de carrières, ou de matières telles que les produits agricoles et forestiers (c.-à-d. la biomasse). Les matières premières peuvent être modifiées physiquement (par exemple, la taille des agrégats) par rapport à leur forme naturelle, mais elles ne sont généralement pas modifiées chimiquement avant d'être utilisées dans un processus de production. Les matières premières ont des émissions intégrées nulles.

Matières de base : Une matière est une substance (techniquement pure) ou un mélange de substances sous une forme physique vendable, gazeuse (hydrogène, éthylène, etc.), liquide (acide nitrique, essence) ou solide (clinker de ciment, granulés de polyéthylène, lingots de métal, etc.), qui a été dérivée de matières premières dans le cadre d'un processus industriel au cours duquel leur composition chimique a été modifiée (par exemple, le clinker est le résultat d'une combustion, les minerais de fer sont réduits en fer/acier métallique, le pétrole brut est divisé en composants par des processus physiques et des modifications chimiques, etc.). Le terme ne signifie pas nécessairement qu'il est produit par une seule étape de production, mais généralement par un nombre limité d'étapes de production qui peuvent généralement être réalisées dans une seule installation (même si, dans la pratique, plusieurs installations indépendantes sont souvent impliquées). Dans ce contexte, les installations appartiennent généralement à des secteurs à forte intensité énergétique couverts par le SEQE UE.

Produits de base : Les produits façonnés qui se composent essentiellement d'un seul matériau de base et qui sont généralement produits dans le cadre d'un processus (parfois à forte intensité énergétique) étroitement lié et réalisé dans la même installation que le matériau de base. Exemples : briques et tuiles en céramique, bouteilles en verre, tôles,

barres, bobines, profilés en acier ou en aluminium, etc. Il existe souvent un fort potentiel d'économie d'énergie dans le processus si l'étape de formage est intégrée à la production du matériau, par exemple si l'acier encore chaud peut passer directement de la coulée continue à l'installation de laminage à chaud. Par conséquent, il n'y a guère de raison d'effectuer le formage dans une usine séparée, et le matériau de base est rarement commercialisé sans étape de formage.

Composants (aussi appelés produits semi-finis) : Ce terme désigne les produits constitués de plus d'un matériau de base ou d'un produit à base de matériau de base, qui nécessitent donc des étapes de fabrication plus complexes. Dans cette catégorie, on trouve les tôles d'acier après traitement de surface et revêtement, découpage et formage ultérieur, par exemple en tôles ayant déjà la forme d'une portière de voiture, ainsi que les pneus de voiture. Un composant en soi n'est généralement pas destiné aux consommateurs finaux, mais peut remplacer des parties d'un produit final.

Produits finaux : Tout produit constitué de composants et/ou d'autres matériaux/produits de base. Contrairement aux autres produits de la chaîne de valeur, les produits finaux ne font pas partie d'autres produits finaux. Il s'agit d'un large éventail de produits, notamment les voitures, les téléphones portables et les téléviseurs, mais aussi des produits plus simples tels que les rouleaux de papier aluminium emballés dans du carton et prêts à être vendus aux consommateurs finaux.

## Annexe 2 : Classification des branches d'activité de l'OCDE

### TiVA 2021 - Branches d'activité



N. Code	Description de la branche d'activité	CITI Rév.4
1 D01T02	Agriculture, chasse et sylviculture	01, 02
2 D03	Pêche et aquaculture	03
3 D05T06	Extraction de matières premières énergétiques	05, 06
4 D07T08	Extraction de matières premières non énergétiques	07, 08
5 D09	Services de soutien aux industries extractives	09
6 D10T12	Industries alimentaires, boissons, tabac	10, 11, 12
7 D13T15	Textiles, habillement, cuir et chaussures	13, 14, 15
8 D16	Bois, articles en bois et en liège	16
9 D17T18	Papier, carton ; imprimerie et reproduction d'enregistrements	17, 18
10 D19	Cokéfaction et raffinage	19
11 D20	Industrie chimique	20
12 D21	Industrie pharmaceutique, produits médicaux chimiques et botaniques	21
13 D22	Caoutchouc et matières plastiques	22
14 D23	Autres produits minéraux non métalliques	23
15 D24	Industrie métallurgique	24
16 D25	Ouvrages en métaux	25
17 D26	Fabrication de produits informatiques, électroniques et optiques	26
18 D27	Fabrication d'équipements électriques	27
19 D28	Fabrication de machines et équipements n.c.a.	28
20 D29	Industrie automobile	29
21 D30	Fabrication d'autres matériels de transport	30
22 D31T33	Fabrication de meubles, autres industries manufacturières ; Réparation et installation de machines et d'équipement	31, 32, 33
23 D35	Distribution d'électricité, de gaz, de vapeur d'eau et d'air conditionné	35
24 D36T39	Eau, assainissement, gestion des déchets et dépollution	36, 37, 38, 39
25 D41T43	Construction	41, 42, 43
26 D45T47	Commerce ; réparation d'automobiles et de motocycles	45, 46, 47
27 D49	Transports terrestres et par conduites	49
28 D50	Transports fluviaux et maritimes	50
29 D51	Transports aériens	51
30 D52	Entreposage et services auxiliaires des transports	52
31 D53	Activités de poste et de courrier	53
32 D55T56	Hébergement et restauration	55, 56
33 D58T60	Activités d'édition, audiovisuelles et de diffusion	58, 59, 60
34 D61	Télécommunications	61
35 D62T63	Activités informatiques et autres services d'information	62, 63
36 D64T66	Services financiers et assurance	64, 65, 66
37 D68	Immobilier	68
38 D69T75	Activités professionnelles, scientifiques et techniques	69 to 75
39 D77T82	Services administratifs et de soutien	77 to 82
40 D84	Administration publique et défense; sécurité sociale obligatoire	84
41 D85	Enseignement	85
42 D86T88	Santé humaine et action sociale	86, 87, 88
43 D90T93	Activités artistiques, récréatives et de loisirs	90, 91, 92, 93
44 D94T96	Autres activités de services	94,95, 96
45 D97T98	Activités des ménages en tant qu'employeurs ; activités indifférenciées en tant que producteurs d'97, 98	